



HAL
open science

Durabilité du drainage agricole français sous contrainte de changement climatique

Alexis Jeantet

► **To cite this version:**

Alexis Jeantet. Durabilité du drainage agricole français sous contrainte de changement climatique. Milieux et Changements globaux. Sorbonne Université, 2022. Français. NNT: 2022SORUS347. tel-03935433

HAL Id: tel-03935433

<https://theses.hal.science/tel-03935433v1>

Submitted on 11 Jan 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 (ED 398)

INRAE – UR HYCAR

Durabilité du drainage agricole français sous contrainte de changement climatique

Par Alexis Jeantet

Thèse de doctorat en hydrologie

Dirigée par Julien Tournebize, Philippe Martin et Guillaume Thirel

Présentée et soutenue publiquement le 15/11/2022

Devant un jury composé de :

Valérie Plagnes , Professeur, Sorbonne Université, METIS	Présidente
Flavie Cernesson , Maître de conférences, AgroParisTech, TETIS	Rapportrice
Flora Branger , Directrice de recherche, INRAE, RIVERLY	Rapportrice
Laurie Boithias , Physicienne-Adjointe, Université Toulouse III, GET	Examinatrice
Alain Dutertre , Ingénieur agronome, Institut du végétal ARVALIS	Invité
Julien Tournebize , Ingénieur de recherche, INRAE, HYCAR	Directeur de thèse
Philippe Martin , Professeur, AgroParisTech, SADAPT	Co-directeur de thèse
Guillaume Thirel , Chargé de recherche, INRAE, HYCAR	Encadrant

Remerciement

« Il faut remercier les hommes le moins possible parce que la reconnaissance qu'on leur témoigne les persuade aisément qu'ils en font trop ! »

Benjamin Constant

Il n'y a que peu de personnes faisant preuve de plus de mauvaise foi qu'un doctorant affirmant à l'aube de ses remerciements qu'il n'en doit à personne. Si la thèse semble être en apparence une réalisation personnelle, elle est par essence le résultat d'une collaboration entre le doctorant et toutes les personnes (souvent très nombreuses) qui l'ont guidé durant ce voyage. Aussi est-ce le moment pour moi d'identifier ces personnes et de les remercier pour avoir contribué à l'aboutissement de ce travail de thèse.

Les premières personnes que je souhaite remercier sont mes directeurs et encadrants de thèse. A Julien, merci de m'avoir donné cette opportunité alors que j'étais en CDD. Tu avais déjà pu constater mon entêtement dans certains travaux, et malgré mon côté têtu et buté tu t'es directement exposé à trois années supplémentaires durant lesquelles j'ai pleinement exprimé mes frustrations et autres mécontentements en cours de route. En conséquence, mes remerciements concernent aussi bien les guides et conseils scientifiques que ton endurance face à mes nombreuses plaintes. A Philippe, merci d'avoir continué à me conseiller et à m'orienter dans mes travaux alors que la thèse perdait au fur et à mesure sa fibre agronomique. Tu m'as incité à vulgariser mon propos au maximum, et si le lecteur trouve ce manuscrit compréhensible et pédagogique c'est principalement grâce à toi. Enfin à Guillaume, merci d'avoir accepté d'encadrer cette thèse en cours de route et d'avoir été patient face à mes lacunes en matière de projections climatiques et analyses associées. Merci également pour ta rigueur et ton souci du détail, tant sur l'écrit que dans la démarche scientifique. Cela m'a notamment appris la prudence face aux arguments exposés, et l'exigence qu'un propos ne peut être tenu que s'il est correctement justifié.

Je tiens à remercier les cinq membres du jury pour avoir accepté de lire et d'évaluer ce travail : Flora Branger, Flavie Cernesson, Laurie Boithias, Valérie Plagnes et Alain Dutertre. Merci pour vos commentaires durant la soutenance, qui ont contribué, s'il m'est permis de le dire, à ce que la discussion soit riche et bienveillante. Je remercie également les membres des deux comités de pilotage pour avoir évalué ce travail à mi-court, pour nous avoir confortés dans les bonnes démarches et réaiguillés lorsque nous faisons fausse route : David Makowski, François Birgand et Nicolas Le Moine.

Viens maintenant le moment de remercier les collègues que j'ai pu croiser durant ces 3-4 années à INRAE, sur le site d'Antony. Commençons par mes collègues d'ARTEMHYS, que je remercie pour m'avoir accueilli, d'abord en tant qu'ingénieur d'études puis en tant que doctorant, sans vous questionner sur cette volonté (folle ?) de retourner en études alors que je les avais terminées. A Alban, Aliénor, Bruno, Cédric et Hocine, merci pour votre écoute et vos conseils autour de la thèse, qui m'ont souvent permis de voir plus large et de sortir la tête de l'eau. Mention spéciale à Cédric grâce à qui j'ai officieusement passé un CAP toiture/clôture en m'offrant ponctuellement l'opportunité de sortir du bureau pour prendre le soleil du terrain ! Le charme d'ARTEMHYS, c'est surtout ses moments de convivialité comme le café matinal et le kebab, réunissant un groupe de collègues fidèles au poste et intransigeants sur les absences non justifiées. Parmi les plus motivés d'entre eux, j'adresse un grand merci à Arnaud, Fatima, Guilherme, Jérémie (caporal-chef ?) et Joanna grâce auxquels ces moments se sont transformés en petits rituels nécessaires à l'aboutissement de la thèse, me permettant de souffler et de quérir du soutien auprès de collègues disponibles et à l'écoute. Je remercie également les stagiaires artémhysiens, qui se sont souvent portés volontaires pour le café : Agathe, Ahmeda, Cécile, Hassan, Marie, Matthieu, Myriam, Naïma, Quentin, Sabry et Samira.

Mes co-doctorants ont également été de fervents participants des pauses café et je leur dédis une mention spéciale. Alexandre, nous n'aurons pas beaucoup cohabité mais ta bonne humeur et ta motivation encourage à penser qu'ARTEMHYS est entre de bonnes mains et que tu prendras assurément la relève (oui, je pense aux pauses café). A Aya Que dire ? Ayayaya ? Un grand merci pour ta présence pendant ces trois ans, un mélange entre folie douce et bonne humeur. Tu as su transformer la monotonie du quotidien en une succession de péripéties par ta capacité à ce que chaque jour soit une aventure. Je me suis souvent dirigé vers ton bureau avec le sourire même si, j'ose l'avouer, c'était parfois à tes dépens. A Samy, comme avec Aya, il me faudrait plus qu'un coin de paragraphe pour te remercier après ces quatre années à cohabiter au SIDRA Office. Si la thèse est un combat contre soi-même, tu as été comme un frère d'armes (j'exagère à peine), patient et toujours au soutien. Merci pour ces échanges, tant sur le plan professionnel que personnel, et d'avoir rendu cette épreuve beaucoup plus agréable au quotidien.

Vient le tour des collègues croisés au sport durant ces quatre années, principalement au volley, au frisbee et au Mamane (oui, c'est un sport), que je remercie pour les pauses méridiennes (ou après le boulot) qui permettaient de se détendre et de repartir travailler d'un bon pied (si pas de blessure) : Aaron, Céline, Cyril, Florent, Guilherme, José, Laurent, Lila, Marion, Matthieu, Myriam, Olivier, Paola, Paul A., Paul R.G., Pierre B., Pierre N., Romane, Roger, Sara, Sylvain, Thibault, Timo, Valérie, Vazken ... Pardonnez les éventuels oublis, cette liste est certainement incomplète et intègre notamment la majorité des collègues précédemment cités (plus ceux cités plus bas). Mention spéciale à François T. pour avoir été un pilier infailible dans l'organisation de ces moments-là. Merci également à tous les autres collègues, que j'ai croisé plus à l'improviste sur le chemin du travail ou au détour d'un couloir, pour avoir pris le temps d'une remarque encourageante : Bernard, Catherine, Charles, Evelyne, François B., Maria-Helena, Nathalie.

Comme il n'y a pas que le boulot dans la vie, il me faut également remercier toutes les personnes qui m'ont accompagné dans un cadre moins formel durant ce voyage. Merci à mes amis du groupe Cahors-Toulouse qui s'est avéré être un bon groupe de peintres au goût artistique très affirmé (vous êtes trop nombreux, je ne vous cite pas mais le cœur y est !). Merci à mes amis de Paris, pour m'avoir poussé à continuer et souvent remis le pied à l'étrier : Charlotte, Daniela, Fella, Léonard, Marwen, Manon, Olivier, Raphaël, Sayato. Plus particulièrement, merci à Claire pour avoir endossé la triple-casquette d'amie, de colocataire et de souffre-douleur du quotidien.

Enfin, ces remerciements ne sauraient être complets sans parler de ma famille, qui m'a encouragé à faire ce voyage puis m'a soutenu pour l'amener à son terme. A mes parents, à mes frères et sœurs (Julien, Florent, Jérémy et Lily) et tous les autres membres qui ont subi par ma faute des séances de charabias assurément incompréhensibles et soporifiques : Pépé, Mamie A., Mamie Y., Tata, Tonton, Titou, Andréa, Mathias, Léo, Evie, Julie, Martine, Gilles, les Theret and Co. Pour finir, merci à toi, Valentine, qui m'accompagne maintenant depuis plus de 10 ans, pour avoir été la première à me dire que je pouvais le faire et pour avoir cru en moi. Merci pour m'avoir écouté, pansé mes inquiétudes et encouragé à continuer alors que l'éloignement ne jouait pas en notre faveur. Si je peux aujourd'hui lever la main quand on demande dans le train s'il y a un docteur (non, je ne le ferai pas), c'est grâce à toi.

Résumé de la thèse

Le drainage agricole est une technique hydraulique employée sur des sols présentant des problèmes temporaires ou permanents d'infiltration des eaux, limitant le ressuyage des sols et induisant des phénomènes de crues dommageables pour les cultures. Cette technique permet de stabiliser les conditions hydriques des parcelles en contrôlant la teneur en eau d'un sol et en l'aérant, le rendant plus exploitable. En France, les parcelles drainées cumulent une surface de plus de 2.7 millions d'hectares, soit pratiquement 10 % de la Surface Agricole Utile (SAU). Dès lors, évaluer l'hydrologie future du drainage agricole est un enjeu majeur, particulièrement dans un contexte de changement climatique où la gestion de la ressource en eau devient (est déjà) un enjeu environnemental et sociétal important. A notre connaissance, ce genre d'étude n'a pas été réalisé à ce jour.

L'objectif de la thèse a été de dresser un bilan détaillé de l'hydrologie future du drainage agricole français d'ici à l'horizon 2100, sur 22 sites décrivant les principales caractéristiques pédoclimatiques des milieux drainés de la France métropolitaine. Pour cela, une chaîne de modélisation hydro-climatique a été utilisée pour simuler un ensemble de projections hydrologiques, allant des scénarios climatiques jusqu'à un panel de 17 descripteurs hydrologiques (HIs, pour « Hydrological Indicators » en anglais) spécifiques au drainage agricole. Un ensemble de 30 projections climatiques a été utilisé, réparties selon : (1) trois scénarios climatiques du type Radiative Concentration Pathways (RCPs) ; (2) six modèles de circulation générale (« General Circulation Models » en anglais, GCMs) ; (3) neuf modèles climatiques régionaux (« Regional Climate Models » en anglais, RCMs).

Tout d'abord, les travaux ont porté sur l'analyse du modèle hydrologique de drainage SIDRA-RU (SIMulation du DRAINage – Réserve Utile), développé pour s'adapter aux conditions pédoclimatiques françaises. Sur le site de La Jaillière jugé caractéristique du drainage français, le modèle SIDRA-RU a montré de très bonnes performances numériques et graphiques. L'analyse de la robustesse temporelle du modèle sur les 22 sites a montré que le modèle SIDRA-RU est temporellement robuste, bien qu'avec des performances légèrement plus faibles sur les sols argileux. Par conséquent, SIDRA-RU a été considéré comme fiable pour simuler les projections hydrologiques futures du drainage agricole sur la France métropolitaine.

Ensuite, nous avons évalué l'impact de l'utilisation de projections climatiques sur la simulation des 17 HIs étudiés dans cette thèse, sur le site de La Jaillière. Les résultats ont montré que l'utilisation des projections climatiques pour forcer le modèle SIDRA-RU sur le temps futur ne générerait pas de biais significatifs sur les descripteurs hydrologiques. L'analyse de la propagation d'incertitude inhérente à la chaîne de modélisation hydro-climatique a révélé que les composantes climatiques (GCMs et RCMs) sont les deux principales sources d'incertitude.

Enfin, les 17 HIs ont été calculés sur les 22 sites de la base de données pour donner une vision dans l'espace des principaux effets du changement climatique sur l'hydrologie du drainage français. Les résultats ont montré que plus on se rapprochera de 2100 et plus le scénario climatique sera sévère, plus les changements attendus seront importants, notamment : (1) une intensification de la période sèche, exposant les cultures en place à un besoin croissant d'irrigation ; (2) une intensification des phénomènes de crues qui soulève la question de l'efficacité future des réseaux de drainage actuellement en place pour protéger les cultures pendant la saison humide. Ce changement de régime est caractéristique des 22 sites, quels que soient le type de sol ou la localisation. La qualité des eaux d'origine agricole et les pratiques agricoles des milieux drainés seront également impactées, incitant potentiellement les agriculteurs et décideurs politiques à adapter leurs pratiques pour garantir la productivité agricole et protéger l'Environnement.

Summary of the thesis

Artificially-drained soils are soils showing temporary or permanent waterlogging issues generating a fast soil saturation during the wet season. This phenomenon limits natural soil drainage, i.e., the soil ability to dry out, and often leads to flood events harmful to current crops. Agricultural drainage is a solution partially addressing the problem. This hydraulic technic stabilizes hydric conditions into the soil depth managing the soil water content and increasing its aeration to ensure better crop yields. In France, all artificially-drained soils comprise more than 2.7 million ha of arable soils, i.e., close to 10 % of all arable land. Consequently, the need for evaluating the future hydrology of French drained soils is crucial, especially in an unstable future context affected by climate change where water resource management will become (has already become) a major environmental and societal issue. To our knowledge, such a study has not yet been carried out.

The main purpose of the thesis was to assess as precisely as possible the future French drainage hydrology by 2100 on 22 drained sites reflecting the main pedoclimatic characteristics of the main drained areas of mainland France. A hydro-climatic modelling chain based on a multi-model ensemble approach was used to simulate a set of future hydrological projections from greenhouse gas emission scenarios to a group of 17 hydrological indicators (HIs) describing the main characteristics of the drainage hydrology. The future climatic conditions were provided by 30 climate projections spread over: (1) three future climate scenarios based on Radiative Concentration Pathways (RCPs); (2) six General Circulation Models (GCMs); (3) nine Regional Climate Models (RCMs).

First, the study focused on the analysis of the hydrological drainage model SIDRA-RU (“Simulation du DRAINage – Réserve Utile” in French), a model developed to adapt to French pedoclimatic conditions. The SIDRA-RU model showed very good numerical and graphical performance on the La Jaillière site, which was deemed representative of the majority of French drained soils. Then, an analysis of the temporal robustness of the SIDRA-RU model on the 22 drained plots showed that the model was temporally robust despite a weaker performance on clayey soils. Consequently, the SIDRA-RU was deemed reliable to simulate future hydrological projections over mainland France.

Second, we assessed the impact of using climate projections in the SIDRA-RU model on the simulation of the 17 hydrological indicators on the La Jaillière site. Results showed that using climate projections to force the SIDRA-RU model does not significantly bias the hydrological indicators. The uncertainty propagation analysis resulting from the hydro-climatic modelling chain revealed that the climate components, i.e., the GCMs and the RCMs, are the two main sources of uncertainty.

Third, the 17 hydrological indicators were calculated on the 22 drained plots from the database to spatially assess the main effects of climate change on the French drainage hydrology. Results showed that the expected changes will become more important as 2100 gets closer and the future climate scenario will be severe. Among the principal changes, there are: (1) an intensification of the dry period exposing current crops to an increasing irrigation need; (2) an intensification of flood events raising the question of the sustainability of the design of current drainage networks to protect current crops during the wet season. This regime change is common to all the 22 drained plots regardless of soil type or location. Agricultural water quality and agricultural practices in drained areas will be also impacted, potentially prompting farmers and decision-makers to adapt their practices to farm productivity and protect the environment. Further analysis is required to detail these latter elements.

Table des matières

REMERCIEMENT	I
RESUME DE LA THESE	III
SUMMARY OF THE THESIS.....	IV
TABLE DES MATIÈRES.....	V
LISTE DES ILLUSTRATIONS	IX
LISTE DES TABLEAUX.....	XII
LISTE DES INDEXES COURANTS.....	XIII
INTRODUCTION GENERALE	1
CONTEXTE	1
PROBLEMATIQUE	2
ORGANISATION DU MANUSCRIT	3
PARTIE I – ENJEUX RELATIFS AU FUTUR DU DRAINAGE AGRICOLE FRANÇAIS SOUS CONTRAINTE DE CHANGEMENT CLIMATIQUE.....	6
CHAPITRE I.1 : LE DRAINAGE EN FRANCE METROPOLITAINE	7
<i>1.1.1 Sols drainés : des sols hydromorphes</i>	<i>7</i>
<i>1.1.2 Technique de drainage agricole</i>	<i>8</i>
<i>1.1.3 Chemins d'écoulement dans le réseau</i>	<i>10</i>
<i>1.1.4 Secteurs de référence drainage en France.....</i>	<i>11</i>
<i>1.1.5 Drainage agricole et environnement</i>	<i>12</i>
1.1.5.1 Les impacts du drainage agricole sur son environnement	12
1.1.5.2 L'évolution des pratiques culturales	13
1.1.5.3 Les zones tampons humides artificielles	14
1.1.5.4 La réutilisation des eaux de drainage.....	15
<i>1.1.6 Synthèse sur le drainage agricole.....</i>	<i>16</i>
CHAPITRE I.2 : EVOLUTION DU CLIMAT FRANÇAIS AU COURS DU XXI ^E SIECLE ...	17
<i>1.2.1 Evolution des températures moyennes journalières</i>	<i>17</i>
<i>1.2.2 Evolution des volumes annuels de précipitation</i>	<i>19</i>
<i>1.2.1 Synthèse sur l'évolution du climat français au XXI^e siècle.....</i>	<i>20</i>
CHAPITRE I.3 EVOLUTION DU DRAINAGE SOUTERRAIN SOUS CHANGEMENT CLIMATIQUE.....	22
<i>1.3.1 Evolution du volume annuel drainé</i>	<i>22</i>
<i>1.3.2 Pérennité des réseaux de drainage sous changement climatique</i>	<i>24</i>
<i>1.3.3 Evolution du drainage et son environnement sous changement climatique.....</i>	<i>24</i>

CHAPITRE I.4 : SYNTHÈSE SUR L'ÉTAT DE L'ART RELATIF AU FUTUR DU DRAINAGE AGRICOLE FRANÇAIS SOUS CONTRAINTE DE CHANGEMENT CLIMATIQUE.....	26
PARTIE II – MATERIEL ET METHODES	28
CHAPITRE II.1 : PRESENTATION GENERALE DES SITES D'ETUDES ET DES DONNEES UTILISEES.....	29
<i>II.1.1 Localisation des sites et caractéristiques associées</i>	29
II.1.1.1 Classification texturale des sites étudiés.....	29
II.1.1.2 Systèmes de drainage	31
II.1.1.3 Climat	31
II.1.1.4 Cultures en place	32
<i>II.1.2 Données</i>	34
II.1.2.1 Données hydrologiques	34
II.1.2.2 La base de données SAFRAN.....	37
II.1.2.3 Projections climatiques	37
CHAPITRE II.2 : MODELISATION HYDROLOGIQUE DU DRAINAGE SOUTERRAIN	41
<i>II.2.1 Modèles de simulation du drainage dans la communauté scientifique</i>	41
<i>II.2.2 Article : Coupling of a subsurface drainage model with a soil reservoir model to simulate drainage discharge and drain flow start</i>	43
CHAPITRE II.3 : SIMULATION DES DESCRIPTEURS HYDROLOGIQUES SPECIFIQUES AU DRAINAGE SOUTERRAIN.....	58
<i>II.3.1 Descripteurs hydrologiques issus de la littérature.....</i>	58
II.3.1.1 En hydrologie conventionnelle	58
II.3.1.2 En hydrologie spécifique au drainage souterrain.....	58
<i>II.3.2 Détermination des descripteurs hydrologiques du drainage souterrain utilisés dans l'étude</i>	59
II.3.2.1 Descripteurs de temporalité de la saison de drainage	60
II.3.2.2 Descripteurs de saturation et de désaturation du réservoir sol.....	61
II.3.2.3 Descripteurs de volume d'eau drainé annuel et saisonnier.....	61
II.3.2.4 Dynamique temporelle des débits drainés.....	62
II.3.2.5 Phénomènes de crues.....	62
II.3.2.6 Dimension des réseaux de drainage souterrain.....	63
CHAPITRE II.4 : SYNTHÈSE SUR LE MATERIEL ET LA METHODE EMPLOYEE	65
PARTIE III – CHAÎNE DE MODELISATION	66
CHAPITRE III.1 : ROBUSTESSE D'UN MODELE DE DRAINAGE PARCIMONIEUX A L'ECHELLE DE LA FRANCE	67
CHAPITRE III.2 : IMPACT DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LES DESCRIPTEURS DE DRAINAGE POUR UN SITE REPRESENTATIF FRANÇAIS	94
CHAPITRE III.3 : PROPAGATION D'INCERTITUDES DANS UNE CHAÎNE DE MODELISATION DE L'IMPACT DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LE DRAINAGE POUR UN SITE REPRESENTATIF FRANÇAIS	105
CHAPITRE III.4 : GENERATION DES DESCRIPTEURS HYDROLOGIQUES SUR LES 22 SITES REPRESENTATIFS DU DRAINAGE AGRICOLE FRANÇAIS	138

<i>III.4.1 Méthode</i>	138
III.4.1.1 Calcul des anomalies relatives des descripteurs hydrologiques.....	138
III.4.1.2 Relations entre anomalies hydrologiques et variables explicatives.....	139
III.4.1.3 Elasticité des descripteurs hydrologiques à la précipitation et à l'évapotranspiration potentielle.....	140
<i>III.4.2 Résultats</i>	141
III.4.2.1 Evolution des anomalies relatives des descripteurs hydrologiques.....	141
III.4.2.2 Une faible significativité des effets des variables explicatives sur les anomalies hydrologiques.....	148
III.4.2.3 Dépendances des anomalies hydrologiques aux anomalies climatiques.....	151
<i>III.4.3 Discussion</i>	155
III.4.3.1 Devenir de l'hydrologie du drainage français au XXI ^e siècle.....	155
III.4.3.2 Homogénéité spatiale des anomalies hydrologiques.....	158
III.4.3.3 Elasticités futures issues de la précipitation et de l'ETP sous changement climatique.....	160
<i>III.4.4 Conclusion du chapitre</i>	161
PARTIE IV - DISCUSSION GENERALE	163
CHAPITRE IV.1 : PERENNITE DES RESEAUX DE DRAINAGE SOUS CHANGEMENT CLIMATIQUE.....	164
CHAPITRE IV.2 : PRODUCTIVITE AGRICOLE SUR LES MILIEUX DRAINES FRANÇAIS SOUS CHANGEMENT CLIMATIQUE.....	170
<i>IV.2.1 Conséquences du changement climatique sur les grandes cultures d'hiver</i>	171
<i>IV.2.2 Conséquences du changement climatique sur les grandes cultures de printemps</i>	173
<i>IV.2.3 Stratégies d'adaptation au changement climatique pour la résilience agronomique en milieu drainé</i>	174
CHAPITRE IV.3 : IMPACT DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LA QUALITE DES EAUX ISSUES DU DRAINAGE AGRICOLE.....	176
<i>IV.3.1 Evolution de la pollution future induite par les nitrates sous changement climatique</i>	176
<i>IV.3.2 Evolution de la pollution future induite par les pesticides sous changement climatique</i>	179
<i>IV.3.3 Stratégies d'adaptation au changement climatique pour la protection de la qualité des eaux d'origine agricole en milieu drainé</i>	182
IV.3.3.1 Le passage d'une agriculture conventionnelle à une agriculture biologique.....	182
IV.3.3.2 L'introduction de bassins de rétention des eaux drainées.....	183
IV.3.3.1 Les outils numériques d'aide à la décision.....	184
CHAPITRE IV.4 : LIMITES GENERALES ET PERSPECTIVES DE LA THESE.....	185
<i>IV.4.1 Une base de données hydrologiques à compléter</i>	185
<i>IV.4.2 Un modèle hydrologique imparfait</i>	186
<i>IV.4.3 Difficulté relative à l'estimation des biais induits par les projections climatiques sur les descripteurs hydrologiques</i>	187
<i>IV.4.4 Des impacts non quantifiés du changement climatique sur la productivité agricole et la qualité associée des eaux d'origine agricole</i>	188
PARTIE V – CONCLUSION GENERALE	189
REFERENCES	192
MATERIEL SUPPLEMENTAIRE	210

ANNEXE A : EQUATIONS UTILISEES DANS LES MODELES HYDROLOGIQUES MACRO ET DRAINMOD POUR DECRIRE LES PROCESSUS HYDROLOGIQUES DU DRAINAGE.....	210
ANNEXE B : TABLEAU DES PARAMETRES DU MODELE SIDRA-RU SUR LES 22 SITES DE L'ETUDE.....	212
ANNEXE C : COMPLEMENTS D'ANALYSES ISSUES DU CHAPITRE III.4.....	213
<i>Annexe C1 : Cartes des anomalies relatives des descripteurs hydrologiques.....</i>	<i>214</i>
<i>Annexe C2 : Tableaux des anomalies absolues pour chacun des 22 sites étudiés.....</i>	<i>235</i>
<i>Annexe C3 : Tableaux synthétisant les effets des variables explicatives sur les anomalies hydrologiques</i>	<i>258</i>
<i>Annexe C4 : Cartes des élasticités issues de la précipitation et de l'évapotranspiration sur les anomalies hydrologiques.....</i>	<i>267</i>
REFERENCES DU MATERIEL SUPPLEMENTAIRE.....	283

Liste des illustrations

FIGURE 1 : SCHEMA ILLUSTRANT UN RESEAU DE DRAINAGE SOUTERRAIN.	9
FIGURE 2 : SCHEMA D'ECOULEMENT DE L'EAU VERS LE DRAIN DANS UN SOL DRAINE PAR TUYAU ENTERRE. EXTRAIT DE VINCENT (2020).	10
FIGURE 3 : DISTRIBUTION PEDOLOGIQUE DES SOLS DRAINES EN FRANCE METROPOLITAINE, PRODUITE PAR JAMAGNE ET AL. (1977) ET LAGACHERIE ET FAVROT (1987), SUPERPOSEE A LA DISTRIBUTION SPATIALE DU DRAINAGE FRANÇAIS (RGA, 2010). SOURCE : JEANTET ET AL. (2021).	12
FIGURE 4 : EVOLUTION DE LA VARIATION DE LA TEMPERATURE MOYENNE (°C) SUR LA FRANCE METROPOLITAINE SELON TROIS RCPS : RCP2.6 (VERT), RCP4.5 (JAUNE) ET RCP8.5 (ROUGE). LES TRAITS EPAIS CORRESPONDENT AUX ECARTS ANNUELS MEDIANS DE TEMPERATURE MOYENNES SUR 20 ANS. POUR CHAQUE MEDIANE, LA ZONE COLOREE CORRESPOND A L'INTERVALLE DE CONFIANCE A 90 % DE LA MEDIANE, DEFINI COMME LA SURFACE ENTRE LE CENTILE 05 ET LE CENTILE 95. SOURCE : SOUBEYROUX ET AL. (2021).....	18
FIGURE 5 : EVOLUTION SAISONNIERE DES ECARTS DE TEMPERATURE (°C) PAR RCP ET HORIZON TEMPOREL. LES SAISONS SONT DEFINIES COMME SUIV : HIVER (DECEMBRE-JANVIER-FEVRIER) ; PRINTEMPS (MARS-AVRIL-MAI) ; ETE (JUIN-JUILLET-AOUT) ; AUTOMNE (SEPTEMBRE-OCTOBRE-NOVEMBRE). SOURCE : SOUBEYROUX ET AL. (2021).	18
FIGURE 6 : EVOLUTION DE LA VARIATION DU CUMUL ANNUEL DE PRECIPITATION (EN %) SUR LA FRANCE METROPOLITAINE SELON TROIS RCPS : RCP2.6 (VERT), RCP4.5 (JAUNE) ET RCP8.5 (ROUGE). LES TRAITS EPAIS CORRESPONDENT AUX ECARTS ANNUELS MEDIANS DE PRECIPITATION MOYENNES SUR 20 ANS. POUR CHAQUE MEDIANE, LA ZONE COLOREE CORRESPOND A L'INTERVALLE DE CONFIANCE A 90 % DE LA MEDIANE, DEFINI COMME LA SURFACE ENTRE LE CENTILE 05 ET LE CENTILE 95. SOURCE : SOUBEYROUX ET AL. (2021).....	19
FIGURE 7 : EVOLUTION SAISONNIERE DES ECARTS RELATIFS (%) DE CUMUL DE PRECIPITATION PAR RCP ET HORIZON TEMPOREL. LES SAISONS SONT DEFINIES COMME SUIV : HIVER (DECEMBRE-JANVIER-FEVRIER) ; PRINTEMPS (MARS-AVRIL-MAI) ; ETE (JUIN-JUILLET-AOUT) ; AUTOMNE (SEPTEMBRE-OCTOBRE-NOVEMBRE). SOURCE : SOUBEYROUX ET AL. (2021).	20
FIGURE 8 : LOCALISATION GEOGRAPHIQUE DES SITES ETUDIES.	30
FIGURE 9 : EVOLUTION DES VOLUMES MENSUELS DE PRECIPITATION (P), EVAPOTRANSPIRATION POTENTIELLE (ETP) ET DEBITS DRAINES OBSERVES (Q _{obs}) SUR LES 22 SITES ETUDIES.....	36
FIGURE 10 : SECTIONS DE CONTROLE ET DISPOSITIF DE MESURE DU DEBIT SUR LE SITE DE LA JAILLIERE. FIGURE ADAPTEE DE ARLOT (1999).	36
FIGURE 11 : CHAINE DE MODELISATION DES PROJECTIONS CLIMATIQUES. SOURCE : IPCC (2014) ; POTTER ET AL. (2020) ; SOUBEYROUX ET AL. (2021) ; METEO FRANCE.	38
FIGURE 12 : COMPARAISON DES SCHEMAS FONCTIONNELS DES MODELES DRAINMOD (B), MACRO (C) ET SIDRA-RU (D) PAR RAPPORT A UN SOL DRAINE TYPE (A). SUR LA FIGURE (A), D REPRESENTE LA PROFONDEUR DU DRAIN ET L'ECARTEMENT ENTRE DEUX DRAINS CONSECUTIFS. LES ACRONYMES LA, E, BT ET BT/C REPRESENTENT LES DIFFERENTES COUCHES DE SOL D'UN SOL TYPE, BASE ICI SUR L'EXEMPLE DE LA PARCELLE P4 DU SITE DE LA JAILLIERE (DAIRON, 2015). SUR LES FIGURES (B), (C) ET (D), LES ACRONYMES REPRESENTENT LES EXPRESSIONS SUIVANTES : ET POUR « EVAPOTRANSPIRATION », P POUR « PRECIPITATION », RUISS. POUR « RUISELLEMENT », IRRIG. POUR « IRRIGATION », INFIL. PROF POUR « INFILTRATION EN PROFONDEUR » ET Q _{DRAIN} POUR « DEBIT DRAINE ». POUR LA FIGURE (D), LES ACRONYMES MACROS. ET MICROS. DESIGNENT RESPECTIVEMENT LA « MACROPOROSITE » ET LA « MICROPOROSITE » DU SOL.	42
FIGURE 13 : ILLUSTRATIONS DE CINQ FAMILLES D'HIS SUR UN CYCLE HYDROLOGIQUE TYPE DU DRAINAGE SOUTERRAIN. L'EXPRESSION « CUM Q » CORRESPOND AU CUMUL ANNUEL DU DEBIT DRAINE. LES MOTS « DRY » (PERIODE DE DEBIT NUL), « RECHARGE » (PERIODE DE RECHARGE), « WET » (PERIODE HUMIDE)	

ET « RECESSION » (PERIODE DE RECESSION) REFERENT AUX DIFFERENTES CLASSES DE DEBITS SUR UNE ANNEE HYDROLOGIQUE (CF. SECTION II.3.2.4).....	60
FIGURE 14 : DISTRIBUTION DU DEBIT SPECIFIQUE EN FONCTION DES PERIODES DE RETOUR SUR LE SITE DE MELARCHEZ. SOURCE : AUGCARD ET AL. (2008) ; HENINE ET AL. (2012).	63
FIGURE 15 : ANOMALIES RELATIVES DE LA DUREE ANNUELLE PENDANT LAQUELLE LE RESERVOIR SOL EST SATURE (WETIND) PAR RCP ET SOUS-PERIODE FUTURE PROJETEE. LES ZONES GRISEES SUR LES CARTES CORRESPONDENT AUX PRINCIPALES AIRES DE DRAINAGE FRANÇAISES DEFINIES EN SECTION I.1.4. LES SYMBOLES REFERENÇANT CHAQUE SITE CORRESPONDENT A LEUR TEXTURE DE SOL : ARGILEUSE (CARRE), LIMONEUSE (ROND) ET LIMONO-ARGILEUSE (TRIANGLE). LES NUMEROS REFERENT AUX IDS DES SITES DU TABLEAU 2 QUI PRESENTENT UNE DIVERGENCE DE TENDANCE PAR RAPPORT AUX AUTRES SITES : ARCHIGNY (1), ARROU (2), BRAY (3), ET LONGNES (8).....	143
FIGURE 16 : ANOMALIES RELATIVES DE LA DUREE ANNUELLE PENDANT LAQUELLE LE RESERVOIR SOL EST DESATURE (DRYIND) PAR RCP ET SOUS-PERIODE FUTURE PROJETEE. LES ZONES GRISEES SUR LES CARTES CORRESPONDENT AUX PRINCIPALES AIRES DE DRAINAGE FRANÇAISES DEFINIES EN SECTION I.1.4. LES SYMBOLES REFERENÇANT CHAQUE SITE CORRESPONDENT A LEUR TEXTURE DE SOL : ARGILEUSE (CARRES), LIMONEUSE (ROND) ET LIMONO-ARGILEUSE (TRIANGLE).	144
FIGURE 17 : ANOMALIES RELATIVES DU BILAN D’EAU DRAINE EN HIVER (WDWB) PAR RCP ET SOUS-PERIODE FUTURE PROJETEE. LES ZONES GRISEES SUR LES CARTES CORRESPONDENT AUX PRINCIPALES AIRES DE DRAINAGE FRANÇAISES DEFINIES EN SECTION I.1.4. LES SYMBOLES REFERENÇANT CHAQUE SITE CORRESPONDENT A LEUR TEXTURE DE SOL : ARGILEUSE (CARRES), LIMONEUSE (ROND) ET LIMONO-ARGILEUSE (TRIANGLE). LES NUMEROS REFERENT AUX IDS DES SITES DU TABLEAU 2 QUI PRESENTENT UNE DIVERGENCE DE TENDANCE PAR RAPPORT AUX AUTRES SITES : ARCHIGNY (1), ARROU (2), BRAY (3), ET LONGNES (8).....	145
FIGURE 18 : ANOMALIES RELATIVES DU BILAN D’EAU DRAINE EN ETE (DDWB) PAR RCP ET SOUS-PERIODE FUTURE PROJETEE. LES ZONES GRISEES SUR LES CARTES CORRESPONDENT AUX PRINCIPALES AIRES DE DRAINAGE FRANÇAISES DEFINIES EN SECTION I.1.4. LES SYMBOLES REFERENÇANT CHAQUE SITE CORRESPONDENT A LEUR TEXTURE DE SOL : ARGILEUSE (CARRES), LIMONEUSE (ROND) ET LIMONO-ARGILEUSE (TRIANGLE). LE NUMERO REFERE A L’ID DU SITE DU TABLEAU 2 QUI PRESENTE UNE DIVERGENCE DE TENDANCE PAR RAPPORT AUX AUTRES SITES : SAINT-LAURENT (15).	146
FIGURE 19 : ANOMALIES DU BILAN D’EAU DRAINE HIVERNAL (WDWB, 1 ^{ERE} LIGNE) SOUS LE RCP2.6 EN FONCTION DES ANOMALIES DES VOLUMES DE PRECIPITATION (3 ^E LIGNE) ET D’EVAPOTRANSPIRATION POTENTIELLE (5 ^E LIGNE) SUR LA MEME PERIODE AVEC LES ELASTICITES CORRESPONDANTES.	152
FIGURE 20 : ANOMALIES DU BILAN D’EAU DRAINE HIVERNAL (WDWB, 1 ^{ERE} LIGNE) SOUS LE RCP4.5 EN FONCTION DES ANOMALIES DES VOLUMES DE PRECIPITATION (3 ^E LIGNE) ET D’EVAPOTRANSPIRATION POTENTIELLE (5 ^E LIGNE) SUR LA MEME PERIODE AVEC LES ELASTICITES CORRESPONDANTES.	153
FIGURE 21 : ANOMALIES DU BILAN D’EAU DRAINE HIVERNAL (WDWB, 1 ^{ERE} LIGNE) SOUS LE RCP8.5 EN FONCTION DES ANOMALIES DES VOLUMES DE PRECIPITATION (3 ^E LIGNE) ET D’EVAPOTRANSPIRATION POTENTIELLE (5 ^E LIGNE) SUR LA MEME PERIODE AVEC LES ELASTICITES CORRESPONDANTES.	154
FIGURE 22 : EVOLUTION DES VALEURS MEDIANES DE PERIODE DE RETOUR RP_{RC} ET DU DEBIT SPECIFIQUE ASSOCIE Q_{RC} ISSUS DES 22 SITES ETUDIES ENTRE LA PERIODE SPECIFIQUE « HIST. PER. » (1975-2004) ET LES TROIS HORIZONS FUTURS SOUS LES TROIS RCPS. LES FIGURES DANS LES COINS SUPERIEURS DROITS REPRESENTENT L’EVOLUTION DES COORDONNEES ASSOCIEES AU CHANGEMENT DE REGIME.....	158
FIGURE 23 : EVOLUTION DU CHANGEMENT DE REGIME (RC) POUR L’ENSEMBLE DES COUPLES DE PROFONDEUR D ET D’ECARTEMENT L DES DRAINS TESTES, SUR LES TROIS PERIODES FUTURES ET LES TROIS RCPS. LES RCS OBTENUS SONT COMPARES AU RC SUR LA PERIODE HISTORIQUE ET AU RC CORRESPONDANT AU COUPLE PERIODE FUTURE / RCP CONSIDERE TOUS DEUX OBTENUS AVEC LES DIMENSIONS (PROFONDEUR ET ECARTEMENT) INITIALES.	165
FIGURE 24 : EVOLUTION DES VALEURS MOYENNES DE DEBIT MAXIMAL ANNUEL Q_{MAX} ET DU NOMBRE ANNUEL DE CRUES (NUMFE) POUR DES COUPLES-TYPES D’ECARTEMENT L (M) ENTRE LES DRAINS ET DE PROFONDEUR D (M) DES DRAINS. L’ANALYSE EST REALISEE SUR LA PARCELLE P4 DU SITE EXPERIMENTAL	

DE LA JAILLIERE, EN UTILISANT LE RCP8.5 ET LA PERIODE FUTURE PP3 (2071-2099) COMME REFERENCES.
..... 166

FIGURE 25 : SCHEMA DECRIVANT L'EFFET DE L'ECARTEMENT DES DRAINS SUR LA RECHARGE DU SOL ET L'IMPACT ASSOCIE SUR LA SATURATION DES RESEAUX, DANS LE CAS OU LE SOL EST SUFFISAMMENT SATURE POUR QUE LA NAPPE SOIT PROCHE DE LA SURFACE A L'INTER-DRAIN. LES TERMES R_1 ET R_1' DESIGNENT LA RECHARGE DANS LES SECTIONS SATUREES DU PROFIL DE SOL SITUEES A L'INTER-DRAIN. LES TERMES R_2 ET R_2' DESIGNENT LA RECHARGE DANS LES SECTIONS NON SATUREES SITUEES AU-DESSUS DES DRAINS. 168

FIGURE 26 : EVOLUTION DE LA PRECIPITATION (P), DE LA TEMPERATURE (TEMP) ET DU FLUX DE NITRATES EXPORTES (NO_3) SUR LE SITE DE MELARCHEZ_GP SUR LA PERIODE 1975-1995. UN ZOOM EST REALISE SUR LA PERIODE ALLANT DE 1975 A 1977. POUR CHAQUE VARIABLE, CHAQUE POINT REPRESENTE UNE MOYENNE GLISSANTE DE LA VARIABLE SUR 20 JOURS. ADAPTEE DE TOURNEBIZE ET AL. (2008). 178

FIGURE 27 : NOMBRE D'APPLICATIONS MENSUELLES DE PESTICIDES SUR LA PARCELLE P4 DU SITE DE LA JAILLIERE SUR LA PERIODE 1996-2016 (A) COMPARE A L'EVOLUTION DU NOMBRE MENSUEL D'EVENEMENTS DE CRUES SUR LA PERIODE HISTORIQUE ET LES TROIS SOUS-PERIODES FUTURES (CF. TABLEAU 7) SOUS LES TROIS RCPS : RCP2.6 (B), RCP4.5 (C) ET RCP8.5 (D). 181

Liste des tableaux

TABEAU 1 : SYNTHÈSE DES ÉTUDES ÉVALUANT L'ÉVOLUTION DU VOLUME ANNUEL DRAINE SOUS CHANGEMENT CLIMATIQUE. LE SYMBOLE « ↗ » DANS LA COLONNE RESULTATS INDIQUE QUE LE VOLUME ANNUEL DRAINE AUGMENTE SUR CE SITE DANS LE FUTUR. À L'INVERSE, LE SYMBOLE « ↘ » INDIQUE UNE DIMINUTION DU VOLUME ANNUEL DRAINE. NOTONS QUE LES DEUX SCÉNARIOS CARACTÉRISÉS PAR UN « * » NE SONT PAS CLAIREMENT DÉFINIS DANS L'ARTICLE CORRESPONDANT COMME SRA2 MAIS PROVIENNENT DES SIMULATIONS DU NORTH AMERICAN REGIONAL CLIMATE CHANGE ASSESSMENT PROGRAM (NACCAP) QUI PRODUIT DES PROJECTIONS CLIMATIQUES FORCÉES PAR UN SCÉNARIO SRA2 (MEARNS ET AL., 2012).....	23
TABEAU 2 : CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DES 22 SITES DE LA BASE DE DONNÉES, AVEC LES INFORMATIONS RELATIVES AUX RESEAUX DE DRAINAGE PROPRES À CHAQUE SITE. CHAQUE SITE EST LOCALISÉ SUR LA FIGURE 8 PAR UN ID POUR LE REPERER SPATIALEMENT SUR LA FRANCE MÉTROPOLITAINE. POUR CHAQUE SITE, LE « N° DTP » CORRESPOND AU NUMÉRO DE DÉPARTEMENT DANS LEQUEL IL EST INCLUS.	30
TABEAU 3 : CARACTÉRISTIQUES CLIMATIQUES DES 22 SITES ÉTUDIÉS. L'EXPRESSION « OCEAN. ALTER. » SE RÉFÈRE AU CLIMAT Océanique ALTERÉ. LES DONNÉES CLIMATIQUES MOYENNES ONT ÉTÉ CALCULÉES SUR LA PÉRIODE 1975-2004 À PARTIR DE LA BASE DE DONNÉES SAFRAN (CF. SECTION II.1.2.2).	32
TABEAU 4 : OCCUPATION DES SOLS SUR LES 22 SITES ÉTUDIÉS. LE PARTAGE DANS LES CULTURES EN PLACE SUR LES SITES A ÉTÉ IDENTIFIÉ AVEC LE LOGICIEL RPG-EXPLORER SUR LE CANTON PROPRE À CHAQUE SITE, SUR LES SÉQUENCES CULTURALES DE 2015 À 2019.....	33
TABEAU 5 : CARACTÉRISTIQUES DES DONNÉES HYDROLOGIQUES DES 22 SITES ÉTUDIÉS.	35
TABEAU 6 : DISPONIBILITÉ DES PROJECTIONS CLIMATIQUES. LES NOMBRES 2.6, 4.5 ET 8.5 FONT RÉFÉRENCE AUX RCPS, RESPECTIVEMENT RCP2.6, RCP4.5 ET RCP8.5, DISPONIBLES POUR CHACUN DES 12 COUPLES GCM/RCMS À DISPOSITION. L'ANNOTATION « - » INDIQUE QUE LA COMBINAISON GCM/RCM CORRESPONDANTE N'À PAS ÉTÉ SIMULÉE. ADAPTE DE JEANTET ET AL. (2022).....	39
TABEAU 7 : DÉCOUPAGE TEMPOREL DES PROJECTIONS CLIMATIQUES.	139
TABEAU 8 : DESCRIPTEURS CLIMATIQUES ÉTUDIÉS PAR DESCRIPTEUR HYDROLOGIQUE POUR DÉTERMINER LES ELASTICITÉS CORRESPONDANTES. L'ÉTÉ EST DÉFINI D'AVRIL À SEPTEMBRE ET L'HIVER D'OCTOBRE À MARS.	141
TABEAU 9 : ÉVOLUTION DE LA SIGNIFICATIVITÉ DES EFFETS DES SEPT VARIABLES EXPLICATIVES ENTRE LE COUPLE PP1-RCP2.6 (VERT) ET LE COUPLE PP3-RCP8.5 (ROUGE). LES CASES BLANCHES REPRÉSENTENT L'ABSENCE DE SIGNIFICATIVITÉ DE L'EFFET D'UNE VARIABLE EXPLICATIVE SUR UNE ANOMALIE POUR LES DEUX COUPLES « PÉRIODES FUTURES – RCPS » CONSIDÉRÉS. POUR LA VARIABLE CLIMAT, « OCEAN. ALTER. » DÉSIGNÉ UN CLIMAT Océanique ALTERÉ. POUR TOUTES LES VARIABLES EXPLICATIVES, LES VALEURS ENTRE « < > » REPRÉSENTENT LA PART DE LA VARIABLE DANS LA VARIANCE TOTALE DE L'ANOMALIE SI LA VARIABLE EST SUPPOSÉE INDÉPENDANTE DES AUTRES. CE PARTITIONNEMENT DE LA VARIANCE EST ÉTABLI AVEC LE PACKAGE R « HIER.PART ». LES VALEURS ENTRE PARENTHÈSES « () » REPRÉSENTENT LE COEFFICIENT ASSOCIÉ À LA VARIABLE EXPLICATIVE SI L'EFFET DE CELLE-CI EST JUGÉ SIGNIFICATIF. CE COEFFICIENT EST ISSU DE LA RÉGRESSION DU GLM CORRESPONDANT. POUR LES VARIABLES QUALITATIVES (TEXTURE ET CLIMAT), UN COEFFICIENT EST FOURNI POUR CHAQUE ÉLÉMENT DE LA VARIABLE QUI PRÉSENTE UN EFFET SIGNIFICATIF.	149
TABEAU 10 : MÉDIANES DES ANOMALIES SUR LES DESCRIPTEURS HYDROLOGIQUES ENTRE LES 22 SITES POUR CHAQUE RCP ET CHAQUE PÉRIODE FUTURE, COMPARÉES AUX MÉDIANES ÉTABLIES SUR UNE RÉFÉRENCE HISTORIQUE « REF. HIST. » PAR DESCRIPTEUR HYDROLOGIQUE, AVEC LES UNITÉS CORRESPONDANTES. LES CASES ROUGES REPRÉSENTENT LES ANOMALIES POSITIVES DE DESCRIPTEURS. À L'INVERSE, LES CASES BLEUES REPRÉSENTENT LES ANOMALIES NÉGATIVES.....	156

Liste des indexes courants

La liste ci-dessous regroupe l'ensemble des indexes les plus courants utilisés dans le manuscrit. La plupart caractérisant une phrase en anglais, les définitions ont été fournies également en anglais. Toutefois, certains indexes ont leur équivalent en français. Dans un tel cas, l'acronyme français a été fourni entre parenthèse, de même que la définition correspondante. Les indexes avec une définition commune ont été rassemblés dans la même cellule et séparés par un « - ».

Catégories	Indexes	Définitions
Variables climatiques	P	Precipitation
	PET	Potential EvapoTranspiration
	CET	Corrected EvapoTranspiration
	AET	Actual EvapoTranspiration
	RET	Real EvapoTranspiration
Variables hydrologiques	Q	Drained Discharge
	h	Water table level
	R	Recharge
	S	Stock
	K	Hydraulic conductivity
	K_{sat}	Saturated hydraulic conductivity
	μ	Drainage porosity
	S_{max}	Maximal Stock in the SIDRA-RU Model
	S_{min}	Minimal Stock in the SIDRA-RU Model
	S_{inter}	Stock at the intermediate threshold in the SIDRA-RU model
	α	alpha Paramter in the van Genuchten Equations
	n	n Parameter in the van Genuchten Equations
	θ	Water content
θ_s	Saturated water content	
θ_r	Residual water content	
Chaîne de modélisation	MME	Multi-Model Ensemble approach
	CP	Climate Projection
	RCP	Radiative Concentration Pathway
	GCM	General Circulation Model
	RCM	Regional Climate Model
	SDM	Statistical Downscaling Model
	HM	Hydrological Model
	X_{HMs}	Hydrological Model Parameters

Catégories	Indexes	Définitions
Descripteurs hydrologiques	HI	Hydrological Indicator
	BegDS	Beginning of the Drainage Season
	LenDS	Length of the Drainage Season
	WetInd	Wet Index (durée du sol à saturation)
	DryInd	Dry Index (durée du sol à désaturation)
	ADWB	Annual Drained Water Balance
	DDWB	Dry season Drained Water Balance
	WDWB	Wet season Drained Water Balance
	LenDryP	Length of the Dry Period
	LenRechP	Length of the Recharge Period
	LenWetP	Length of the Wet Period
	LenReceP	Length of the Recession Period
	NumFE	annual Number of Flood Events
	CumLenFE	annual Cumulative Length in Flood Events
	MaxDisch - Q_{max}	Maximal Discharge
	Q_{Q95}	Discharge at the 95th quantile
	PkFlowAve	Peak Flow Average
	RP (PR)	Return Period (Période de Retour)
	RP_{RC}	Return Period at the Regime Change
	Q_{RC}	associated discharge (Q) at the Regime Change
QRP05, QRP10, ...	Discharge at the Return Period RP = 5 years, 10 years, ...	
Critères numériques	KGE	Kling and Gupta Efficiency
	NSE	Nash and Sutcliffe Efficiency
	RMSE	Root Mean Square Error
Autres indexes courants	IPCC (GIEC)	Intergovernmental Panel on Climate Change (Groupe d'Experts International sur l'Evolution du Climat)
	CMIP	Coupled Model Intercomparison Project
	PP1	future Period Part 1 : 2006-2040
	PP2	future Period Part 2 : 2041-2070
	PP3	future Period Part 3 : 2071-2099

Introduction générale

Contexte

Dans ses rapports successifs, le Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC en français, ou IPCC pour « Intergovernmental Panel on Climate Change » en anglais) a annoncé que la modification du climat induirait des changements sévères d'ici à l'horizon 2100, aux conséquences néfastes sur notre environnement et nos modes de vie (IPCC, 2008, 2014, 2022). Bien que des incertitudes subsistent quant à son intensité et aux stratégies à adopter pour atténuer/s'adapter à ces effets, il est aujourd'hui admis à l'échelle mondiale que des mesures doivent être prises pour lutter contre les conséquences induites par le changement climatique, e.g., les accords de Paris en 2015 à l'occasion de la COP21. Parmi les principaux impacts établis, l'augmentation de la température de l'air à l'échelle mondiale est un des effets les plus marquants. En France, nous avons déjà constaté son augmentation au cours des dernières décennies et celle-ci s'intensifiera de manière drastique au cours du XXI^e siècle (Terray and Boé, 2013 ; Soubeyrou et al., 2021). L'amplitude de cette augmentation dépend du scénario socio-économique que nous allons suivre à l'échelle mondiale, et il est admis que même le moins sévère de ces scénarios induira un réchauffement global. Un autre phénomène que nous pouvons attribuer au changement climatique est la modification des régimes pluviométriques (Dayon et al., 2018 ; Soubeyrou et al., 2021). En France, la quantité annuelle de pluie tombée sur le territoire est supposée rester stable au cours du XXI^e siècle. Cependant, la temporalité des épisodes pluvieux sera modifiée : une intensification des phénomènes de pluies en hiver contre une diminution de ces phénomènes en été. La modification du régime pluviométrique annuelle tendra à modifier le climat selon un rythme annuel à deux saisons : une saison plus humide entre octobre et mars ; une saison plus sèche entre avril et septembre. Nous assisterons à une forme de « méditerranéisation » du climat français (Déqué, 2007). De nos jours, il est également admis que le changement climatique n'est pas un phénomène affectant uniquement le climat. De nombreuses ressources naturelles sont affectées par ces changements. De façon évidente, l'une des plus essentielles, l'eau, fait partie de ces ressources.

L'intérêt de protéger et de gérer l'eau correctement est double. Dans un premier temps, l'eau est indispensable en tant que ressource aussi bien à l'environnement en général qu'aux êtres humains, étant utilisée dans la majeure partie de nos besoins. Ensuite, l'eau est liée à de nombreux aléas climatiques parmi les plus dommageables à la surface du globe et il est à prévoir que le changement climatique aura des conséquences sur le régime hydrologique de nos milieux qu'il est important d'évaluer. En effet, l'intensification des épisodes pluvieux aboutira à une occurrence croissante des phénomènes de crues, qui constituent l'un des aléas naturels les plus dommageables en termes de dégâts humains et matériels (Doocy et al., 2013). Ces crues seront plus fréquentes en hiver mais pourront également survenir au printemps, comme la crue de mai-juin 2016 qui a occasionné plus d'un milliard d'euros de dommages sur les bassins de la Seine et de la Loire (Perrin et al., 2017). De même, l'augmentation de la température est corrélée à l'augmentation de l'évapotranspiration (ET), soit la quantité d'eau évaporée du sol ou transpirée par les plantes sous l'effet de la chaleur, attendue dans le siècle à venir. Par conséquent, l'augmentation de la température induira une augmentation de l'ET surtout en été. Cette augmentation de l'ET sera à l'origine de périodes de sécheresse de plus en plus longues. La conséquence directe en est que la disponibilité de l'eau dans les milieux naturelles et anthropisées sera réduite sur cette période :

- Les périodes de recharge des nappes phréatiques seront plus courtes, et par voie de conséquence elles ne se rempliront plus correctement ce qui, associé à la baisse du niveau d'eau dans les rivières, provoquera des problèmes d'approvisionnement en eau potable dans un contexte de stress hydrique (Itier et al., 2013) ;

- Les cultures en place sur les parcelles agricoles disposeront de moins d'eau, accentuant le stress hydrique évoqué ci-dessus, ce qui nécessitera l'introduction de stratégies d'adaptation comme un changement de cultures ou une irrigation croissante dans l'objectif d'assurer un rendement agricole suffisant pour préserver la sécurité alimentaire (Dingkuhn et al., 2013 ; Hawkins et al., 2013 ; Caubel et al., 2018) ;
- Le débit dans les rivières diminuera générant de graves conséquences pour l'écologie et l'environnement (Vidal et al., 2016 ; Beaufort et al., 2020).

Tant pour sa protection que pour son bénéfice personnel, l'être humain a intégré un certain nombre de pratiques et infrastructures qui facilitent la gestion de l'eau dans son quotidien qui verront leur efficacité et utilité évoluer sous changement climatique. C'est dans ce contexte que s'inscrit le drainage agricole, technique employée sur des sols dans lesquels l'eau s'infiltrerait difficilement à l'état naturel. Son rôle est de favoriser la circulation de cette dernière dans la parcelle et limiter le ruissellement. A ce titre, il présente un avantage aussi bien en termes de production agricole que de protection des cultures contre les phénomènes de crues. Cependant, l'utilisation du drainage agricole a plusieurs effets dont certains sont significativement dommageables pour l'environnement. L'effet du drainage agricole sur la qualité des eaux issues des sols drainés en fait partie.

Problématique

Il est alors nécessaire, face à la modification des régimes hydrologiques induite par le changement climatique, de s'interroger sur l'évolution du drainage agricole dans ce contexte changeant : le drainage agricole remplira-t-il toujours sa fonction d'ici à l'horizon 2100 ? Est-il nécessaire de revoir les guides de dimensionnement actuel des réseaux pour s'adapter à ces nouvelles conditions ? A l'inverse, le drainage agricole deviendra-t-il inutile car les sols concernés ne seront plus sujets aux excédents d'eau, dommageables aux cultures ?

Dans la littérature, plusieurs études ont apporté des éléments de réponse sur des sites d'étude répartis dans le monde. Il en ressort que les impacts du changement climatique sur le drainage dépendent majoritairement des conditions pédoclimatiques intrinsèques à chaque site. Dans la littérature, ces conditions sont décrites comme relativement site-spécifiques, dépendant de facteurs tels que le climat, la localisation des sites, la granulométrie de sol, la matière organique ou la stratification des sols (Jamagne, 1968 ; Lagacherie and Favrot, 1987 ; Jeantet et al., 2021). Dès lors, toute généralisation de résultat est rendue difficile, et évaluer l'impact du changement climatique sur l'hydrologie de drainage agricole implique des études locales. A ce jour et à notre connaissance, aucune étude n'a traité le cas français et c'est dans ce contexte que s'inscrit ce travail de thèse, dont l'objectif est de répondre à la question suivante :

« Comment les caractéristiques hydrologiques du drainage agricole français évoluent-elles sous contrainte de changement climatique ? »

Les études évaluant l'impact du changement climatique sur le drainage agricole montrent que le changement climatique peut induire des effets sur une diversité d'aspects relatifs au drainage, comme le volume drainé ou l'intensité des débits drainés. Dès lors, il semble pertinent de bien représenter l'ensemble de ces aspects, et c'est ce que nous cherchons à définir sous l'expression « caractéristiques hydrologiques ». La seule analyse des données historiques n'est bien souvent pas suffisante pour répondre à cette question, notamment parce que les données historiques disponibles sont rares et trop courtes pour permettre d'évaluer l'évolution de l'hydrologie du drainage sous un

climat changeant. De plus, l'analyse des données historiques ne permet pas d'anticiper correctement l'évolution future de l'hydrologie du drainage agricole sous changement climatique. Dans ces conditions, utiliser un modèle hydrologique forcé par des projections climatiques est une méthode courante d'évaluation du devenir d'un système hydrologique sous changement climatique (e.g., Prudhomme et al. (2010) ; Charlton and Arnell (2014)). L'approche consiste à simuler un ensemble de projections hydrologiques dans le futur, par exemple d'ici à l'horizon 2100, afin d'en extraire des descripteurs hydrologiques (HIs, pour « Hydrological Indicators » en anglais) spécifiques au système étudié et aux objectifs de l'étude. L'évolution de ces HIs entre une période de référence historique et une période future permet d'avoir une vision fiable du comportement futur du système. Notre objectif étant de caractériser le futur hydrologique du drainage agricole de façon aussi détaillée que possible, un premier axe de travail consiste à élaborer une liste exhaustive décrivant ses principaux aspects : la temporalité du drainage, le bilan hydrologique ou l'intensité des débits issus des phénomènes de crues. L'analyse de ces caractéristiques est importante car celles-ci sont reliées aux principaux points d'intérêts pour les acteurs concernés pour le drainage agricole, e.g., la protection des cultures sur les milieux drainés pour assurer la productivité agricole des parcelles concernées et la protection de la qualité des eaux issues de ces milieux.

Pour être pertinente, l'évaluation de ces HIs sous changement climatique doit reposer sur une base de données jugée représentative du drainage agricole français, ce qui constitue un second axe de travail. Dans notre cas, il s'agit d'intégrer la diversité intrinsèque aux conditions pédoclimatiques françaises, régentes majoritaires du drainage agricole. Comme mentionné précédemment, cet élément est d'autant plus important que le drainage agricole est fortement dépendant des caractéristiques du site sur lequel il est utilisé. Un troisième axe de travail concerne le degré de confiance à accorder aux résultats. En effet, les projections hydrologiques au centre de notre étude sont générées à partir de modèles, hydrologiques et climatiques, qui ne sont par essence qu'une représentation imparfaite de la réalité. Dès lors, ils comportent nécessairement des défauts qui biaisent les résultats et faussent leurs interprétations. L'incertitude inhérente à cette modélisation nécessite alors d'être correctement évaluée.

Ce sujet de thèse est cofinancé par l'institut de convergence CLAND, missionné par l'Agence Nationale de la Recherche (ANR). L'objectif de CLAND est d'évaluer la vulnérabilité des écosystèmes cultivés face au changement climatique et les potentiels biologiques et économiques de réduction des émissions de gaz à effet de serre dans les secteurs de l'agriculture et de la gestion des forêts.

Organisation du manuscrit

Pour traiter la problématique posée, ce manuscrit est divisé en trois parties regroupant dix chapitres détaillant la démarche suivie, sous forme de thèse classique, puis les résultats obtenus sous forme de trois articles complétés d'un chapitre plus classique.

La première partie établit l'état général des connaissances actuelles décrivant l'impact du changement climatique sur le drainage agricole français dans la littérature. Le manuscrit étant partiellement écrit sous forme d'article, le lecteur est prié de se référer aux sections « Introduction » des articles de la Partie III correspondants pour des éléments plus spécifiques.

Un premier chapitre rappelle les éléments de base du drainage agricole en tant que méthode hydraulique. Le chapitre décrit les méthodes de drainage agricole les plus couramment utilisées et se focalise sur le drainage souterrain, méthode quasi-exclusive employée sur le sol français, et son impact sur l'hydrologie des parcelles drainées. Une description des sols drainés est également proposée,

l'objectif étant de mettre en lumière la diversité des sols drainés sur la France métropolitaine et les difficultés inhérentes à toute classification. Enfin, le chapitre établit les avantages et inconvénients liés à la pratique du drainage agricole.

Un second chapitre rappelle les principales conséquences du changement climatique sur le climat français. Le chapitre décrit la modification des régimes annuels de pluie et de température sur la France métropolitaine, ainsi que leur répartition spatiale et saisonnière. L'objectif est d'extraire les changements du climat susceptibles d'affecter l'hydrologie du drainage agricole au cours du XXI^e siècle.

Enfin, un troisième chapitre établit les principales modifications de l'hydrologie du drainage agricole induites par le changement climatique à travers le monde. L'évaluation du drainage français sous changement climatique n'étant pas encore traitée dans la littérature, ce chapitre permet de lier l'évolution de phénomènes climatiques, comme une intensification des phénomènes de pluies intenses, aux impacts générés sur le drainage agricole. L'objectif est d'établir un ensemble de « symptômes » du changement climatique sur l'hydrologie de ce drainage. De plus, ce chapitre permet d'établir la liste des HIs les plus couramment utilisés dans la littérature, élément réutilisé par la suite.

La deuxième partie présente les différents jeux de données et décrit l'approche générale utilisée. Les méthodes utilisées dans les articles de la Partie III, plus spécifiques, ne sont pas décrites dans la Partie II. Le lecteur est prié de se référer aux sections « Material and Methods » des articles correspondants.

Un premier chapitre décrit les différentes données utilisées dans ce travail de thèse. Le chapitre commence par décrire les données hydrologiques issues des sites choisis pour représenter le drainage français. Ensuite, le chapitre décrit les deux bases de données utilisées pour forcer le modèle hydrologique : (1) la base de données SAFRAN utilisée comme référence météorologique historique ; (2) les données de projections climatiques issues du projet CMIP5 EuroCordex utilisées pour la projection future selon trois scénarios socio-économiques.

Un second chapitre décrit le modèle hydrologique utilisé. Dans un premier temps, le chapitre décrit les modèles hydrologiques de drainage les plus courants de la littérature, en mettant particulièrement l'accent sur les modèles DRAINMOD et MACRO, tous deux utilisés dans un cadre réglementaire. Ensuite, le chapitre décrit le modèle hydrologique de drainage SIDRA-RU, spécifique aux conditions pédoclimatiques françaises et largement utilisé dans ce travail de thèse. La présentation du modèle SIDRA-RU est faite sous forme d'article publié dans la revue scientifique *Agricultural Water Management* (Henine et al., 2022).

Un troisième chapitre décrit la construction du jeu d'His utilisés au cours de cette thèse. Une rapide description des His les plus courants utilisés en hydrologie conventionnelle est faite afin d'établir leurs limites et la nécessité d'employer des His plus spécifiques au drainage. La liste des His spécifiques au drainage, établie dans le Chapitre 1.3, est partiellement reprise et étoffée afin d'élargir la description du drainage agricole. Enfin, le chapitre présente les méthodes utilisées pour calculer ces His à partir des simulations issues du modèle SIDRA-RU.

La troisième partie expose les principaux résultats obtenus à l'issue de la chaîne de modélisation, sous forme de trois d'articles complétés d'un chapitre plus classique.

Un premier chapitre porte sur l'évaluation de la robustesse temporelle du modèle hydrologique SIDRA-RU sur les sites jugés représentatifs du drainage français issus de la base de données. Ce chapitre permet d'établir la capacité du modèle SIDRA-RU à être utilisé pour l'évaluation du drainage agricole français sous changement climatique. Le chapitre est présenté sous forme d'article publié dans la revue scientifique *Hydrological and Earth System Sciences* (Jeantet et al., 2021).

Un deuxième chapitre évalue l'impact du changement climatique sur l'hydrologie du drainage agricole sur le site de La Jaillière au cours du XXI^e siècle et permet d'évaluer les biais potentiels induits par les projections climatiques sur les HIs utilisés. Ce chapitre est présenté sous forme d'article publié dans la revue scientifique *Frontiers in Environmental Science* (Jeantet et al., 2022).

Un troisième chapitre évalue la propagation des incertitudes le long de la chaîne de modélisation, i.e. des scénarios socio-économiques utilisés à la génération des HIs. L'étude est faite sur le site de Jaillière et porte sur quatre HIs. La répartition des incertitudes selon les composants de la chaîne de modélisation est mise en lumière ainsi que les principales sources contributrices. Ce chapitre est présenté sous forme d'article soumis dans la revue scientifique *Hydrological Sciences Journal* (Jeantet et al., submitted).

Un quatrième chapitre décrit la simulation des HIs sous CC sur les sites de la base de données. Le chapitre met en avant les changements relatifs de chaque HI entre une période historique de référence et trois périodes futures projetées : à court terme (2006-2040), à moyen terme (2041-2070) et à long terme (2071-2099). Une analyse intégrant l'utilisation de modèles linéaires généralisés est réalisée afin d'évaluer les liens de corrélations entre les anomalies hydrologiques futures obtenues et les caractéristiques intrinsèques à chaque site étudié. Enfin, l'élasticité de la pluie et de l'évapotranspiration sur les anomalies de certains HIs est également mise en avant pour discuter de la répartition spatiale de l'influence de ces deux variables climatiques sur le drainage français. Ce chapitre fera potentiellement l'objet d'un nouvel article.

Partie I – Enjeux relatifs au futur du drainage agricole français sous contrainte de changement climatique

L'objectif de cette partie est de présenter l'état de l'avancement des connaissances décrivant les trois principaux piliers de ce travail de thèse sur le futur du drainage agricole français sous contrainte de changement climatique : (1) le drainage agricole, techniques et applications sur la France métropolitaine ; (2) les projections climatiques en France métropolitaine sur cette même période ; (3) les projections de l'hydrologie du drainage souterrain dans le monde sur le XXI^e siècle. Une fois croisées, ces informations permettront d'identifier les limites actuelles et manques de connaissance dans la littérature sur ce sujet et de mettre en avant les potentiels changements attendus sur le drainage souterrain français au cours du XXI^e siècle, relatifs au contexte dans lequel il est aujourd'hui inscrit.

Chapitre I.1 : Le drainage en France métropolitaine

Le drainage agricole est une ancienne technique d'aménagement des sols pratiquée depuis plusieurs milliers d'années. Les archéologues ont découvert qu'il était couramment utilisé par différentes civilisations disséminées à travers l'Histoire (Pavelis, 1987) comme en Mésopotamie il y a 9000 ans ou en Grèce antique il y a 2400 ans. Après un très fort ralentissement pendant une longue période, le drainage agricole est réapparu en France métropolitaine à la 2^{nde} moitié du XIX^e siècle suite à de plus récentes modernisations, notamment grâce à Napoléon III en 1863 qui a lancé les premiers grands travaux de drainage agricole. Dans les années 1980, le drainage agricole est de nouveau promu suite à des opérations d'installation financées par l'union européenne, jusqu'au début des années 1990. Aujourd'hui, ce sont plus de 2.7 millions d'hectares ("RGA 2010 - Agreste," 2010), soit près de 10 % de la Surface Agricole Utile (SAU), qui sont concernés par le drainage agricole, ce qui représente près de 20 % des grandes cultures de type céréales.

En France, l'expression « **drainage agricole** » regroupe l'ensemble des techniques hydro-agricoles d'aménagement des sols mises en place à l'échelle de la parcelle, sur l'ensemble des ouvrages impliqués dans le transfert de l'eau dans le but d'en supprimer les excès (Arlot, 1999). Il désigne par essence le caractère artificiel des techniques employées sur la parcelle pour favoriser ce transfert. C'est cette définition du drainage agricole que nous utiliserons dans la suite du manuscrit. En conséquence, l'expression « drainage agricole » ne doit pas être confondue avec les autres sens plus généraux du drainage, comme le « drainage naturel » qui désigne la percolation naturelle des eaux de la surface vers la profondeur du sol (Vincent, 2020).

I.1.1 Sols drainés : des sols hydromorphes

Une des caractéristiques communes à la grande majorité des sols drainés est qu'ils appartiennent à la catégorie des sols hydromorphes, c'est-à-dire des sols qui présentent des problèmes permanents ou temporaires d'infiltration de l'eau en profondeur (Jamagne, 1968 ; Baize et Jabiol, 2011). A la différence d'un sol « sain », désignant ici un sol sans problème d'engorgement de l'eau, un sol drainé est caractérisé par une forte différenciation texturale, à une profondeur comprise entre 60 et 100 cm, entre deux couches superposées, et par un sol faiblement incliné qui limite l'évacuation naturelle des eaux. Ces sols sont notamment caractéristiques des zones humides principalement spécifiques aux plateaux, dont la moitié a été asséchée sur la France métropolitaine au siècle dernier pour augmenter la surface des espaces cultivables.

En France, la situation la plus courante caractéristique d'hydromorphie des sols est lorsqu'un limon repose sur de l'argile, ce dernier faisant office de plancher imperméable à faible profondeur (Vincent, 2020). Ce plancher imperméable est généralement formé à la suite d'un processus appelé lessivage, qui achemine des particules argileuses en profondeur sous l'effet d'un entraînement mécanique, sous l'influence répétée de la pluie infiltrée au sein de sédiments loessiques, i.e., des limons d'origine éolienne (Antoine, 2002).

Face à cet obstacle, l'eau ne peut alors plus facilement s'infiltrer sous la couche imperméable ce qui engendre la formation d'une nappe dite perchée temporaire (NPT) dans le profil de sol, qui peut remonter jusqu'à la surface voir générer du ruissellement si l'épisode pluviométrique associé est suffisamment fort (Thompson et al., 1997 ; Lange et al., 2011). La position de la NPT fluctue selon la période de l'année hydrologique considérée, des prélèvements par évaporation et sous l'influence de son tarissement naturel vers un exutoire. La NPT atteint la surface ou presque entre le début de l'hiver et le milieu du printemps, ce qui limite la travaillabilité du sol et perturbe le développement racinaire de la culture en place pour cause d'asphyxie. Le drainage agricole se présente alors comme une solution intéressante pour stabiliser les conditions hydriques et pérenniser les pratiques agricoles sur les sols hydromorphes.

I.1.2 Technique de drainage agricole

Le drainage agricole peut être réalisé par différentes techniques (Vincent, 2020) :

- Drainage de surface par fossé : aujourd'hui essentiellement employé aux Etats-Unis et dans les pays du nord de l'Europe (e.g., Finlande, Estonie), ce système requiert l'installation d'un fossé le long de la parcelle à drainer ;
- Drainage vertical par implantations de puits : principalement utilisé en Europe de l'Est ;
- Drainage souterrain : de nos jours, il s'agit de la technique de drainage la plus utilisée à travers le monde. En France, plus de 80 % des systèmes de drainage reposent sur cette approche. La Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE) le désigne également comme le « drainage par assèchement » (DIRECTIVE 2000/60/EC)¹. Le réseau est connecté à un fossé drainant qui peut collecter les eaux issues de plusieurs réseaux, regroupé sous le principe d'assainissement agricole (Nedelec, 2005; Henine, 2010). Comme il s'agit de la technique la plus employée sur le territoire français (Lagacherie et Favrot, 1987), nous limiterons la description de la pratique du drainage agricole au seul drainage souterrain, à l'échelle de la parcelle drainée.

Le principe du drainage souterrain consiste à introduire un réseau de drains perforés dans un sol présentant des problèmes d'infiltration des eaux en profondeur, de façon permanente ou temporaire (Jamagne, 1968 ; Baize et Jabiol, 2011). Les conditions hydriques de la parcelle drainée sont stabilisées et les sols sont aérés. Cela améliore la productivité agricole (Broadhead et Skaggs, 1982 ; Armstrong et al., 1988 ; Nijland et al., 2005 ; Ibrahim et al., 2013) en limitant l'anoxie racinaire des cultures (cf. Figure 1, Rebière (1996)), facilitant leur développement, et réduit l'impact des phénomènes de crues sur la parcelle (Henine et al., 2014 ; Tuohy et al., 2018b). Sur un site caractéristique du drainage français, Zimmer (1996) a montré qu'une fois dépassé un certain palier journalier de pluviométrie, le gain de productivité du blé d'hiver sur une parcelle drainée est supérieur de 1 à 3 T.ha⁻¹.an⁻¹ (10 à 30 quintaux) par rapport à celui d'une parcelle non drainée issue d'un milieu présentant les mêmes problèmes hydrologiques. La durée d'amortissement est fonction du cours économique de la culture en place sur la parcelle, ici le blé d'hiver (150 et 430 €/T entre 2019 et 2022). En considérant que le coût moyen d'augmentation d'un réseau de drainage est de 2000 €/ha, la durée d'amortissement de l'installation d'un réseau de drainage est par conséquent de maximum 5 ans, suivant les variations du cours économique du blé.

Un réseau de drainage souterrain est constitué d'un ensemble de drains perforés reliés entre eux par des collecteurs qui amènent l'eau excédentaire jusqu'à un exutoire. Cette eau est ensuite évacuée dans un fossé pour être directement rejetée dans l'espace environnant, soit dans le réseau hydrographique à proximité (cf. Figure 1) soit dans la nappe souterraine la plus proche si le fossé est relié à un système du type karstique (e.g., le site de Rampillon, Tournebize et al., 2012). Le réseau est caractérisé par sa profondeur, par le diamètre des tuyaux qui le composent et par l'écartement entre deux tuyaux consécutifs.

À l'échelle de la parcelle, la profondeur et l'écartement des drains sont dimensionnés pour permettre un tarissement de la nappe superficielle en un temps défini et à une profondeur par rapport à la surface du sol, qui doit être compatible avec les pratiques agricoles caractéristiques des cultures envisagées sur la parcelle (Henine et al., 2012). La dimension précise du réseau dépend des caractéristiques pédoclimatiques de la parcelle à drainer (Mulqueen, 1998). En règle générale, le dimensionnement est établi pour assurer l'évacuation d'un volume de pluie de 15 mm en une journée tombant sur la parcelle. Cette évacuation doit permettre un rabattement de la nappe de 0.45 m.d⁻¹ en

¹ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32000L0060>

moyenne après la fin de l'évènement de pluie afin de limiter la saturation du sol et d'assurer sa portance (Laurent et Lesaffre, 1983). En termes d'évacuation d'eau à la sortie du réseau, cela correspond à un « débit de projet » de 1.0 à 1.5 l.s⁻¹.ha⁻¹ en moyenne. Pour assurer ce rabattement, le sol est caractérisé par son coefficient de restitution σ :

$$\sigma = \frac{V_{Dr}}{V_P} \quad (I.1.1)$$

Avec :

- V_{Dr} : volume drainé en sortie de parcelle ;
- V_P : volume de pluie correspondant

Le coefficient de restitution σ est fonction des caractéristiques hydrodynamiques du sol, e.g., la vitesse de circulation de l'eau dans le sol, sur lesquelles viennent s'ajuster le dimensionnement du réseau de drainage. Par exemple, si l'écartement entre les drains augmente, σ diminue (Laurent et Lesaffre, 1983). En moyenne, les dimensions des drains sont :

- Profondeur : 60 à 100 cm, juste au-dessus de la couche imperméable ;
- Ecartement : 10 à 12 m ;
- Diamètre des drains : 5 cm.

Dans la suite du manuscrit, nous considérerons que le rabattement de nappe pour lequel le réseau de drainage est dimensionné constitue la fonction primaire de ce réseau. Dès lors, la pérennité du réseau de drainage, c'est-à-dire son efficacité, sera définie comme la capacité future du réseau à maintenir cette fonction de rabattement (cf. sections I.3.2 et II.3.2.6).

Dans les premières installations, les tuyaux étaient fabriqués en terre cuite. Aujourd'hui, la quasi-totalité des drains est fabriquée avec du PolyChlorure de Vinyle (PVC) rigide, un polymère thermoplastique amorphe adéquat pour les besoins du drainage souterrain évoqués ci-dessus. A noter que le drainage souterrain repose sur l'infiltration gravitaire de l'eau dans le sol. Par conséquent le système impose que la pente du réseau soit suffisamment importante pour assurer l'écoulement de l'eau, initialement bornée par la pente naturelle du sol à drainer. Dans le cas contraire, l'évacuation des réseaux n'est plus favorisée et ceux-ci peuvent être sujets à des effets de contre-pente impliquant la circulation de l'eau en sens inverse. C'est notamment le cas des sols drainés dans les marais poitevins (sud de la Vendée) qui présentent des pentes assez faibles (1/1000°). Si une telle condition ne peut être respectée, l'usage de pompages ou rejets en nappe peut être envisagé mais implique un effort supplémentaire en termes d'aménagements et de coûts financiers, ce qui fait qu'une telle stratégie n'est que rarement employée.

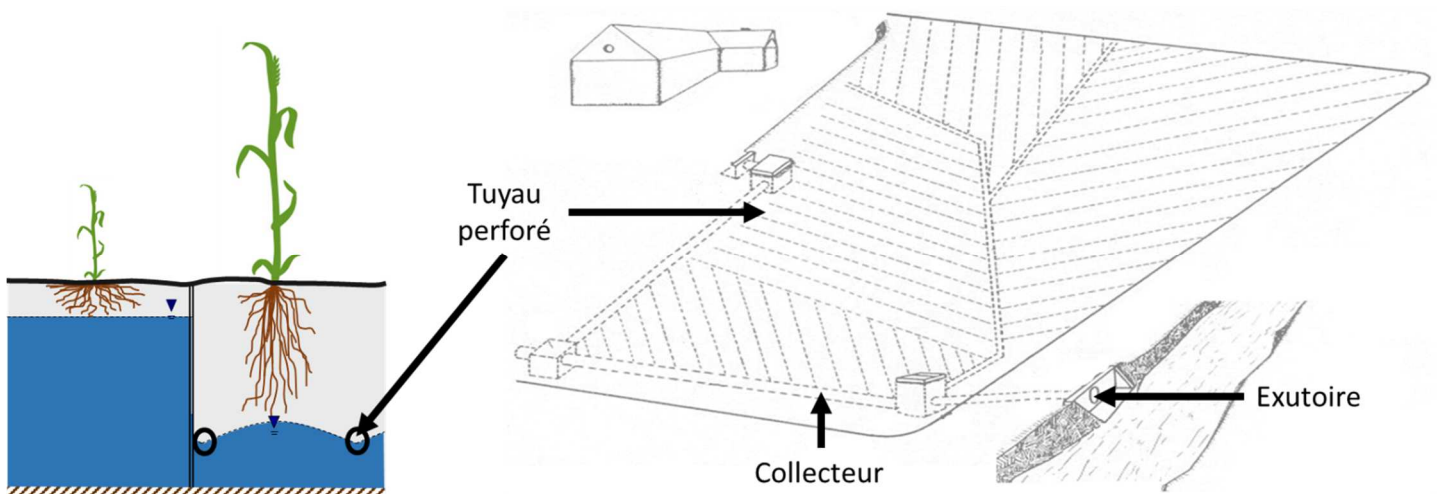


Figure 1 : Schéma illustrant un réseau de drainage souterrain.

I.1.3 Chemins d'écoulement dans le réseau

Une fois le réseau installé, l'écoulement de l'eau est initié par la pluie (point 1 sur la Figure 2) qui tombe sur le système. L'eau issue de la pluie emprunte trois chemins possibles (Lesaffre, 1989) :

- Une partie s'évapore (point 3). Ce phénomène est davantage observé en été lorsque la quantité journalière d'évapotranspiration potentielle (ETP, de l'ordre de 5 mm.j^{-1}) est comparable à la quantité de pluie. Les écoulements sont limités sur cette période. L'ETP étant plus faible en hiver (inférieure à 1 mm.j^{-1}), le phénomène y est presque négligeable ;
- Une partie part en ruissellement de surface (point 2) lorsque le sol est saturé malgré la présence des drains. Cela survient lorsque le cumul de pluie sur une courte période est trop important. Dès lors, la capacité des réseaux à évacuer les excès d'eau n'est plus suffisante. Dans les conditions climatiques actuelles, ce chemin est davantage emprunté en hiver. Ce ruissellement peut également être hortonien, i.e., être initié lorsque la capacité d'infiltration du sol est plus faible que l'intensité de la pluie. Ce type de ruissellement est plus rare et survient essentiellement en été lorsque le sol est sec et plus imperméable, limitant l'infiltration de l'eau dans le sol ;
- Le reste s'infiltrate dans le sol selon deux types d'écoulement : l'un passe par le chemin préférentiel au-dessus du drain (point 5 sur la Figure 2) généré par la macroporosité induite par l'activité biologique (vers de terre ou racine des plantes) ; l'autre passe par le profil de sol (point 4) et forme la NPT. Enfin, le plancher imperméable n'étant jamais complètement imperméable, une part relativement faible de l'eau infiltrée s'écoule en profondeur vers les aquifères profonds (point 6).

La présence de la nappe perchée temporaire à faible profondeur implique que le drainage souterrain est très sensible aux variations pluviométriques sur le cycle hydrologique. Dans un climat comme le climat français, marqué par une saisonnalité significative à mesure que nous voyageons de l'Ouest vers l'Est, l'hydrologie du drainage souterrain est marquée par deux saisons distinctes : une saison humide marquée par de forts écoulements démarrant au milieu de l'automne jusqu'au printemps ; une saison sèche d'avril à septembre pendant laquelle le débit de drainage est presque nul. Nous verrons que cette dualité dans le cycle annuel du drainage est un facteur qui a compliqué les analyses mais dont la bonne description est nécessaire pour prédire correctement le futur du drainage souterrain sous changement climatique.

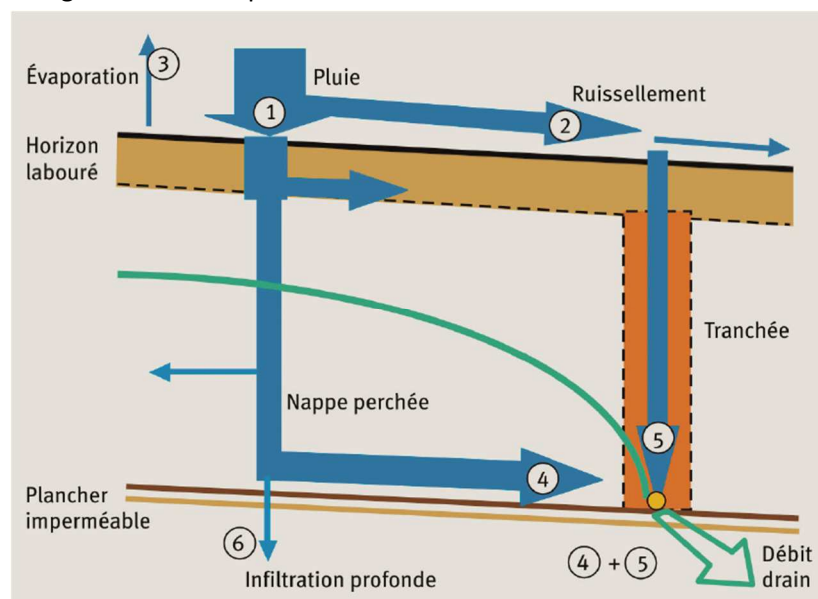


Figure 2 : Schéma d'écoulement de l'eau vers le drain dans un sol drainé par tuyau enterré. Extrait de Vincent (2020).

I.1.4 Secteurs de référence drainage en France

Les sols français sont marqués par la grande diversité des matériaux qui les composent, héritage de divers contextes géologiques et évolution des climats régionaux propres à chaque zone géographique de la France métropolitaine. C'est ce qui détermine le caractère unique d'un sol, et rend de fait toute catégorisation des sols assez difficile. Le XX^e siècle a vu l'émergence de grandes classifications des sols aujourd'hui largement utilisées. Dans une première classification, l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) a proposé de classer les sols en 28 catégories subdivisés en 153 unités de sols (FAO, 1988). Cette classification repose sur la connaissance de la formation des sols, leurs topographies, la géologie du support sur lequel ils reposent et le climat correspondant à leur localisation. La classification de la FAO est aujourd'hui remplacée par la Base de référence mondiale (WRB pour World Reference Base en anglais), qui intègre d'autres méthodes de classifications comme la « Soil Taxonomy » développée par l'USDA (FAO, 1998). Par la suite, plusieurs améliorations lui ont été apportées, e.g., Krogh et Greve (1999) ; Driessen et al. (2000).

Bien que pertinente pour la plupart des études pédologiques, l'utilisation de cette classification dans notre cas est limitée par une échelle peu précise (1/1 000 000^e) et une description trop généraliste des sols qui ne mettait pas en avant les caractéristiques spécifiques des sols drainés. En France, Jamagne et al. (1977) ont proposé une méthode de classification qui leur est plus spécifique. Par ailleurs, plusieurs essais de drainage ont été réalisés en France dans les années 80. Ces essais étaient pilotés entre autres par INRAE (anciennement CEMAGREF et INRA) pour tester différentes modalités de drainage, notamment quelle profondeur donner au réseau pour tel type de sol. Ces essais ont permis à Lagacherie et Favrot (1987) de regrouper les informations issues de ces « secteurs de référence drainage » français pour affiner la classification proposée par Jamagne. Dans le cadre de ce travail de thèse, ces deux classifications ont été utilisées pour décrire la répartition des sols drainés sur la France métropolitaine.

La Figure 3 présente la répartition spatiale des drainages français par pourcentage de territoire drainé sur la surface totale du canton correspondant. Au regard de la densité de drainage sur les cantons, i.e., la surface cumulée de sol drainé rapportée à la surface totale du canton, sept régions émergent de la carte de la France métropolitaine avec des densités de drainage supérieures à 50 % : le **Grand Ouest**, le **Nord de la France**, le **Grand Est**, le **Bassin Parisien**, le **Haut-Rhône**, l'**Allier** et le **Sud-Ouest de la France**. Trois types de sols sont caractéristiques de ces régions :

- Les sols glossiques ou planosols, appartenant à la catégorie des Luvisols. Ce sont des sols lessivés et marqués par une importante différenciation texturale sur le profil vertical, avec une couche limoneuse ou limono-sableuse en surface et une couche plus argileuse et imperméable en profondeur. Ils sont majoritairement localisés sur le Bassin Parisien et dans la région de l'Allier ;
- Les sols bruns acides et lessivés. Ils reposent principalement sur un substrat géologique de type magmatique ou métamorphique et sont souvent caractérisés par une texture de sol limoneuse ou limono-argileuse. Ils sont majoritairement localisés dans la région Grand Ouest, bien qu'on en trouve également dans la région Grand Est marqués davantage par des limons fluviaux ou éoliens avec une texture plutôt limono-argileuse ;
- Les pseudogleys. Ce sont des sols marqués par un approvisionnement faible en oxygène, soit un milieu relativement anaérobie qui limite le développement racinaire des plantes. Caractérisés par une forte teneur en argile, ces sols sont souvent assez imperméables et le drainage souterrain ne parvient que partiellement à corriger ce problème. Ils sont essentiellement localisés dans le Haut-Rhône, dans la région Sud-Ouest et à la frontière entre le Grand Ouest et le Bassin Parisien.

Malgré un choix de classification de sols plus spécifique aux sols drainés, il reste difficile d'établir des catégories simples pour les caractériser dans la France métropolitaine. Aussi, la stratégie adoptée en pratique dans le cadre de cette thèse a été de classer les sols drainés selon leur texture.

Cette approximation est importante puisque deux sols peuvent appartenir à la même classe texturale mais présenter des divergences significatives en termes de structures ou de composition de part des contextes régionaux géologiques ou climatiques différents.

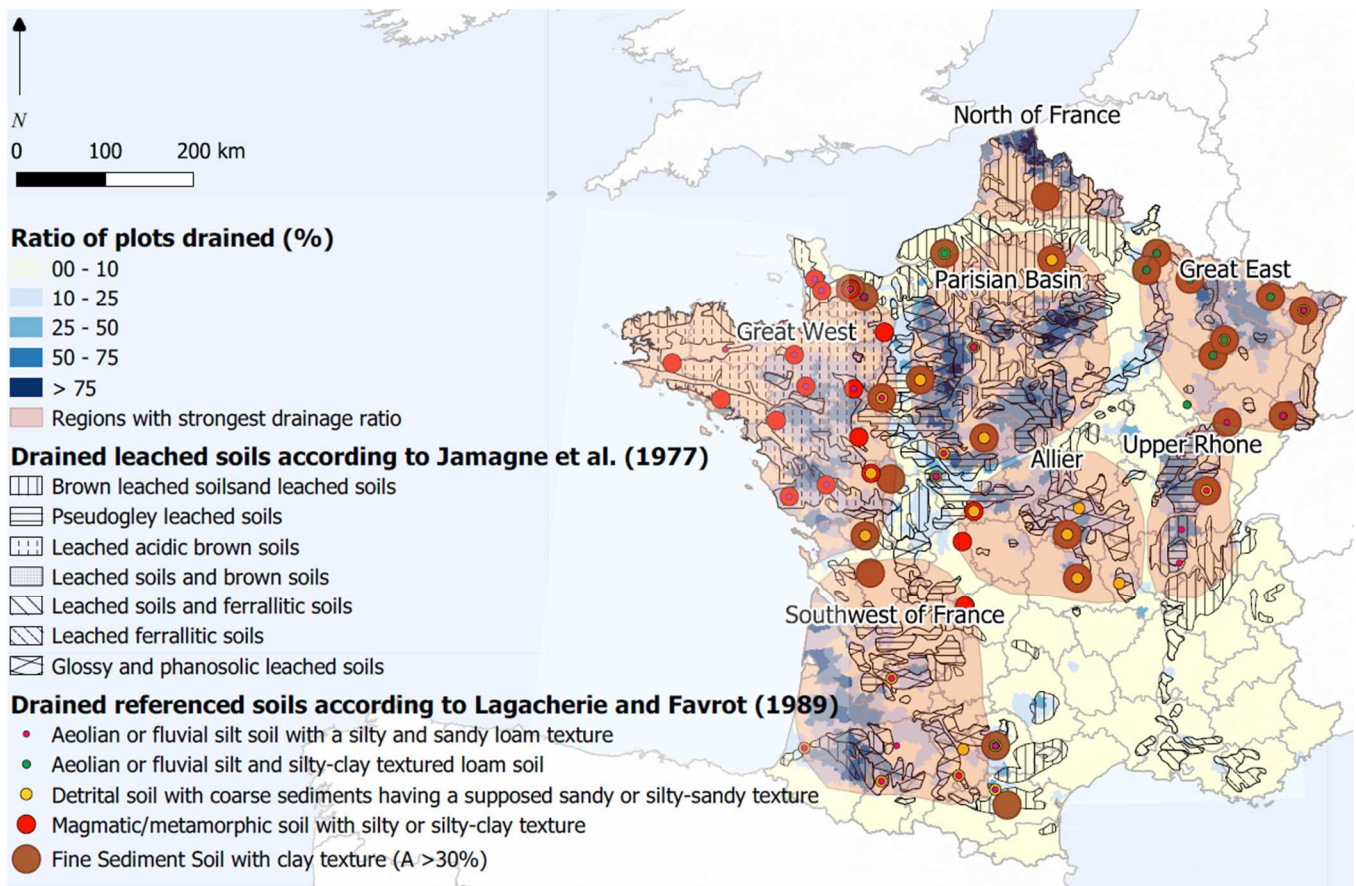


Figure 3 : Distribution pédologique des sols drainés en France métropolitaine, produite par Jamagne et al. (1977) et Lagacherie et Favrot (1987), superposée à la distribution spatiale du drainage français (RGA, 2010). Source : Jeantet et al. (2021).

I.1.5 Drainage agricole et environnement

I.1.5.1 Les impacts du drainage agricole sur son environnement

De par son fonctionnement, le drainage agricole a un impact sur l'environnement. Nous avons vu qu'il est essentiellement utilisé sur les sols hydromorphes pour favoriser l'infiltration de l'eau dans le sol. De fait, il modifie le régime hydrologique de la parcelle et potentiellement celui du bassin versant correspondant (Henine et al., 2012 ; Rahman et al., 2014 ; Sloan et al., 2016). Ce bilan d'eau exporté, jugé excédentaire sur un volume de sol tel que l'agriculture en est gênée (Cemagref Antony DAAN, 1990), était initialement vu comme un effet positif du drainage, favorisant la productivité agricole et augmentant la surface de terres disponibles pour l'agriculture. Aujourd'hui, la politique nationale intègre davantage la notion de protection de l'environnement. Cet export d'eau excédentaire est plus considéré comme un effet négatif du drainage, accusé d'assécher des sols naturellement humides et dégradant ainsi leur fonctions initiales (Gayet et al., 2016) :

- Fonction hydrologique : les sols humides sont considérés comme des « éponges naturelles » qui reçoivent, stockent et restituent l'eau ;
- Fonction épuratrice : les sols humides sont des filtres naturels contribuant au maintien et à l'amélioration de la qualité des eaux ;
- Fonction écologique : les sols humides font office de réservoir pour la biodiversité.

Le drainage est également mis au banc des accusés quant à la dégradation de la qualité des eaux d'origine agricole. En effet, le drainage agricole accélère la vitesse de l'eau en dehors de la parcelle ce qui accentue la propagation des éventuels produits agro-chimiques utilisés. Parmi ces produits, nous distinguons entre autres deux catégories : les nitrates qui ont pour origine les fertilisants azotés utilisés pour accélérer le développement des cultures en place et la minéralisation des effluents d'élevage, e.g., le lisier¹ ; les pesticides qui sont davantage utilisés pour lutter contre les organismes considérés comme nuisibles pour le développement de la culture d'intérêt en les détruisant (e.g., herbicides, fongicides, insecticides et parasitocides). Dans le cas des nitrates (souvent définis comme le NO_3^- dans la littérature) et des pesticides, la quantité lixiviée est de l'ordre de $35 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ et de $1.5 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, respectivement. De fait, le drainage agricole transforme une pollution diffuse en pollution canalisée à l'exutoire des réseaux (Tournebize et al., 2020).

La lixiviation² des nitrates induite par les eaux de drainage n'est pas un sujet nouveau et est aujourd'hui quantifiée par de nombreuses études (Jaynes et al., 2001; Kladvko et al., 2004; Billy et al., 2011; Ale et al., 2013; Fovet et al., 2018; Chelil et al., 2022a). Plus récemment, l'impact du drainage agricole sur la lixiviation d'autres polluants comme les pesticides est également au centre du débat (Branger et al., 2009 ; King et al., 2015 ; Gramlich et al., 2018). Les conséquences possibles de cette lixiviation sont que les polluants transportés peuvent se retrouver dans le réseau hydrographique, les eaux de drainage étant majoritairement directement rejetées dans les eaux de surface. Ce phénomène génère des dommages significatifs sur la faune et flore environnante, comme les marées vertes en Bretagne, et parfois sur les eaux souterraines qui représentent près de 70 % de la consommation d'eau potable en France. De nos jours, l'intégration de la protection de l'environnement dans l'application de la pratique du drainage est le défi majeur auquel ce dernier doit faire face. Cette question était au centre du débat lors 13^e groupe international de travail piloté par l'ICID en mars 2017, intitulé « Drainage and Environmental Sustainability » (Parsinejad et Akram, 2018). Traiter le sujet est d'autant plus important dans un contexte où le drainage doit continuer d'assurer son rôle sur la productivité agricole sur les sols hydromorphes tout en limitant son impact sur l'environnant. Dès lors, un compromis est à trouver entre les fonctions hydrologiques du drainage agricole, pour désengorger les sols hydromorphes, et le maintien des fonctions écologiques épuratrices des zones humides associées à ces sols, nécessaires à la protection environnementale.

I.1.5.2 L'évolution des pratiques culturales

Plusieurs stratégies sont proposées pour atténuer la dégradation de la qualité des eaux de drainage. A l'échelle de la parcelle, l'évolution des pratiques culturales peut significativement contribuer à réduire le transfert de polluants sur le territoire. En effet, dans le cas des nitrates, l'un des principaux facteurs engendrant le transfert de contaminants dans le milieu est la difficulté inhérente au fait de prévoir les besoins de la culture et de fait la quantité de nitrates à insérer dans le milieu. Cette quantité ajoutée est dépendante du besoin de la culture et de la quantité déjà présente dans le milieu. Pour assurer un rendement et prévoir une marge d'erreurs, ces quantités peuvent être surestimées (« surfertilisation », Cui et al., 2010, augmentant le risque d'excès de nitrates encore présent dans le milieu après la récolte de la culture, ce qui augmente le risque de transfert en période d'interculture³ lorsque le sol est nu. Pour atténuer les effets de ce phénomène, il est possible de prévoir des stratégies d'application fractionnées de fertilisants pour limiter le risque de transfert (Zeng et al., 2013). Dans le cas des pesticides, cet ajustement des agendas d'application des produits est une pratique de plus en plus étudiée, afin de mieux cibler les fenêtres d'application lorsque le débit de drainage est nul pour limiter les transferts (Kobierska et al., 2020 ; Tournebize et al., submitted).

¹ Effluent agricole liquide qui consiste en un mélange de déjections d'animaux d'élevage et d'eau.

² Processus au cours duquel l'eau de ruissellement passe au travers des pores du sol en entraînant certains sels, ions, substances solubles ou autres produits mobilisables par l'écoulement de l'eau.

³ Période entre deux cultures principales.

Une autre possibilité est d'ajuster le calendrier de la couverture des sols drainés de manière à ce que ceux-ci ne soient jamais nus. La couverture permanente des sols consiste à introduire une couverture généralement herbacée entre les périodes sur lesquelles une culture principale se développe, ce qui permet de piéger l'azote sous forme de nitrate en azote organique (moins lixiviable) (Hanrahan et al., 2018 ; Meyer et al., 2018 ; Tournebize, 2018). C'est notamment le principe des cultures intermédiaires pièges à nitrate (CIPAN). Dans leur étude, Tournebize et al. (2012) ont montré que l'utilisation d'un couvert herbeux entre les pieds de vigne permettait de réduire la lixiviation des nitrates par quatre. Cependant, cette pratique présente quelques contraintes, notamment dans le choix de l'espèce de « support » qui doit reposer sur un cycle végétatif décalé pour ne pas rentrer en compétition avec la culture principale.

Dans une moindre mesure, remplacer un type de culture par un autre peut atténuer le risque de transferts de contaminants dans le milieu. Dans le cas de nitrates, ce transfert est en partie fonction du type du mécanisme de photosynthèse de la plante, i.e., les plantes en C3¹ vs les plantes en C4² caractéristiques d'un climat plus chaud et sec. Le transfert des nitrates est plus faible si ceux-ci sont appliqués sur des plantes en C4 comme le maïs ou le sorgho que sur des plantes en C3 comme le blé ou l'orge (Lychuk et al., 2021). Dès lors, une évolution des cultures des plantes en C3 vers les plantes en C4 peut potentiellement réduire le risque de transfert de nitrates dans le milieu. Cependant, cet effet n'est que modérément constaté dans la pratique, et ne constitue pas la stratégie la plus appropriée.

Enfin, un moyen d'action largement connu du grand public pour limiter la dégradation de la qualité des eaux d'origine agricole en général est le passage à une agriculture biologique sur la parcelle dans l'objectif de supprimer l'utilisation d'intrants d'origine agro-chimiques. Sur une parcelle drainée de la Seine-et-Marne caractéristique du drainage français, une étude a montré que la quantité d'azote lixiviée issue d'une agriculture biologique était d'environ 30 % plus faible que celle issue d'une agriculture conventionnelle (Benoit et al., 2015). Toutefois, les différentes études issues de la littérature ne convergent pas toutes vers ce résultat (da Silva et al., 2015 ; Tournebize, 2018). En agriculture biologique, la difficulté est que la fertilisation azotée est réalisée avec de l'azote organique qui impose un agenda plus restrictif que l'azote minéral, ce qui le rend plus dépendant de la pratique avec lequel il est appliqué. Dès lors, toutes les parcelles cultivées en agriculture biologique ne permettent de réduire le transfert de nitrates avec autant d'efficacité que dans l'étude de Benoit et al. (2015). Des analyses complémentaires sont requises pour établir de façon certaine le gain potentiel de l'agriculture biologique pour la réduction du transfert de nitrates dans le milieu par rapport à l'agriculture conventionnelle.

D'autres leviers agronomiques sont envisageables pour limiter la dégradation de la qualité des eaux issues du drainage agricole que nous ne détaillerons pas ici, e.g., la pratique du non-travail du sol des parcelles drainées pour limiter le transfert de certains pesticides (Dairon et al., 2017). Le lecteur ou la lectrice est invité(e) à s'orienter vers la littérature dédiée pour plus d'information.

I.1.5.3 Les zones tampons humides artificielles

En complément de l'évolution des pratiques culturales, les zones tampons humides artificielles (ZTHA) sont particulièrement étudiées principalement pour leur rôle sur l'interception des eaux de drainage et la bioremédiation pour réduire le transfert des polluants d'origine agricole (Tournebize et al., 2012 ; Gordon et al., 2021). Ce type de système relève de l'ingénierie écologique (Tournebize et al.,

¹ Voie primitive de la photosynthèse qui consiste à assimiler le CO₂ atmosphérique sous forme de phosphoglycerate (composé à trois atomes de carbone).

² Voie photosynthétique transversale de la voie en C3 qui nécessite une étape intermédiaire dans l'assimilation du CO₂ atmosphérique sous la forme d'acide oxalo-acétique (composé à quatre atomes de carbone).

2020) et permet de réduire la quantité en polluants agro-chimiques présente dans les eaux issues du drainage agricole au moyen de processus naturels. Nous pouvons citer :

- La dénitrification, faisant intervenir des organismes biologiques qui dégradent la quantité de nitrates dans l'eau (Tanner et al., 2005). Ce processus dépend en grande partie du cycle hydrologique (Tournebize et al., 2015 ; Strohmenger et al., 2020) ;
- Les processus de dégradation des pesticides comme la photolyse (ou photodégradation, i.e., décomposition par rayonnement solaire), l'hydrolyse et la biodégradation par l'action des micro-organismes (Tournebize et al., 2017) ;
- La rétention des intrants agricoles dans les zones humides, par exemple par adsorption des pesticides dans les sédiments (Vymazal et Březinová, 2015). Cette captation augmente le temps de rétention des polluants, favorisant leur dégradation selon les processus cités ou favorisant leur dilution, cassant ainsi les fortes concentrations avant rejet dans le milieu naturel. La rétention des intrants agricoles est favorisée lors d'écoulements moins intenses diminuant la vitesse de circulation de l'eau dans la ZTHA.

Les ZTHA présentent également un intérêt écologique majeur puisqu'elles favorisent le repeuplement et la circulation d'espèces entre différentes zones humides à condition de disposer d'un nombre suffisant de zones sur un territoire donné (Jeliazkov et al., 2014 ; Lebrun et al., 2019 ; Letournel et al., 2021 ; Préau et al., 2022). En pratique, l'installation de ces ZTHA n'est pas évidente puisque pour être efficaces, elles requièrent une certaine surface dédiée relative à la surface de la parcelle drainée. Dans le cas des nitrates, le ratio entre la taille de la zone humide et la taille de la parcelle drainée doit être supérieur à 2 % pour réduire de 50 % la lixiviation des nitrates (Tournebize et al., 2017). Cela représente une perte nette de foncier et de production pour les agriculteurs qui doivent céder une partie de leur terre cultivable à la bioremédiation. Il est à noter que le gouvernement français fournit un appui financier pour promouvoir et préserver les zones humides, incitant potentiellement les agriculteurs à investir dans ce type de stratégie (Tuffnell et Bignon, 2019).

I.1.5.4 La réutilisation des eaux de drainage

La réutilisation des eaux de drainage, par exemple stockées pendant la saison humide en hiver pour les besoins d'irrigation en été, est aussi une stratégie de plus en plus étudiée et favorisée par l'utilisation de ZTHA (El-Sayed et Shaban, 2019 ; Shaban, 2020 ; Helal et al., 2021). L'intérêt de la méthode est qu'utiliser des eaux déjà en surface permettrait d'éviter la part du coût d'irrigation due au pompage, les eaux d'irrigation étant en partie extraites des nappes souterraines. Cette stratégie est appliquée en France dans un contexte pédologique caractéristique du drainage français (Tournebize et al., 2015). Sur une parcelle de 35 ha, l'agriculteur a dédié 1.2 % de sa surface parcellaire au stockage des eaux hivernales pour les besoins en irrigation en été. Cette stratégie lui permet de fournir 20 mm.an^{-1} d'eau pour 5 ha pour ses besoins en irrigation. Il est à noter que cette quantité est dépendante du choix de l'agriculteur à dédier une partie de sa surface parcellaire au stockage de l'eau.

Cependant, la réutilisation des eaux de drainage n'est pas sans défaut et ne fait pas l'unanimité. Un premier problème est le stockage des eaux de drainage de l'hiver pour l'été, qui implique l'intégration dans le territoire de bassins de rétention dont l'installation est onéreuse et comme mentionné précédemment difficile à mettre en place. Un second problème est que le bassin utilisé pour la rétention des eaux de drainage doit être imperméable, au risque de provoquer un déversement massif et condensé dans le milieu en cas de fuite. Enfin, l'impact du stockage des eaux de drainage sur le bilan hydrologique du territoire est mal connu à l'heure actuelle et serait potentiellement nuisible pour la recharge des eaux souterraines. Si ce fait est avéré, les fonctions hydrologiques en aval du système peuvent s'en trouver perturbées, ce qui continuerait d'affecter la gestion de la ressource en eau d'un point de vue global. Des recherches complémentaires sont requises pour établir la pertinence ou non d'utiliser une telle méthode.

Il est important de considérer que toutes les stratégies citées pour réduire l'impact du drainage agricole sur la qualité des eaux sont fortement dépendantes des aléas climatiques qui peuvent significativement contribuer à la détérioration de la qualité des eaux d'origine agricole. En effet, le rendement agricole est sujet aux phénomènes climatiques et peut être réduit si ceux-ci sont trop extrêmes, e.g., après la crue de juin 2016 sur le bassin parisien (Ben-Ari et al., 2018). Dès lors, il est possible d'augmenter la quantité d'intrants d'origines agro-chimiques pour compenser cette perte, ce qui entraîne une intensification de la lixiviation de ces produits dans le milieu (e.g., De Jong et al., 2008 ; Olesen et al., 2019). Ce point renforce le besoin d'évaluer au mieux les potentiels impacts induits par le changement climatique sur l'hydrologie du drainage, afin d'établir les stratégies d'adaptation / d'atténuation les plus pertinentes.

I.1.6 Synthèse sur le drainage agricole

Le drainage agricole est une technique hydraulique utilisée sur les sols hydromorphes présentant des problèmes d'engorgement pour faciliter l'infiltration de l'eau dans le sol. Par son effet, il assure l'aération des sols hydromorphes et augmente la productivité agricole sur ces types de sols qui sont difficilement cultivables à l'état naturel. En France, il est utilisé sur près de 10 % de la SAU, proportion non négligeable. Cependant, de par sa conception, le drainage impacte son environnement : il modifie le régime hydrologique du bassin versant qui l'intègre et accélère la circulation d'éventuels polluants agro-chimiques utilisés. Dès lors, il convient d'évaluer son futur avec précision, tant pour un intérêt agronomique qu'environnemental, principalement au regard de la protection des eaux. Comme le drainage souterrain est la technique de drainage la plus utilisée en France (cf. section I.1.2), nous limiterons notre vision du drainage agricole au seul drainage souterrain dans la suite du manuscrit.

Chapitre I.2 : Evolution du climat français au cours du XXI^e siècle

Comme mentionné dans le chapitre précédent, les rapports successifs du GIEC font état de modifications sévères du climat à l'échelle globale au cours du XXI^e siècle (IPCC, 2008, 2014, 2022). Face à ces changements, la France ne fait pas exception et plusieurs études ont déjà évalué le futur du climat français dans le siècle à venir à plusieurs échelles spatiales (e.g., Déqué et al. (2012) ; Chauveau et al. (2013) ; Terray et Boé (2013) ; Jacob et al. (2014) ; Dayon (2015)). Dans ce chapitre, nous allons résumer les principaux changements attendus du climat français en nous basant sur les analyses du rapport DRIAS 2020 (Soubeyroux et al., 2021) qui décrit le futur du climat français selon un ensemble de modèles climatiques sélectionnés car jugés représentatifs du système climatique français. Cette base de données disponible sur le portail partenarial DRIAS¹ et a été développée par le CNRM (Météo-France), l'IPSL et le CERFACS. Il s'agit de la base de données la plus récente à la date de ces travaux de thèse fournissant des projections climatiques à fine résolution (64 km²) disponible sur la France métropolitaine et elle est régulièrement utilisée pour les études d'impact du changement climatique à l'échelle nationale. Les résultats issus des analyses de la base de données DRIAS 2020 sont amenés à être mis à jour car de nouvelles projections vont être ajoutées à cette base de données d'ici fin 2022, mais nous les utiliserons comme référence dans ce chapitre. Les informations fournies sont disponibles selon des scénarios socio-économiques futures appelés « Representative Concentration Pathways » (RCPs), correspondant au standard de scénarios futurs depuis le projet CMIP 5 (IPCC, 2014). Ces RCPs intègrent l'activité naturelle et anthropique sous forme de forçage radiatif issu des émissions de gaz sur l'effet de serre, et qui varient suivant l'efficacité des politiques environnementales en vigueur. Une description plus complète des projections climatiques correspondantes est disponible dans la section II.1.2.3. Trois RCPs sont considérés : le moins sévère RCP2.6 (van Vuuren et al., 2007), l'intermédiaire RCP4.5 (Thomson et al., 2011) et le plus sévère RCP8.5 (Riahi et al., 2011). Pour la suite du chapitre, trois sous-périodes futures sont considérées : le futur proche (2021-2050), le futur à moyen terme (2040-2070) et le futur lointain (2071-2100).

I.2.1 Evolution des températures moyennes journalières

Au cours du XXI^e siècle, l'évolution de la température moyenne journalière de l'air sur la France métropolitaine varie selon le scénario RCP considéré. A l'exception du RCP2.6, la température moyenne journalière augmente de manière quasi-continue au cours du temps, jusqu'à atteindre une augmentation médiane de +2.1 °C et +3.9 °C pour les RCP4.5 et RCP8.5, respectivement, entre la période historique (1976-2005) et le futur lointain (cf. Figure 4). Il est important de noter que les intervalles de confiance encadrant chaque médiane (surface comprise entre le centile 05 et le centile 95 sur le graphique) sont importants et démontrent une variabilité importante entre les modèles climatiques. Le rapport DRIAS 2020 fait mention d'une augmentation de la température selon un gradient SE/NW sur la France métropolitaine, avec plus de 1 °C d'écart entre les deux. Ce gradient s'accroît à mesure que nous nous rapprochons de l'horizon 2100. Les montagnes sont les plus marquées par cette augmentation et par des extrêmes de température plus forts, principalement les Alpes et les Pyrénées (Soubeyroux et al., 2021).

L'évolution des tendances saisonnières montre que, sous les RCP4.5 et RCP8.5, toutes les saisons sont concernées par l'augmentation de température, de plus en plus importante à mesure que l'on se rapproche de 2100 (cf. Figure 5). Les saisons les plus touchées sont l'été (juin-juillet-août) et l'automne (septembre-octobre-novembre), toutes deux marquées par des augmentations médianes supérieures à +4 °C. Sous le RCP2.6, la température est plus stable et l'augmentation par rapport à la période historique se stabilise à +1 °C.

¹ <http://www.drias-climat.fr/>

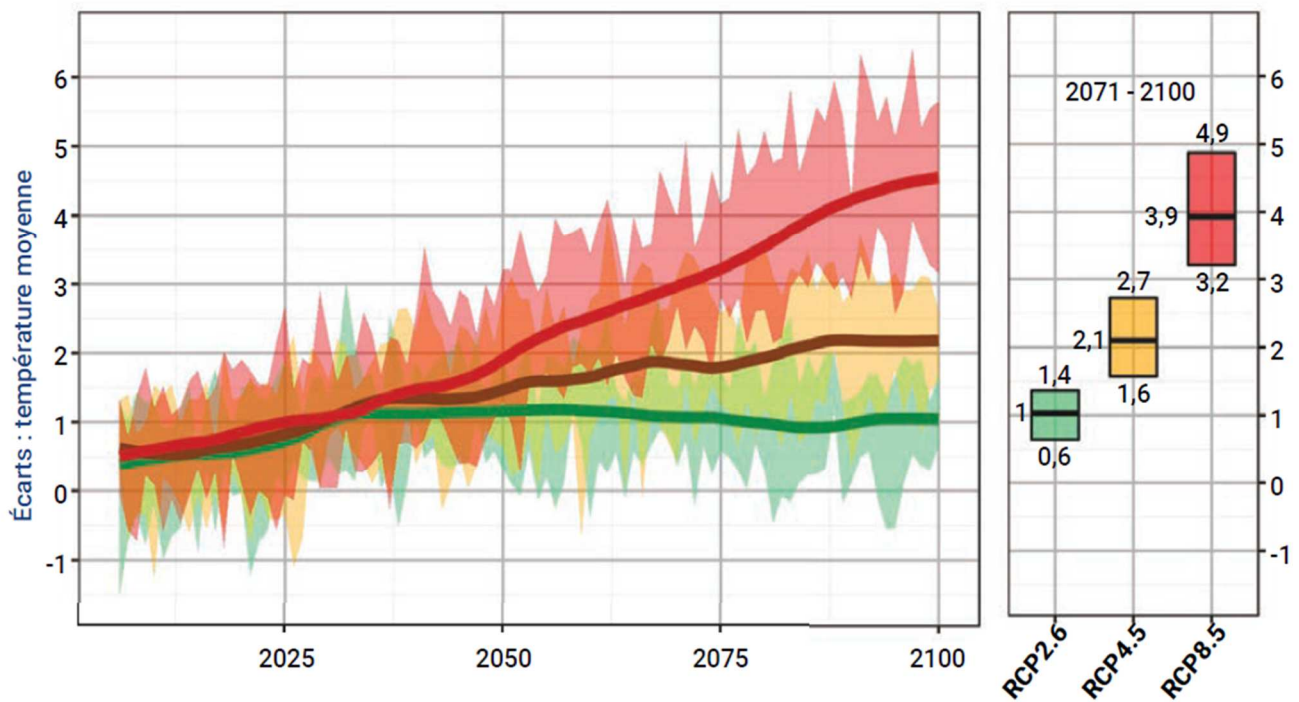


Figure 4 : Evolution de la variation de la température moyenne annuelle (°C) sur tout le territoire de la France métropolitaine selon trois scénarios futurs RCPs : RCP2.6 (vert), RCP4.5 (jaune) et RCP8.5 (rouge). Les traits épais correspondent aux écarts annuels médians de température moyennés et glissés sur 20 ans. Pour chaque médiane, la zone colorée correspond à l'intervalle de confiance à 90 % de la médiane, défini comme la surface entre le centile 05 et le centile 95. Source : Soubeyrou et al. (2021).

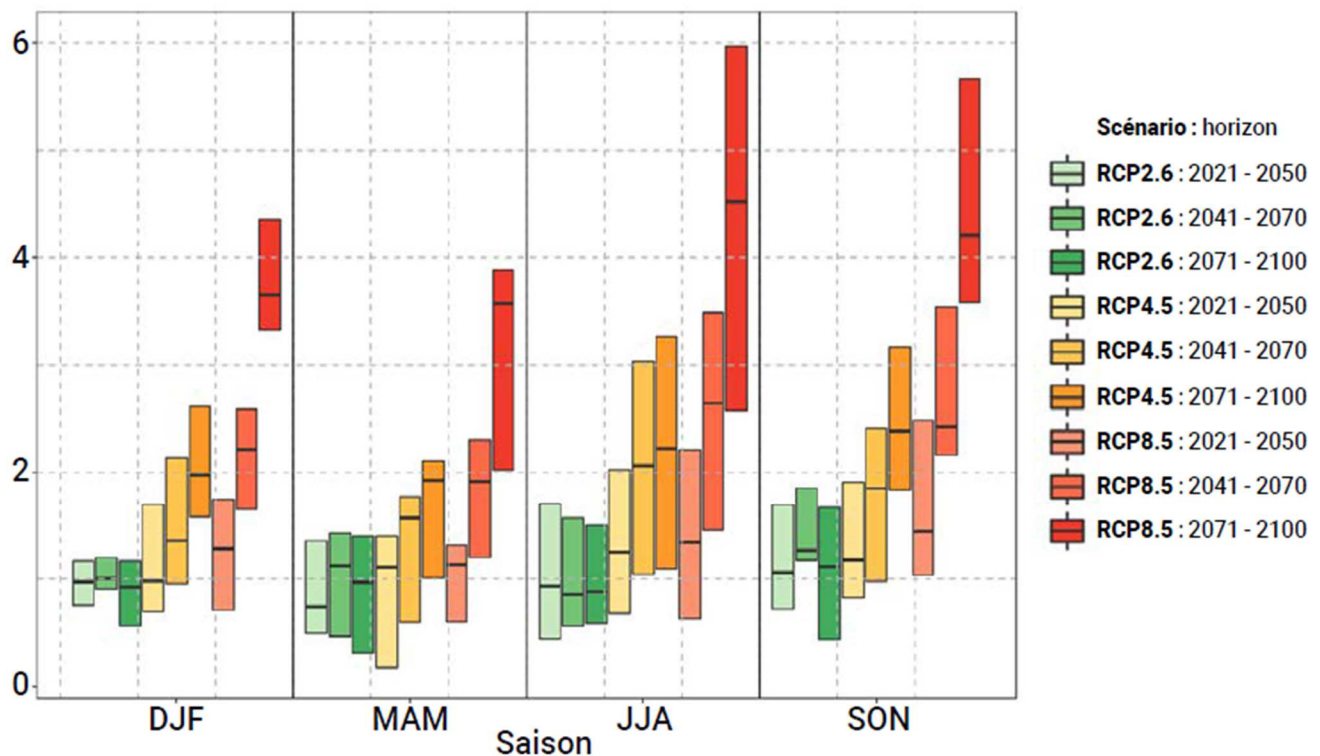


Figure 5 : Evolution saisonnière des écarts de température moyenne sur le territoire de la France métropolitaine (°C) par RCP et horizon temporel. Les saisons sont définies comme suit : hiver (décembre-janvier-février) ; printemps (mars-avril-mai) ; été (juin-juillet-août) ; automne (septembre-octobre-novembre). Source : Soubeyrou et al. (2021).

I.2.2 Evolution des volumes annuels de précipitation

Le descripteur climatique utilisé pour décrire le futur de la précipitation sous changement climatique est l'écart relatif du cumul annuel de précipitation. Au cours du XXI^e siècle, ce cumul n'évoluera pas significativement sur la France métropolitaine, quel que soit le RCP considéré (Figure 6). En effet, les valeurs issues des panaches, propres à chaque RCP, restent majoritairement dans l'intervalle allant de 0 % à +10 % (cf. Figure 6). Les écarts médians sont de +6.5 %, +2.9 % et +1.8 % pour les RCP2.6, RCP4.5 et RCP8.5, respectivement. Comparée au volume annuel moyen historique de précipitation compris entre 600 mm.an⁻¹ et 1500 mm.an⁻¹ suivant la région considérée (source : Météo-France), cette augmentation est clairement négligeable. De plus, la Figure 6 montre une forte incertitude sur l'ensemble des trois RCPs, qui ne permet pas d'affirmer que le cumul annuel de précipitation change comparé à la période historique.

Soubeyrou et al. (2021) font également état d'une variabilité spatiale de l'écart du cumul annuel de précipitation relativement faible et peu marquée sur la France métropolitaine et sur l'ensemble des horizons temporels pour les RCP2.6 et RCP4.5. Un léger gradient nord/sud est cependant observable sur l'horizon lointain pour le RCP8.5, avec un cumul annuel en diminution sur la moitié sud de la France métropolitaine, notamment près des massifs alpins et pyrénéens, et en augmentation sur sa moitié nord, notamment à la frontière nord-est. Dans leur rapport, les auteurs soulignent que la variation entre le centile 05 et le centile 95 est importante, soulignant une importante incertitude liée quant à la variabilité spatiale du cumul annuel futur de précipitation, en accord avec l'incertitude mise en avant ci-dessus.

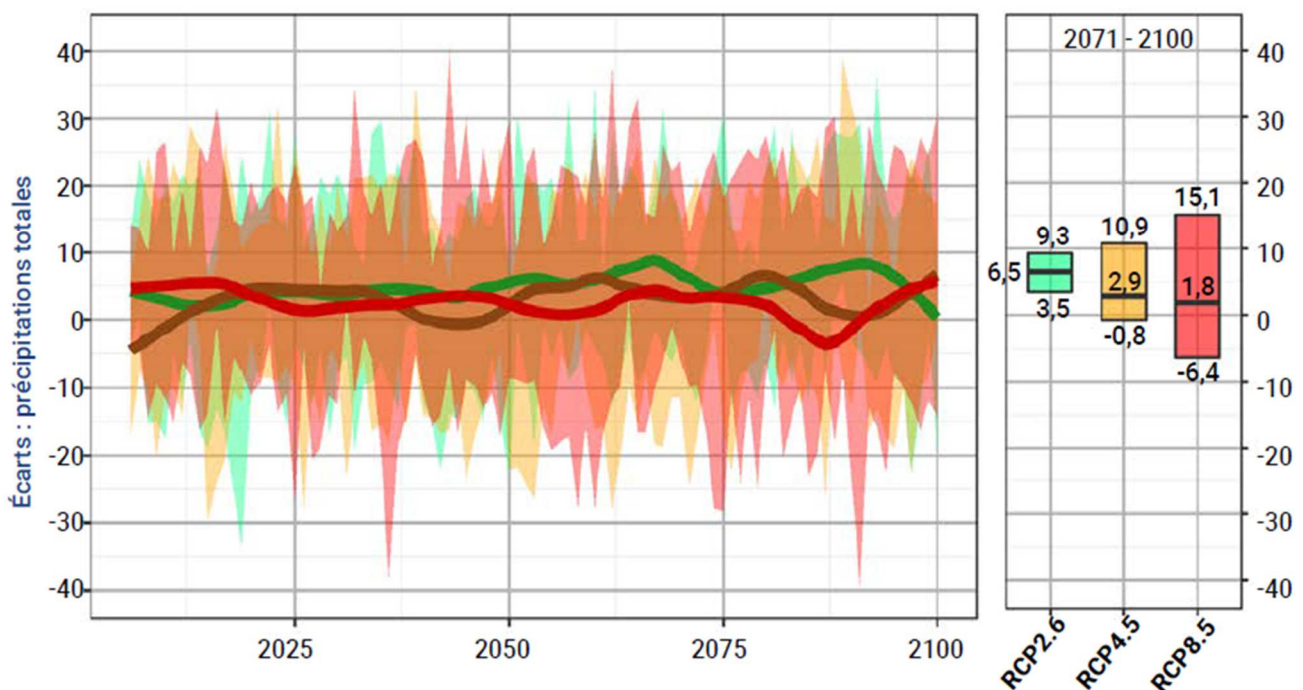


Figure 6 : Evolution de la variation du cumul annuel de précipitation (en %), moyen sur le territoire de la France métropolitaine selon trois scénarios futurs RCPs : RCP2.6 (vert), RCP4.5 (jaune) et RCP8.5 (rouge). Les traits épais correspondent aux écarts annuels médians de précipitation moyennés sur 20 ans. Pour chaque médiane, la zone colorée correspond à l'intervalle de confiance à 90 % de la médiane, défini comme la surface entre le centile 05 et le centile 95. Source : Soubeyrou et al. (2021).

Même si les cumuls annuels de précipitations ne présentent pas de changements drastiques, les cumuls saisonniers sont plus contrastés : les cumuls hivernaux augmentent pour une saison plus humide, et les cumuls estivaux diminuent pour une saison plus sèche (cf. Figure 7). Ce contraste est accentué à mesure que l'on se rapproche de l'horizon 2100 et que le scénario RCP considéré est sévère.

Sous le RCP2.6, les cumuls hivernaux (décembre-janvier-février) et printaniers (mars-avril-mai) sont légèrement plus humides de +10 % et +8 % sur le XXI^e siècle. Pour les deux saisons restantes, les écarts ne sont pas assez significatifs et sont proches de 0 %. Cela est cohérent avec l'augmentation de la précipitation annuelle de +6.5 % évoquée précédemment. Sous le RCP8.5, la médiane de l'écart du cumul de pluie en été (Juin-Juillet-Août) est de presque -25 %.

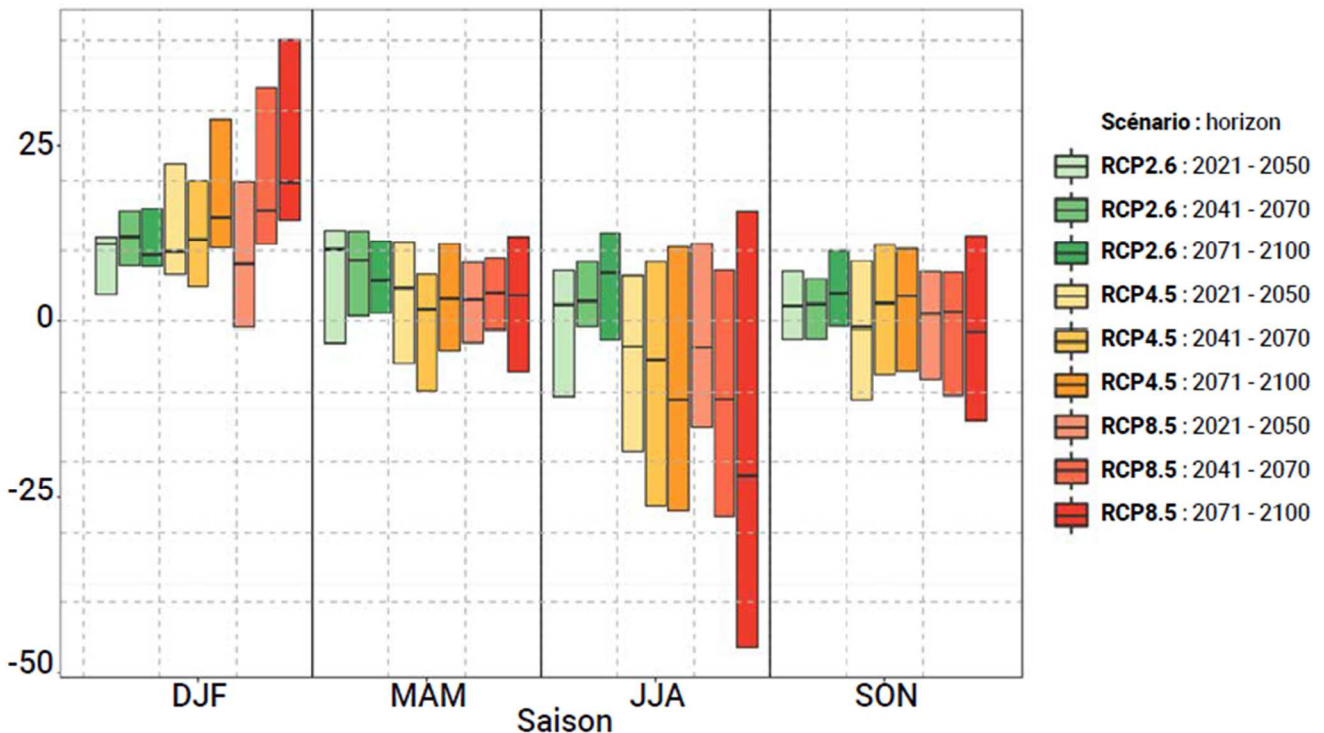


Figure 7 : Evolution saisonnière des écarts relatifs (%) de cumul de précipitation moyen sur le territoire de la France métropolitaine, par RCP et horizon temporel. Les saisons sont définies comme suit : hiver (décembre-janvier-février) ; printemps (mars-avril-mai) ; été (juin-juillet-août) ; automne (septembre-octobre-novembre). Source : Soubeyroux et al. (2021).

I.2.1 Synthèse sur l'évolution du climat français au XXI^e siècle

Les évolutions du cumul de précipitation (P_{cum}) et de la température moyenne (T_{moy}), choisis comme descripteurs climatiques pour évaluer le futur du climat français, suggèrent que l'intensité des changements dépendra du RCP considéré. Plus le RCP est sévère, i.e., du RCP2.6 au RCP8.5, plus les changements sur P_{cum} et T_{moy} seront importants. De même, les changements s'accroîtront à mesure que le temps se rapprochera de l'horizon 2100.

Le changement le plus marquant est l'augmentation de la température sur la France métropolitaine, de manière relativement homogène sur le territoire, mais particulièrement intense en été et en automne. Il est permis de supposer qu'une des conséquences de cette augmentation de la température sera une augmentation de l'évapotranspiration potentielle (ETP). En toute rigueur, cette affirmation nécessiterait une analyse plus spécifique de l'évolution de l'ETP sous changement climatique, l'ETP dépendant fortement de la formulation utilisée parmi un choix conséquent d'équations (Morton, 1983 ; Oudin, 2004 ; McMahon et al., 2013 ; Córdova et al., 2015). Cependant, Lemaitre-Basset et al. (2022b) ont déjà montré que l'ETP augmentera bien d'ici à la fin du siècle, de +40 à +130 mm.y⁻¹. Cette augmentation sera plus marquée sur la saison estivale, se traduisant par la réduction potentielle de la quantité d'eau disponible pour les cultures en places notamment en été. Cela se traduira par un sol asséché plus rapidement, incitant les agriculteurs à mettre en place une irrigation pour atténuer les effets sur leurs cultures (Itier et al., 2013 ; Grusson et al., 2021) ou à adapter la rotation des cultures à ces nouvelles conditions. Cette désaturation plus précoce sera amplifiée par la réduction des pluies sur la même période, qui amplifiera également le besoin d'eau par irrigation

dans le siècle à venir. Enfin, il est intéressant de noter que Lemaitre-Basset et al. (2022b) ont montré que la contribution de la formulation de l'ETP à l'incertitude totale d'une chaîne de modélisation hydro-climatique sur le territoire français n'excédait pas 10 %, ce qui justifie notre choix de ne pas investiguer le choix de la formulation dans cette thèse.

Une autre modification négative et dommageable du changement climatique est la modification du régime de précipitation sur une année hydrologique, définie d'août de l'année n à juillet de l'année $n+1$. En effet, P_{cum} en été diminuera alors que P_{cum} annuel restera globalement constant. Cela se traduit par une augmentation de P_{cum} sur la période hivernale, amenant un ensemble de problèmes quant à la gestion des volumes d'eau en surplus. En effet, une augmentation du volume sur une même fenêtre temporelle se traduit par des événements pluviométriques plus intenses, parfois extrêmes (Dayon, 2015 ; Tramblay and Somot, 2018 ; Ribes et al., 2019 ; Fumière et al., 2020). Le rapport DRIAS 2020 mentionne que le nombre d'évènements marqués par des pluies extrêmes augmentera globalement pour tous les RCPs et s'intensifiera avec le temps. Un gradient d'évènements extrêmes orienté SW/NE est observable sur la France métropolitaine sous le RCP8.5, avec des pluies de plus en plus intenses, de 3 à 6 mm, à mesure que nous nous rapprochons du Pas-de-Calais, des Ardennes et de l'Alsace.

Chapitre I.3 Evolution du drainage souterrain sous changement climatique

Comme mentionné dans l'introduction générale, parmi les conséquences les plus dommageables et inquiétantes du changement climatique se trouvent celles impactant le cycle de l'eau. En effet, les études montrent qu'une augmentation de certains événements extrêmes est à attendre, tant en fréquence qu'en intensité (Bauwens et al., 2011; Garner et al., 2015; Dayon et al., 2018). Nous pouvons citer par exemple les crues éclair (Kundzewicz et al., 2014 ; Yin et al., 2016 ; Xu et al., 2019 ; Zhang et al., 2019) et les sécheresses (Prudhomme et al., 2014). Dès lors, la pérennité des infrastructures qui régissent la politique de l'eau voient leurs limites de plus en plus remises en cause, tant pour assurer une protection efficace contre un éventuel surplus d'eau que lorsqu'il faut la stocker et la redistribuer lors de périodes où elle vient à manquer.

C'est dans ce contexte que s'inscrit la problématique du futur du drainage souterrain sous changement climatique. Dans le Chapitre I.1, nous avons établi les bénéfices et les risques liés à la pratique du drainage, en soulignant notamment son rôle pour la productivité agricole et son influence sur la qualité des eaux. Puis, nous avons établi dans le Chapitre I.2 les tendances futures du climat français au XXI^e siècle, suivant trois trajectoires socio-économiques potentielles. Face à ces changements, la question se pose quant à l'impact qu'aura le changement climatique sur le drainage agricole français de demain : sera-t-il toujours efficace sur les sols concernés ? Génèrera-t-il davantage de dégâts sur l'environnement ? Comme mentionné en introduction générale, il n'existe à l'heure actuelle et à notre connaissance aucune étude qui se penche sur le devenir du drainage agricole français sous changement climatique. Cependant, plusieurs études ont tenté de répondre à ces questions à travers le globe et l'objectif de ce chapitre est de présenter les principaux impacts et les conséquences qu'elles soulignent.

I.3.1 Evolution du volume annuel drainé

L'une des modifications majeures apportée par le changement climatique sur l'hydrologie du drainage est l'impact direct sur le débit de drainage, notamment sur l'évolution du volume annuel d'eau drainée. Ce descripteur est régulièrement utilisé dans les études d'impact du changement climatique sur le drainage souterrain, étant directement relié à la quantité annuelle d'eau disponible pour les cultures en place. Plusieurs études analysent son évolution sous changement climatique (cf. Tableau 1).

Prenons pour exemple l'étude de Pease et al. (2017), qui ont évalué l'évolution du volume annuel drainé sur un site drainé situé près du bassin ouest du lac Erié dans l'état de l'Ohio aux Etats-Unis. Leur objectif était d'analyser les variations de volume drainé issu des simulations du modèle DRAINMOD (Broadhead et Skaggs, 1982 ; Skaggs et al., 2012) sous deux horizons temporels : à moyen terme (2041-2070) ; à long terme (2071-2098). Deux scénarios futurs sous changement climatique ont été utilisés : un scénario modéré (RCP4.5, Thomson et al., 2011) et un scénario plus sévère (RCP8.5, Riahi et al., 2011). A moyen terme, leurs résultats ont montré que le volume drainé annuel diminuera de 12.3 % et 14.3 %, sous les RCP4.5 et RCP8.5 respectivement, d'ici à 2050. Au long terme, i.e., vers la fin du XXI^e siècle, cette diminution sera plus importante, de 14.5 % et 23.5 % sous les RCP4.5 et RCP8.5, respectivement. Sur leur site d'étude, ces résultats ont souligné deux choses : (1) plus l'horizon est lointain, plus l'évolution sera importante ; (2) plus le scénario est sévère, plus l'évolution sera importante également. Face à ces changements, l'étude de Pease et al. (2017) a montré que le

drainage contrôlé¹ sera toujours utile dans le futur sous changement climatique pour s’adapter à la diminution du volume annuel drainé.

Cependant, l’évolution du volume annuel drainé n’est pas commune à tous les sites. En effet, toutes les études regroupées dans le Tableau 1 décrivent l’évolution future de ce descripteur sur différents sites à travers le globe et elles ne tendent pas vers le même résultat. Par exemple, certaines études portant également sur des sites localisés aux Etats-Unis sur des contextes pédoclimatiques proches montrent que le volume annuel drainé augmentera au cours du XXI^e siècle (Dayyani et al., 2012 ; Wang et al., 2015 ; Mehan et al., 2019).

L’origine de ces divergences de résultats peut être de type méthodologique, potentiellement variable d’une étude à l’autre. Cependant, cela ne semble pas être le cas ici. Pour la totalité de ces études, le principe de base est que des projections hydrologiques futures sont générées en forçant un modèle hydrologique par des projections climatiques futures fournies selon une approche d’ensemble multi-modèle (Tebaldi et Knutti, 2007). Les modèles hydrologiques employés ont des principes de fonctionnement similaires. De même, les scénarios climatiques utilisés sont proches bien qu’issus de projets différents. En effet, les scénarios climatiques RCPs évoqués dans le Chapitre I.2 correspondent au standard de scénarios futurs utilisés à partir du projet CMIP 5 (IPCC, 2014), alors que les scénarios dénommés « Special Report on Emission Scenarios » (SRES), e.g., SRA1B et SRA2, sont issus du projet CMIP 3 (IPCC, 2008).

*Tableau 1 : Synthèse des études évaluant l’évolution du volume annuel drainé sous changement climatique. Le symbole « ↗ » dans la colonne Résultats indique que le volume annuel drainé augmente sur ce site dans le futur. A l’inverse, le symbole « ↘ » indique une diminution du volume annuel drainé. Notons que les deux scénarios caractérisés par un « * » ne sont pas clairement définis dans l’article correspondant comme SRA2 mais proviennent des simulations du North American Regional Climate Change Assessment Program (NACCAP) qui produit des projections climatiques forcées par un scénario SRA2 (Mearns et al., 2012).*

Auteurs	Pays	Site	Modèle hydrologique	Scénarios futurs	Résultats
Dayyani et al. (2012)	Canada	Bassin versant St. Esprit (Sud-Est)	DRAINMOD	SRA2	↗
Wang et al. (2015)	Etats-Unis	Iowa (Centre-Est)	RZWQM2	SRA2(*)	↗
Pease et al. (2017)	Etats-Unis	Ohio (Nord-Ouest)	DRAINMOD	RCP4.5 - RCP8.5	↘
Mehan et al. (2019)	Etats-Unis	Indiana (Nord-Est)	SWAT	RCP4.5 - RCP8.5	↗
Jiang et al. (2020)	Canada	Sud-Ouest du Québec (Sud-Est)	RZWQM2	SRA2(*)	↗
Sojka et al. (2020)	Pologne	Centre-Ouest	DRAINMOD	RCP4.5	↘
Golmohammadi et al. (2021)	Canada	Ontario (Sud-Est)	DRAINMOD	SRA1B	↗
Salla et al. (2021)	Finlande	Ostrobothnia (Centre)	FLUSH	RCP2.6 - RCP8.5	=

En termes de forçage radiatif sur l’effet de serre, SRA2 correspond au scénario intermédiaire entre les scénarios plus modernes RCP6.0 et RCP8.5 alors que le scénario SRA1B correspond davantage au seul scénario RCP8.5 (van Vuuren et Carter, 2014). Plus de détails sur la description des données de projections climatiques sont fournis dans la section II.1.2.3. Cependant, toutes ces familles de

¹ Technique de drainage agricole permettant de « contrôler le niveau d’eau dans le fossé de collecte des eaux de drainage et de maintenir une nappe élevée » lors de périodes plus sèches (Tournebize et al., 2020).

scénarios sont proches et la pluralité des scénarios employée dans les études regroupées dans le Tableau 1 ne peut expliquer à elle seule la divergence de leurs résultats. De même, il serait possible d'expliquer cette divergence par la localisation des sites, mais là encore celle-ci est insuffisante pour expliquer la totalité de cet écart puisque les résultats de certaines études divergent alors que celles-ci sont réalisées sur des sites « assez proches ». C'est notamment le cas entre les études de Pease et al. (2017) et Mehan et al. (2019) dont les deux sites d'études sont éloignés de moins de 150 km, sont à la même altitude et sont donc soumis à des variations climatiques similaires.

L'analyse du caractère site-spécifique de l'évolution du volume annuel drainé suggère deux choses. D'abord, toute forme de généralisation des résultats semble difficile à réaliser. Cela implique que prévoir de façon détaillée l'évolution future du drainage sur un site nécessitera certainement de faire l'objet d'une étude dédiée. Ensuite, les stratégies d'atténuation ou d'adaptation face aux effets du changement climatique seront grandement dépendantes du site d'étude. De la même manière, il sera difficile de les généraliser.

I.3.2 Pérennité des réseaux de drainage sous changement climatique

Certaines études montrent que la pérennité des réseaux actuels de drainage souterrain est remise en question. Dans cette section, la pérennité des réseaux désigne leur capacité à remplir correctement leur fonction dans un futur sous changement climatique (cf. section I.1.3). Dans leur étude, Abd-Elaty et al. (2019) ont évalué la réponse d'un réseau « historique » de drainage, i.e., établi selon des règles de dimensionnement actuelles, sous l'effet du changement climatique. La réponse du drainage souterrain a été simulée au moyen d'un modèle numérique intégrant l'influence du forçage météorologique, l'augmentation du niveau de la mer (spécificité de leurs zones d'études) et les activités anthropiques du type pompage dans la nappe. Les auteurs ont montré que le débit drainé en sortie des réseaux est fortement influencé par l'ensemble de ces facteurs et que dans un contexte de gestion durable de la ressource en eau, intégrer le dimensionnement des réseaux dans les politiques publiques est un élément-clé pour s'adapter aux effets du changement climatique sur les milieux drainés. Ce constat est confirmé par Sojka et al. (2020) qui ont montré sur un site polonais que l'efficacité du drainage contrôlé dépend du dimensionnement des réseaux. Dans leur étude, l'efficacité d'un réseau avec un écartement petit entre les drains (7 m) est moins dégradée sous changement climatique que celle d'un réseau avec un écartement plus large (14 m). Cependant, d'autres études montrent également que le dimensionnement actuel des réseaux n'est pas remis en cause sous changement climatique. C'est notamment le cas dans l'étude de Deelstra (2015) qui montre sur un site norvégien qu'en dépit de l'augmentation des extrêmes pluviométriques le réseau de drainage est toujours en mesure d'évacuer rapidement les excès d'eau issus de ces phénomènes.

La problématique de la pérennité des réseaux de drainage fait de plus en plus l'objet d'études, essentiellement dans le but d'établir l'utilité du drainage dans un contexte futur marqué par l'intensification des extrêmes météorologiques. Dans un climat tempéré comme le climat français, le régime de précipitation est modifié et les extrêmes pluviométriques, notamment en hiver, sont supposés plus intenses d'ici à 2100 (Dayon et al., 2015 ; Trambly et Somot, 2018). Devant ce changement, il est possible que les réseaux de drainage parviennent plus rapidement à saturation et que les parcelles drainées soient plus fréquemment sujettes au ruissellement. Un tel cas de figure serait dommageable pour les cultures en place et pour la qualité des eaux d'origine agricole.

I.3.3 Evolution du drainage et son environnement sous changement climatique

Un autre aspect du drainage souterrain fréquemment étudié est le débit moyen journalier. Celui-ci est directement relié entre autres à la lixiviation d'intrants agro-chimiques qui sont au centre des préoccupations concernant la protection des eaux face aux pollutions diffuses d'origine agricole

(Golmohammadi et al., 2016). Plusieurs études montrent qu'au cours du XXI^e siècle le débit moyen drainé augmentera et que cette augmentation sera responsable, du moins en partie, de l'augmentation de la lixiviation des nitrates stockés dans le profil de sol à travers les drains (Haghnazari et al., 2020 ; Jiang et al., 2020a ; Golmohammadi et al., 2021). Lorsque le débit est trop élevé, une partie des nitrates n'est pas fixée par les plantes ou les micro-organismes et est lixiviée. Cette proportion est fonction de l'intensité du débit responsable de la lixiviation et de la durée entre la fertilisation de la parcelle via des nitrates et le phénomène hydrologique. La modification du régime pluviométrique sous changement climatique mentionnée dans la section I.2.2, dont l'augmentation des extrêmes de pluies sur les climats tempérés incluant le climat français, est un facteur amplificateur de l'augmentation de ce flux de nitrates puisque celui-ci est fonction du volume d'eau issu des phénomènes hydrologiques (Billy et al., 2011 ; Tournebize et al., 2015 ; Olesen et al., 2019). Cependant, si nous considérons ce phénomène selon la concentration des nitrates présents dans les eaux, le propos est à modérer car cette augmentation du volume d'eau dilue également la quantité de nitrates présente dans les eaux de surface si cette quantité reste égale. Dès lors, la concentration en nitrates dans les eaux diminue significativement, ce qui au regard des normes environnementales présente un risque moins élevé.

L'évolution de la lixiviation des pesticides sous changement climatique sur les sols drainés est un thème un peu moins abordé dans la littérature (Steffens et al., 2014 ; Delcour et al., 2015). A l'instar de la lixiviation des nitrates, la lixiviation des pesticides est aussi directement corrélée à l'intensité du débit journalier, même si elle se situe sur une temporalité différente de celles des nitrates. En effet, les sols ont une influence plus grande sur les pesticides que sur les nitrates, notamment au regard de leur capacité à adsorber plus facilement les pesticides, ce qui modifie la temporalité de la lixiviation du produit (e.g., Safaei Khorram et al. (2016)). Par conséquent, une augmentation de la fréquence des phénomènes de crues provoque une augmentation de la lixiviation des pesticides avec des eaux plus concentrées en produit à la sortie des réseaux de drainage (Brown et van Beinum, 2009 ; Zajiček et al., 2018). Ce constat est aussi partagé par Tournebize et al. (2017) qui montrent que la quantité de pesticides dégradée dans une zone humide artificielle, connectée à un réseau de drainage, diminue face à ce type d'évènement. Dès lors, il est permis de penser que si le timing entre l'usage du produit agro-chimique et le phénomène hydrologique est « mauvais », une augmentation du débit moyen journalier provoquerait une augmentation de la lixiviation des pesticides. Plusieurs solutions sont envisageables pour atténuer ce phénomène. Comme mentionné dans la section I.1.5.2, il est par exemple possible d'augmenter la durée entre l'application du produit et le prochain évènement pluvieux en ciblant des créneaux temporels spécifiques pour chaque année hydrologique (e.g., quelques semaines avant le démarrage de la saison de drainage). L'agriculteur peut plus favorablement utiliser un produit type pesticide sur ces créneaux tout en diminuant le risque d'affecter la qualité des eaux (Lewan et al., 2009 ; Kobiarska et al., 2020 ; Tournebize et al., submitted). Cette stratégie est bien entendu dépendante des besoins de la plante sur laquelle le pesticide est appliqué, et du produit appliqué en lui-même avec ses propres caractéristiques, e.g., sa mobilité, et la période sur laquelle il est appliqué.

Chapitre I.4 : Synthèse sur l'état de l'art relatif au futur du drainage agricole français sous contrainte de changement climatique

Dans cette partie, nous avons vu que le drainage agricole est une technique hydraulique appliquée sur des sols présentant des problèmes d'infiltration des eaux, utilisée afin de faciliter l'évacuation des excédents d'eau pour protéger les cultures. De par son fonctionnement, le drainage agricole induit plusieurs effets, aussi bien à l'échelle de la parcelle qu'à l'échelle du bassin versant dans lequel il est pratiqué. Ses effets se caractérisent par des modifications aussi bien hydrologiques que relatives à la qualité des eaux d'origine agricole. Dès lors, évaluer le futur du drainage français sous changement climatique représente un enjeu pour les acteurs du drainage, surtout à une époque où la gestion de la ressource en eau est plus que jamais au centre des débats.

L'analyse croisée entre les impacts du changement climatique sur l'hydrologie du drainage dans le monde et l'évolution future du climat français établie dans le Chapitre I.2 nous permet de d'émettre des hypothèses sur les changements attendus de l'hydrologie du drainage agricole français au cours du XXI^e siècle. Les conséquences spécifiques au drainage agricole et les plus dommageables sont essentiellement liées à la saison hivernale pendant laquelle l'hydrologie du drainage est la plus influencée (Lesaffre, 1989). Comme souligné dans le Chapitre I.2, l'augmentation des événements extrêmes de pluie génère une augmentation du débit drainé et peut occasionner une saturation plus précoce des réseaux de drainage, et c'est un potentiel changement à prévoir dans notre étude. Nous avons mentionné que sous de telles conditions, l'hydrologie du drainage peut en être significativement affectée : (1) l'efficacité des réseaux de drainage pourrait ne plus être garantie ; (2) le ruissellement pourrait augmenter si le réseau est saturé trop vite, ce qui serait dommageable pour les cultures ; (3) la lixiviation de produits agro-chimiques pourrait augmenter si le timing d'utilisation de ces produits n'est pas adapté à ces événements pluvieux plus intenses et fréquents.

Cependant, l'analyse bibliographique des évolutions possibles de l'hydrologie du drainage agricole dans le monde a aussi mis en avant certaines limites. Premièrement, les études traitant le sujet dans la littérature sont catégorisables selon trois familles majeures : le bilan hydrique, la pérennité du réseau et l'impact du drainage sur l'environnement. Bien qu'utile car mettant en avant les impacts attendus sur le drainage français, cette description est incomplète car l'hydrologie du drainage est définie par d'autres caractéristiques qui ne sont que peu ou pas abordées dans la littérature, comme la temporalité de la saison de drainage ou les périodes d'écoulements spécifiques (cf. section II.3.2). Deuxièmement, ce manque d'exhaustivité limite l'extraction de tendances, i.e., la généralisation, relatives à l'impact du changement climatique sur l'hydrologie du drainage agricole. Enfin, les quelques études qui traitent le sujet présentent des résultats divergents, ce qui accentue la difficulté inhérente à cette généralisation.

Ces éléments viennent étayer la question de recherche initialement posée dans ce travail de thèse :

- La difficulté inhérente à l'extraction de tendances des impacts du changement climatique sur l'hydrologie du drainage agricole dans le monde suggère deux choses :
 - L'évaluation de cet impact pour le cas français ne se passera pas d'une étude spécifique sur la France métropolitaine ;
 - Cette étude se devra de décrire le plus largement possible les différentes conditions pédoclimatiques relatives à la France métropolitaine pour être la plus généralisable possible ;

Dès lors, il est permis de se poser les questions suivantes :

Comment caractériser l'ensemble de la diversité pédoclimatique des sols sur notre zone d'étude ? Si l'étude se doit d'être site-spécifique comme le suggère la littérature, comment extraire suffisamment d'informations de ces sites pour fournir des tendances, même qualitatives, exploitables pour les gestionnaires ?

- Le drainage agricole est défini par une variété d'aspects relatifs aussi bien au volume d'eau écoulee par les drains qu'à la dynamique temporelle motrice de ces écoulements. Cette diversité d'aspects introduit de nouvelles questions :

Quelles sont les principales caractéristiques de l'hydrologie du drainage agricole, utile aux gestionnaires du drainage agricole, et susceptibles d'évoluer sous changement climatique ? Comment les représenter ?

- Une fois que ces éléments sont clarifiés, il est nécessaire de s'interroger sur la méthode utilisée pour répondre à ces nouvelles exigences. Cela relève essentiellement du choix du modèle hydrologique utilisé. Ce choix est borné à la fois par la nécessité de simuler le futur hydrologique du drainage sur la diversité pédoclimatique de la base de données choisie, et par la capacité du modèle à simuler les principales caractéristiques de l'hydrologie du drainage agricole évoqué ci-dessus. Dès lors, il nous faut nous interroger sur :

Quel modèle hydrologique faut-il utiliser ? Comment évaluer sa capacité à simuler les principales caractéristiques de l'hydrologie du drainage agricole sur la diversité des sols de la France métropolitaine ? Comment simuler ces caractéristiques dans un futur sous changement climatique ?

Dans la prochaine partie, nous allons présenter le matériel et la méthode employés pour répondre du mieux possible à l'ensemble de ces questions.

Partie II – Matériel et méthodes

L'objectif de cette partie est de présenter un aperçu général du matériel et des méthodes associés dans cette étude pour répondre aux questions de recherche. Dans un premier temps, nous décrivons l'ensemble des données utilisées : présentations et caractéristiques des sites d'études ; données hydrologiques correspondantes ; données météorologiques sur une période historique de référence ; données de projections climatiques pour la projection dans un contexte futur changeant. Ensuite, nous décrivons les principales approches utilisées pour caractériser l'hydrologie du drainage souterrain face à ce contexte : modèle hydrologique utilisé ; descripteurs hydrologiques (HIs) choisis pour l'évaluation de la performance des modèles et pour l'évaluation de l'impact du changement climatique. Etant donné que le présent manuscrit est présenté sous forme de thèse sur articles, certains éléments méthodologiques dépendant plus spécifiquement des chapitres concernés ne seront pas abordés dans cette partie. Le lecteur ou la lectrice devra se référer aux sections « Matériel et Méthodes » des articles et chapitres correspondants.

Chapitre II.1 : Présentation générale des sites d'études et des données utilisées

II.1.1 Localisation des sites et caractéristiques associées

A la différence de l'hydrologie de bassin versant, il n'existe pas de base de données similaire à celle fournie par l'Hydroportail¹ (anciennement Banque Hydro) regroupant des données de suivis hydrologiques du drainage agricole sur le territoire français. Par conséquent, une base de données composée de 22 sites expérimentaux, sur 17 localisations géographiques, a été établie à partir de données déjà collectées par l'équipe ARTEMHYS pour représenter la diversité des sols drainés français évoquée dans le Chapitre I.4. Chacun de ces sites a été sélectionné selon un compromis établi entre la qualité des données hydrologiques associées au site (série complète, anomalie de mesure, longueur des chroniques) et parce que le site était jugé représentatif de la zone dans laquelle il est localisé. Par conséquent, certains sites disposant de données hydrologiques n'ont pas été sélectionnés, soit parce que la qualité des données en question n'était pas jugée assez fiable, soit parce que les sites sélectionnés dans une région spécifique étaient déjà assez nombreux. En rajouter de nouveaux dans ces régions auraient potentiellement pu les surreprésenter par rapport aux restes des sites. Dès lors, le travail présenté dans ce manuscrit est en partie restreint par cette limite.

Ces 22 sites sont répartis de manière non homogène sur le territoire, comme le montre la Figure 8 (les numéros correspondent aux ID des sites et sont référencés dans le Tableau 2). Ils sont majoritairement localisés au Nord de la France métropolitaine, sur les principales aires de drainage décrites dans la section I.1.4. Cependant, certaines de ces zones ne sont que peu (le Sud-Ouest ou le Haut-Rhône n'ont qu'un site) ou pas couvertes (le Nord ou l'Allier) par la base de données. Ces sites peuvent être limités à une seule parcelle drainée, e.g., la parcelle de Parisot_P2, ou constituer un groupe de plusieurs parcelles, e.g., le site de Mélarchez qui constitue un sous-bassin versant contenant plusieurs parcelles drainées. Enfin, certaines parcelles sont sur la même localisation géographique, e.g., les parcelles d'Arrou_P6 et Arrou_P8. Dans la suite du manuscrit, un « site » représentera un des 22 sites regroupés dans le Tableau 2.

Dans cette section, nous allons présenter les principales caractéristiques de ces sites : texture générale du sol, caractéristiques des systèmes de drainage en place, climat et occupation moyenne des sols.

II.1.1.1 Classification texturale des sites étudiés

Comme décrit dans la section I.1.4, les 22 sites étudiés sont caractérisés par des sols hydromorphes, i.e., qui présentent des problèmes d'engorgement de l'eau dans le sol parce qu'ils reposent sur une couche imperméable ou à faible profondeur. Dans la section I.1.4, nous avons vu que les sols drainés peuvent être classés selon les classifications de Jamagne et de Lagacherie (Jamagne et al., 1977 ; Lagacherie et Favrot, 1987 ; Richer-de-Forges et al., 2008). Cependant, classer les 22 sites selon ces classifications n'était en pratique pas réalisable, principalement parce que la base de données est trop petite pour caractériser la diversité des sols drainés de manière exhaustive.

¹ <https://hydro.eaufrance.fr/>

Tableau 2 : Caractéristiques générales des 22 sites de la base de données, avec les informations relatives aux réseaux de drainage propres à chaque site. Chaque site est localisé sur la Figure 8 par un ID pour le repérer spatialement sur la France métropolitaine. Pour chaque site, le « N° Dtp » correspond au numéro de département dans lequel il est inclus.

Texture	ID carte	(N° Dtp) Localisation	Site	Latitude	Longitude	Profondeur des drains (m)	Espace entre le drain et l'inter-drain (m)	Surface (ha)
Argile	3	(37) Bray	Bray_P1	47.060374	1.275356	0.9	5	46
	5	(72) Courcival	Courcival_P3	48.230652	0.392965	0.9	6	1.3
	6	(54) La_Bouzule	La_Bouzule_P1	48.739945	6.322163	0.9	12	1.9
	15	(17) Saint_Laurent	Saint_Laurent_P2	45.980153	-1.041425	0.9	10	1.2
Limon	2	(28) Arrou	Arrou_P6	48.098101	1.122844	0.8	5	2
	2	(28) Arrou	Arrou_P8	48.098101	1.122844	0.8	10	2
	4	(57) Courcelles	Courcelles_P1	49.107527	6.406081	0.9	5	2.4
	4	(57) Courcelles	Courcelles_P2	49.107527	6.406081	0.9	5	2.4
	7	(44) La_Jailliere	La_Jailliere_P4	47.451717	-0.966214	0.9	5	1
	8	(78) Longnes	Longnes_P2	48.920979	1.586955	0.9	6	1
	8	(78) Longnes	Longnes_P3	48.920979	1.586955	0.9	7.5	1
	9	(77) Melarchez	Melarchez_GP	48.866163	3.191149	0.9	6	700
	10	(28) OS2	OS2_P1	48.316846	1.169642	1	5	2
	11	(81) Parisot	Parisot_P2	43.796524	1.833908	0.9	6	0.3
	12	(78) Rambouillet	Rambouillet_P1	48.645310	1.820249	0.9	5	1
	13	(77) Rampillon	Rampillon_GP	48.548391	3.066051	0.9	6	355
	14	(08) Saint_Juvin	Saint_Juvin_P1	49.336242	4.938948	0.9	1.5	1.4
	16	(29) Scaer	Scaer_P2	48.026748	-3.701999	0.9	5	1.4
17	(74) Viry	Viry_P1	46.115655	6.037889	0.9	7.5	0.8	
Limon argileux	1	(86) Archigny	Archigny_P1	46.673232	0.653327	0.9	4	1
	1	(86) Archigny	Archigny_P2	46.673232	0.653327	0.9	6	1
	6	(54) La_Bouzule	La_Bouzule_P2	48.739945	6.322163	0.9	6	2.9

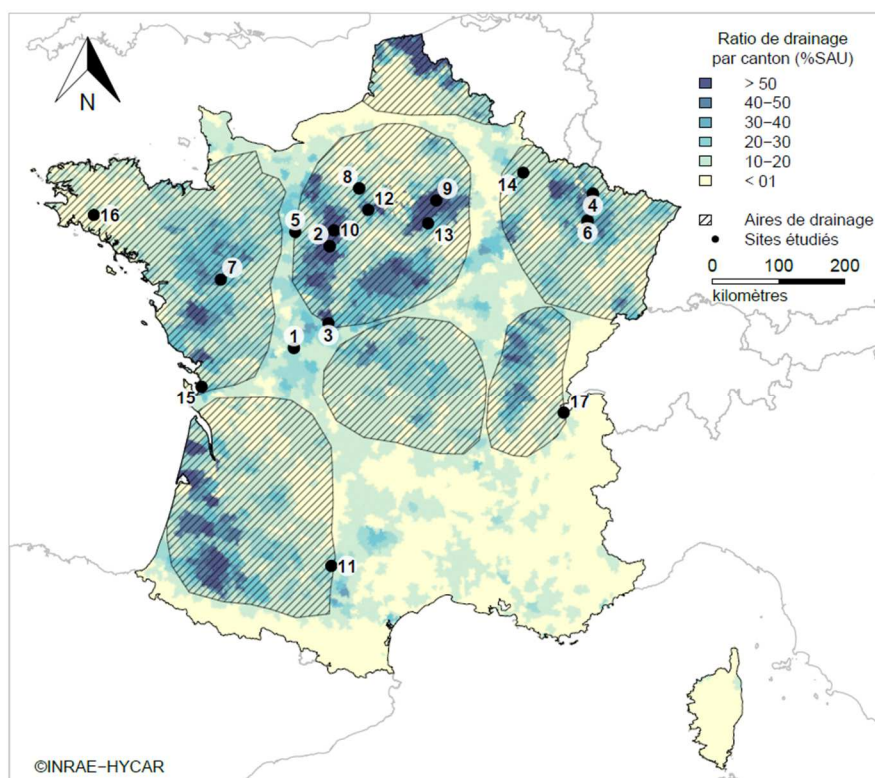


Figure 8 : Localisation géographique des sites étudiés.

Par conséquent, nous avons choisi de classer les 22 sites selon leur texture de sol moyenne sur l'ensemble de leur profil. Trois textures de sols émergent de la base de données : **limoneuse**, **limono-argileuse** et **argileuse**. Les sites argileux et limono-argileux sont davantage regroupés dans la région Grand Est comme La Bouzule ou à la limite sud-est du Bassin parisien vers la Vendée comme Bray et Courcival. Les sols limoneux sont les plus nombreux (15 sur 22) et semblent répartis sur l'ensemble de la France métropolitaine. En ce sens, la base de données est représentative des sols drainés français dont plus de 80 % sont des sols limoneux (Lagacherie et Favrot, 1987). Cependant, cette représentation des sols limoneux constitue un biais inhérent à la base de données, moins descriptive des autres textures de sols. De plus, les classifications de Jamagne et Lagacherie mentionnent également que la texture de certains sites drainés est limono-sableuse (cf. section I.1.4). Ces sols sont essentiellement regroupés dans le Nord et le Sud-Ouest de la France. Or, la base de données ne contient pas de sites pour cette texture, ce qui constitue une des limites de la base de données utilisée.

II.1.1.2 Systèmes de drainage

La surface médiane des sites étudiés est de 1.4 ha (cf. Tableau 2), avec trois sites présentant des surfaces 10 à 100 fois plus importantes que le reste de la base de données : Bray (46 ha), Rampillon (355 ha) et Melarchez (700 ha). Comme plus de 80 % des parcelles drainées sur la France métropolitaine, les systèmes de drainage des 22 sites se définissent par la présence de tuyaux perforés, souvent faits en polychlorure de vinyle (PVC), dans le sol au-dessus de la couche imperméable (cf. section I.1.2). Il est question de drainage souterrain, ou drainage de subsurface. Pour rappel, le dimensionnement de ces réseaux est défini selon l'objectif d'évacuer une pluie de 15 mm en une journée, ce qui correspond à un débit de projet de 1.0 à 1.5 l.s⁻¹.ha⁻¹. Par conséquent, les caractéristiques techniques comme le diamètre des drains, leur profondeur et l'écartement entre chaque drain sont propres à chaque réseau et dépendent des conditions pédoclimatiques locales (Mulqueen, 1998). Sur les 22 sites étudiés, le diamètre intérieur/extérieur des drains est similaire et d'environ 44/50 mm. La profondeur et la distance entre le drain et l'inter-drain¹ pour chaque site sont référencées dans le Tableau 2. La profondeur des drains est relativement commune à tous les sites et est de l'ordre de 0.9 m. La distance entre le drain et l'inter-drain varie davantage suivant le site, comprise entre 5 et 12 m.

II.1.1.3 Climat

Les principales caractéristiques des climats régissant les sites étudiés sont regroupées dans le Tableau 3. Les terminologies employées sont celles définies par MétéoFrance² pour décrire le climat sur la France métropolitaine. Les sites les plus à l'Ouest sont sous un climat océanique marqué par des températures douces et une pluviométrie relativement abondante et homogène tout au long de l'année, à l'exception d'un pic de pluie observable entre octobre et février. Cette description correspond aux sites de Scaer, La Jaillièrre et Saint-Laurent. Les sites les plus à l'Est sont soumis à un climat plus continental (semi-continental) marqué par une saisonnalité importante des températures avec un été chaud et un hiver froid. A l'exception de l'Alsace, la pluviométrie y est aussi relativement importante. Les sites localisés à Courcelles, La Bouzule, Saint Juvin et Viry sont concernés par ce climat. Enfin, les sites restants, dont la plupart sont localisés dans ou à proximité du bassin parisien, sont soumis à un climat médian entre les deux précédents avec une saisonnalité des températures légèrement plus importante que sous un climat océanique et une pluviométrie un peu plus faible. On parle de climat océanique altéré et dans notre cas il concerne 13 sites sur les 22 étudiés.

¹ Le point médian entre deux drains consécutifs.

² <https://meteofrance.com/comprendre-climat/france/le-climat-en-france-metropolitaine>

Les caractéristiques climatiques générales des sites ont été extraites à partir de la base de données SAFRAN (cf. section II.1.2.2, Vidal et al. (2010)) sur la période référence allant de 1975 à 2004, désignée comme période de référence historique pour les projections climatiques (cf. section II.1.2.3). La pluviométrie annuelle moyenne sur les sites est de l'ordre de 800 mm.an⁻¹, bien que Scaer et Viry aient des valeurs de précipitations (P) annuelles de l'ordre de 1100 à 1300 mm.an⁻¹ (cf. Tableau 3). L'évapotranspiration potentielle (ETP) utilisée est celle de la FAO-56 basée sur la formule de Penman-Monteith (Córdova et al., 2015). L'ETP moyenne annuelle sur les sites est de l'ordre de 670 mm.an⁻¹, avec Bray qui présente un maximum à 916 mm.an⁻¹ sur la période de référence. La température moyenne journalière sur les sites est relativement homogène autour de 11°C.

Tableau 3 : Caractéristiques climatiques des 22 sites étudiés. L'expression « Océan. alter. » se réfère au climat océanique altéré. Les données climatiques moyennes ont été calculées sur la période 1975-2004 à partir de la base de données SAFRAN (cf. section II.1.2.2).

Texture	ID carte	Localisation	Site	Climat	P (mm.an ⁻¹)	ETP (mm.an ⁻¹)	T (°C)
Argile	3	Bray	Bray_P1	Océan. alter.	743.9	916.0	11.3
	5	Courcival	Courcival_P3	Océan. alter.	723.7	636.9	11.4
	6	La_Bouzule	La_Bouzule_P1	Semi-continental	816.7	623.7	10.0
	15	Saint_Laurent	Saint_Laurent_P2	Océanique	772.1	790.5	12.9
Limon	2	Arrou	Arrou_P6	Océan. alter.	702.0	593.2	10.4
	2	Arrou	Arrou_P8	Océan. alter.	702.0	593.2	10.4
	4	Courcelles	Courcelles_P1	Semi-continental	863.4	780.8	9.6
	4	Courcelles	Courcelles_P2	Semi-continental	863.4	780.8	9.6
	7	La_Jailliere	La_Jailliere_P4	Océanique	708.2	659.5	11.5
	8	Longnes	Longnes_P2	Océan. alter.	649.0	638.8	10.6
	8	Longnes	Longnes_P3	Océan. alter.	649.0	638.8	10.6
	9	Melarchez	Melarchez_GP	Océan. alter.	755.7	620.9	10.4
	10	OS2	OS2_P1	Océan. alter.	648.1	569.3	10.2
	11	Parisot	Parisot_P2	Océan. alter.	744.6	704.8	12.9
	12	Rambouillet	Rambouillet_P1	Océan. alter.	708.8	627.0	10.3
	13	Rampillon	Rampillon_GP	Océan. alter.	760.7	723.0	10.5
	14	Saint_Juvin	Saint_Juvin_P1	Semi-continental	975.6	656.1	10.0
	16	Scaer	Scaer_P2	Océanique	1312.9	545.5	10.6
17	Viry	Viry_P1	Semi-continental	1170.1	562.5	9.9	
Limon argileux	1	Archigny	Archigny_P1	Océan. alter.	778.2	742.0	11.7
	1	Archigny	Archigny_P2	Océan. alter.	778.2	742.0	11.7
	6	La_Bouzule	La_Bouzule_P2	Semi-continental	816.7	623.7	10.0

II.1.1.4 Cultures en place

Le Tableau 4 regroupe la répartition de l'occupation des sols par culture en place et par site de la base de données. Les valeurs données sont des moyennes d'occupation des sols entre 2015 et 2019. Faute de disposer des données de pratiques culturales pour l'ensemble des 22 sites, les cultures en place sur chaque site ont été estimées à partir de l'occupation moyenne du sol en termes de culture en place au sein du canton où se situe le site. Les données ont été extraites à l'aide du logiciel RPG Explorer (Levavasseur et al., 2016) développé pour analyser les dynamiques du paysage agricole à partir des données du Registre Parcellaire Graphique (RPG). Pour synthétiser les estimations fournies par RPG Explorer, nous avons regroupé les prairies « permanentes » et « temporaires » sous une seule catégorie. De même, plusieurs cultures ont été regroupées sous l'expression « fourrage », jugées

mineures si considérées individuellement en termes d'occupation des sols. Le blé d'hiver est la culture la plus présente (à plus de 40 %) sur la majorité des sites, principalement pour les sites à proximité du bassin parisien, suivie du colza d'hiver et de l'orge d'hiver. Ces trois cultures sont semées entre septembre et novembre et récoltées entre juin et juillet, elles ont par conséquent une période de développement centrée sur l'hiver et le printemps, i.e., lorsque le cycle hydrologique du drainage est le plus humide (Allen et al., 1998). Dans une moindre mesure, le maïs est aussi présent et a une période de développement comprise entre les mois de mai et août, soit plus centrée sur la saison sèche en termes d'hydrologie du drainage. Certains sites sont aussi occupés par des prairies, essentiellement les plus argileux comme Courcival_P3 ou Bray_P1, et les sols sont essentiellement occupés par des plantations de type herbacée comme les ray-grass.

Tableau 4 : Occupation des sols sur les 22 sites étudiés. Le partage dans les cultures en place sur les sites a été identifié avec le logiciel RPG-Explorer sur le canton propre à chaque site, sur les séquences culturales de 2015 à 2019.

Texture	ID carte	Site	Cultures en place (2015 - 2019)								
			Blé d'hiver	Colza d'hiver	Orge d'hiver	Maïs (grain et ensilage)	Tournesol	Prairie	Gel	Fourrage	Autres
Argile	3	Bray_P1	17 %	1 %	4 %	11 %	3 %	28 %	10 %	7 %	19 %
	5	Courcival_P3	24 %	5 %	4 %	26 %	1 %	35 %	0 %	1 %	4 %
	6	La_Bouzule_P1	24 %	10 %	9 %	7 %	1 %	41 %	0 %	3 %	5 %
	15	Saint_Laurent_P2	20 %	1 %	2 %	16 %	4 %	43 %	3 %	2 %	9 %
Limon	2	Arrou_P6	40 %	18 %	15 %	11 %	0 %	8 %	2 %	1 %	5 %
	2	Arrou_P8	40 %	18 %	15 %	11 %	0 %	8 %	2 %	1 %	5 %
	4	Courcelles_P1	28 %	16 %	11 %	7 %	3 %	23 %	0 %	4 %	8 %
	4	Courcelles_P2	28 %	16 %	11 %	7 %	3 %	23 %	0 %	4 %	8 %
	7	La_Jailliere_P4	23 %	5 %	6 %	15 %	1 %	41 %	0 %	4 %	6 %
	8	Longnes_P2	40 %	16 %	11 %	7 %	0 %	7 %	3 %	2 %	14 %
	8	Longnes_P3	40 %	16 %	11 %	7 %	0 %	7 %	3 %	2 %	14 %
	9	Melarchez_GP	41 %	7 %	8 %	14 %	0 %	6 %	2 %	2 %	20 %
	10	OS2_P1	47 %	22 %	14 %	4 %	0 %	1 %	3 %	1 %	8 %
	11	Parisot_P2	25 %	2 %	9 %	11 %	11 %	10 %	3 %	8 %	20 %
	12	Rambouillet_P1	41 %	12 %	9 %	4 %	0 %	8 %	4 %	2 %	19 %
	13	Rampillon_GP	42 %	4 %	6 %	13 %	1 %	3 %	3 %	1 %	29 %
	14	Saint_Juvin_P1	27 %	8 %	5 %	8 %	0 %	23 %	1 %	5 %	24 %
	16	Scaer_P2	13 %	3 %	4 %	25 %	0 %	39 %	1 %	3 %	11 %
17	Viry_P1	10 %	1 %	5 %	12 %	0 %	61 %	0 %	8 %	3 %	
Limon argileux	1	Archigny_P1	34 %	5 %	6 %	11 %	10 %	15 %	5 %	5 %	9 %
	1	Archigny_P2	34 %	5 %	6 %	11 %	10 %	15 %	5 %	5 %	9 %
	6	La_Bouzule_P2	24 %	10 %	9 %	7 %	1 %	41 %	0 %	3 %	5 %

Les prairies sont significativement présentes sur les sites limoneux marqués par des substratums plus imperméables comme Scaer_P2 ou Viry_P1. Nous pouvons noter que les sites sont cultivés chaque année sans période de gel¹ agricole, à l'exception de Bray à 10 % sur la période de

¹ Technique de mise en jachère d'une parcelle agricole dans un objectif économique (Doré and Dulout, 1996).

référence. Un autre point à noter est que tous les sites sont labourés. Ils sont par conséquent considérés comme homogènes sur l'ensemble de leur profil de sol, soit sans chemin d'écoulement préférentiel pour l'eau.

Il est important de garder à l'esprit que ces données sont des moyennes des pratiques agricoles sur l'ensemble du canton référant à chaque site. En réalité, les cultures en place sur les sites peuvent être légèrement différentes. C'est notamment le cas pour la parcelle P4 du site expérimentale ARVALIS de La Jaillière dont l'occupation du sol est plutôt définie selon une rotation interannuelle de blé d'hiver et de maïs.

II.1.2 Données

Comme établi dans l'introduction de la section II.1.1, les sites sélectionnés dans la base de données disposent (1) de données hydrologiques, c'est-à-dire les mesures de débits drainés sur les 22 sites. A ces données s'ajoutent (2) des données météorologiques de la période historique de référence, et (3) des données de projections climatiques allant de 1975 à 2100 qui seront utilisées pour l'évaluation du débit drainé dans un contexte futur changeant. Les données (1) et (2) sont nécessaires pour calibrer le modèle hydrologique et (3) pour l'alimenter (cf. Chapitre II.2).

II.1.2.1 Données hydrologiques

Les données hydrologiques collectées constituant la base de données sont originaires de différentes sources :

- Le bassin d'expérimentation du projet de recherche ORACLE (Tallec et al., 2015) qui inclut le site de Melarchez_GP ;
- La Zone Tampon Humide Artificielle (ZTHA) de Rampillon (Tournebize et al., 2012 ; Lebrun et al., 2019) ;
- L'institut ARVALIS¹ qui gère les expérimentations sur le site de La Jaillière, sur 11 parcelles différentes. Dans cette étude, seule la parcelle P4 a été retenue, ce pour limiter la surreprésentation du site dans la base de données et parce que le travail du sol et la culture en place y sont homogènes sur la période de référence ;
- Les différentes mesures issues des expériences sur les sites de référence drainage gérés par INRAE (anciennement CEMAGREF et INRA) dans les années 80. Ces expérimentations avaient pour objectif de définir les meilleures modalités en termes de profondeur et d'écartement des drains pour établir les dimensions du réseau les mieux adaptées à chaque condition de terrain.

La base de données hydrologique compile près de 200 années de mesures de débits drainés sur différents contextes pédoclimatiques (cf. section II.1.1). La grande majorité des sites ne sont aujourd'hui plus suivis et les chroniques de chaque site ne se superposent temporellement que rarement (cf. Tableau 5).

Les débits observés cumulés annuels moyens varient selon les sites, de 11.6 mm.an⁻¹ sur le site Rambouillet_P1 à 305.1 mm.an⁻¹ sur le site Viry_P1. Ces divergences ne sont pas corrélées à la surface des sites puisque les deux sites mentionnés ci-dessus ont une surface similaire proche de 1 ha. De même, deux sites situés dans une même zone géographique peuvent présenter des divergences en termes de volume annuel drainé. C'est notamment le cas des sites de Rambouillet_P1 (11.6 mm.an⁻¹) et d'OS2_P1 (287.3 mm.an⁻¹), tous deux intégrés dans la zone du bassin parisien. Au sein d'un même

¹ <https://www.arvalis-infos.fr/index.html>

site, le régime hydrologique se caractérise par deux types de variations. Dans un premier temps, les débits sont soumis à une forte variabilité interannuelle.

Tableau 5 : Caractéristiques des données hydrologiques des 22 sites étudiés.

Texture	ID carte	Localisation	Site	Année de début	Année de fin	Longueur des chroniques (ans)	Q _{obs} _{moy} (mm.an ⁻¹)	Q _{obs} _{min} (mm.an ⁻¹)	Q _{obs} _{max} (mm.an ⁻¹)
Argile	3	Bray	Bray_P1	2007	2010	3	170.5	136.1	235.9
	5	Courcival	Courcival_P3	1985	1995	10	51.4	0.0	91.7
	6	La_Bouzule	La_Bouzule_P1	1975	1988	13	187.8	68.7	345.5
	15	Saint_Laurent	Saint_Laurent_P2	1972	1987	15	155.3	0.0	492.5
Limon	2	Arrou	Arrou_P6	1975	1994	19	131.2	0.0	276.5
	2	Arrou	Arrou_P8	1975	1994	19	131.2	0.0	276.5
	4	Courcelles	Courcelles_P1	1990	1992	2	107.6	36.3	178.9
	4	Courcelles	Courcelles_P2	1990	1992	2	94.8	35.2	154.5
	7	La_Jailliere	La_Jailliere_P4	1994	2010	16	236	9.6	511.8
	8	Longnes	Longnes_P2	1972	1978	6	52.5	0.0	202.2
	8	Longnes	Longnes_P3	1972	1978	6	83.2	0.0	253.0
	9	Melarchez	Melarchez_GP	1972	2014	42	229.9	59.9	644.6
	10	OS2	OS2_P1	2013	2016	3	287.3	234.4	381.1
	11	Parisot	Parisot_P2	1989	1993	4	187.5	0.0	391.0
	12	Rambouillet	Rambouillet_P1	1989	1992	3	11.6	0.0	25.4
	13	Rampillon	Rampillon_GP	2007	2019	12	180.7	57.5	492.0
	14	Saint_Juvin	Saint_Juvin_P1	1986	1989	3	34.1	0.0	56.1
	16	Scaer	Scaer_P2	1987	1992	5	180.5	0.0	559.6
17	Viry	Viry_P1	1989	1993	4	305.1	110.6	558.3	
Limon argileux	1	Archigny	Archigny_P1	1984	1985	1	207.8	207.8	207.8
	1	Archigny	Archigny_P2	1984	1985	1	190.4	190.4	190.4
	6	La_Bouzule	La_Bouzule_P2	1975	1988	13	165.3	32.5	342.9

Le Tableau 5 montre que l'écart entre les volumes drainés minimaux et maximaux de chaque site peut être assez conséquent. C'est notamment le cas sur les deux sites d'Arrou, avec un minimum de 0 mm.an⁻¹ et un maximum de 276.5 mm.an⁻¹ entre 1975 et 1994. Dans un second temps, les débits varient fortement sur une même année hydrologique, comme le montre la Figure 9 sur laquelle sont représentés les volumes mensuels de précipitation (P), évapotranspiration potentielle (ETP) et débits drainés observés (Q_{obs}) issus de la base de données quels que soient le site et l'année hydrologique.

Comme mentionné dans la section I.1.3, les volumes de débits drainés sont marqués par une forte saisonnalité avec une saison humide de novembre à avril et une saison plus sèche de mai à octobre. Il n'est pas possible de directement corrélérer cette temporalité avec l'évolution intra-annuelle de P ou ETP. Cependant, les volumes de débits drainés sont généralement plus importants lorsque les volumes d'ETP sont plus faibles et les volumes de précipitation plus conséquents. Ces variabilités interannuelles et intra-annuelles des débits drainés sont importantes et cela représente une contrainte majeure pour la modélisation et les analyses qui caractérisent les débits drainés notamment dans un contexte de changement climatique (cf. Chapitre II.2).

Il est à noter qu'un décalage temporel est observable entre les données hydrologiques présentées dans le Tableau 5, parfois anciennes (e.g., 1972-1987 pour le site de Saint-Laurent), et les données d'occupation du sol issues du Tableau 4 qui sont représentatives de la période 2015-2019. La rigueur aurait imposé de disposer de périodes temporelles confondues ou à défaut analogues.

Cependant, face au manque de données récentes pour la plupart des sites étudiés, nous supposons que le comportement hydrologique moyen extrait de chaque site issu de la période concernée est représentatif de ce site, et donc similaire à la période 2015-2019. Cette hypothèse constitue une limite supplémentaire à ce travail de thèse.

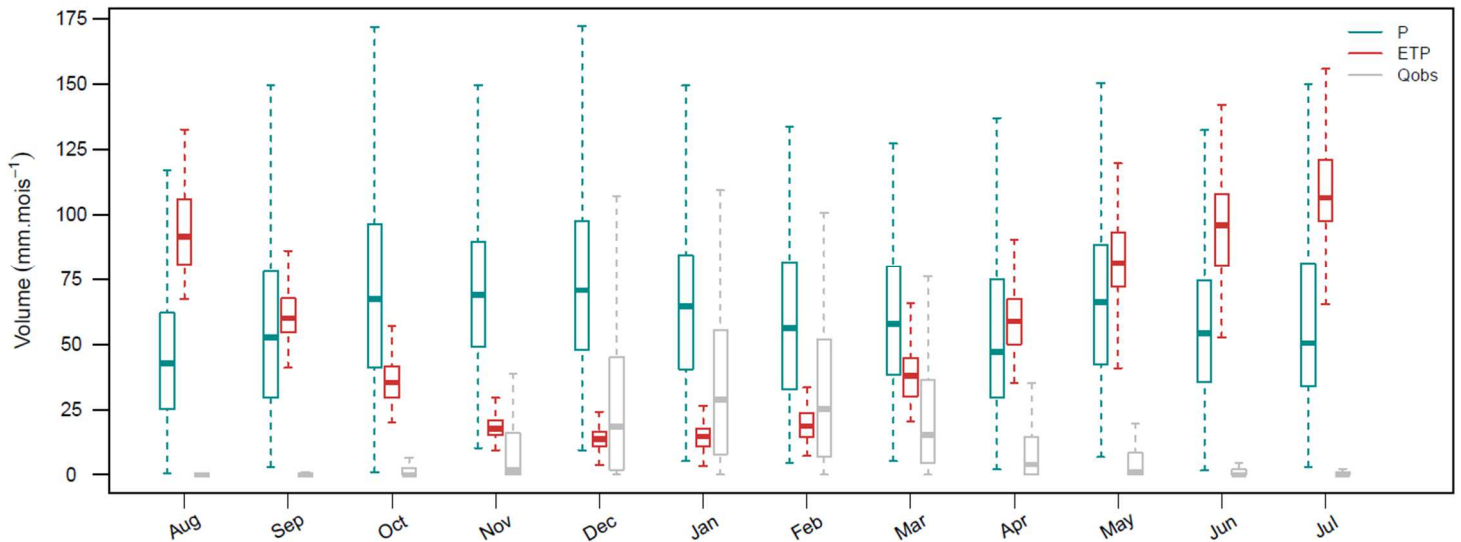


Figure 9 : Evolution des volumes mensuels de précipitation (P), évapotranspiration potentielle (ETP) et débits drainés observés (Q_{obs}) sur les 22 sites étudiés.

En termes de dispositifs de mesures, plusieurs méthodes sont envisageables. Cependant, la forte variabilité intra-annuelle des débits drainés impose une contrainte non négligeable sur la méthode retenue. Pour bien mesurer cette variabilité, c'est la méthode du déversoir triangulaire qui est la plus couramment utilisée (cf. Figure 10 illustrant le système de mesure du site de La Jaillière). Le principe de mesure se décompose en deux étapes.

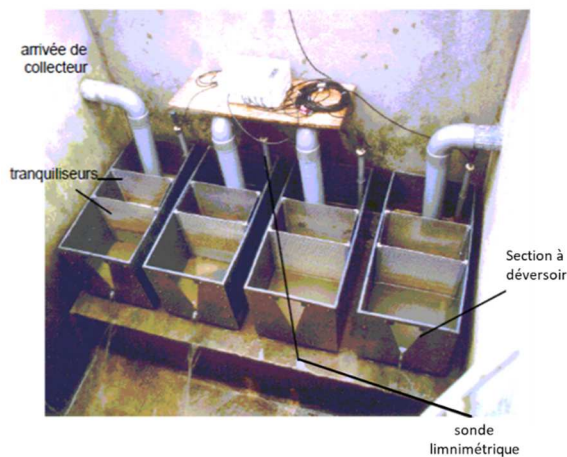


Figure 10 : Sections de contrôle et dispositif de mesure du débit sur le site de La Jaillière. Figure adaptée de Arlot (1999).

Premièrement, la hauteur de l'eau dans le collecteur à la sortie du drainage est initialement mesurée sur une section dimensionnée (section de contrôle) où le niveau est contrôlé hydrauliquement. Entre les années 80 et 90, cette hauteur de l'eau dans la section de contrôle était enregistrée automatiquement sur un papier à l'aide d'un flotteur relié au niveau de l'eau. De nos jours, la hauteur est estimée par des capteurs (ultrasons, pression, ou autre technologie) qui mesurent électroniquement la donnée, avec un stockage horodaté dans des enregistreurs dédiés.

Deuxièmement, le débit est estimé à l'aide d'une courbe de tarage correspondant au dimensionnement de la section de contrôle, reliant la hauteur d'eau mesurée et le débit recherché. Le débit mesuré sur chacun des 22 sites est obtenu via le principe de méthode à déversoir, seul le dimensionnement du dispositif est spécifique à la taille du site considéré, notamment celui de la section de contrôle. Dans un souci d'homogénéité des chroniques, celles-ci ont été évaluées par jugement d'expert pour corriger ou supprimer les périodes incomplètes ou dont la qualité était questionable.

II.1.2.2 La base de données SAFRAN

Les données météorologiques utilisées sur la période de référence historique proviennent du Système d'Analyse Fournissant des Renseignements Adaptés à la Nivologie (SAFRAN, Vidal et al., 2010). La base de données SAFRAN fournit une réanalyse de variables météorologiques telles que la précipitation (solide et liquide), la température de l'air, les rayonnements, l'humidité de l'air ou la vitesse du vent sur l'ensemble de la France métropolitaine. Elle intègre des données mesurées sur des stations de mesure réparties sur le territoire combinées à des sorties de modèles climatiques pour générer des chroniques journalières et horaires de variables météorologiques. Le produit issu de SAFRAN se présente alors sous la forme d'une grille de $8 \times 8 = 64 \text{ km}^2$, fournissant des chroniques de 1959 à nos jours. Aux variables météorologiques initialement spatialisées peuvent s'ajouter des variables calculées telles que l'évapotranspiration potentielle (ETP) issue des formules de Penman-Monteith (Córdova et al., 2015) ou d'Oudin (Oudin, 2004). De fait, la base de donnée SAFRAN est largement employée dans un contexte opérationnel pour le suivi hydrologique et l'estimation des débits sur toute la France métropolitaine (e.g., Biancamaria et al., 2019 ; Nicolle et al., 2021 ; Peredo et al., 2022).

Dans notre étude, la base de données SAFRAN a été utilisée pour fournir le forçage climatique dans le modèle SIDRA-RU sur les 22 sites étudiés (cf. Chapitre III.1) et dans les modèles DRAINMOD et MACRO sur la parcelle P4 du site expérimental ARVALIS de La Jaillière (cf. Chapitre III.3) sur la période historique.

II.1.2.3 Projections climatiques

Les projections climatiques fournissent le même type d'information que la base de données SAFRAN, i.e., les variables climatiques telles que la précipitation ou la température. Cependant, celles-ci sont générées par simulation et peuvent caractériser des périodes futures, e.g., jusqu'à 2100. Ces chroniques sont ensuite régulièrement utilisées au sein de chaînes de modélisation notamment en tant que variables de forçage climatique dans les modèles hydrologiques pour la projection des débits futurs.

En tête de chaîne de modélisation des projections climatiques vient la mise en place des scénarios socio-économiques futurs (cf. Figure 11). Depuis le 3^e rapport du GIEC (IPCC, 2008), ces scénarios sont principalement basés sur des scénarios d'émission de gaz à effet de serre, qui dépendent des activités naturelles mais surtout anthropiques selon la direction politique environnementale suivie. Depuis le 5^e rapport du GIEC (IPCC, 2014), ces scénarios correspondent aux Radiative Concentration Pathways (RCPs), désignant le forçage atmosphérique des gaz à effet de serre issus des activités naturels et anthropiques sur la couche d'ozone à l'horizon 2100, et sont exprimés en W.m^{-2} . Dans notre étude, c'est ce mode de scénario futur qui est utilisé et nous considérons trois RCPs :

- RCP2.6 (van Vuuren et al., 2007) : le scénario envisagé le plus strict en termes de politique environnementale et le plus optimiste concernant les impacts dus au changement climatique. La population mondiale serait stabilisée et augmenterait peu d'ici à 2100 ;

- RCP4.5 (Thomson et al., 2011) : le scénario intermédiaire, intégrant une politique environnementale significative plus limitée face aux effets du changement climatique mais plus réaliste que le RCP2.6. La population mondiale se stabiliserait à 9 milliards d'individus d'ici à 2100 ;
- RCP8.5 (Riahi et al., 2011) : le scénario le plus pessimiste n'intégrant pas de politique environnementale efficace pour lutter contre le changement climatique. Dans le 5^e rapport du GIEC, il est admis comme étant le scénario « business as usual », et la population mondiale se stabiliserait à 12 milliards d'individus d'ici à 2100.

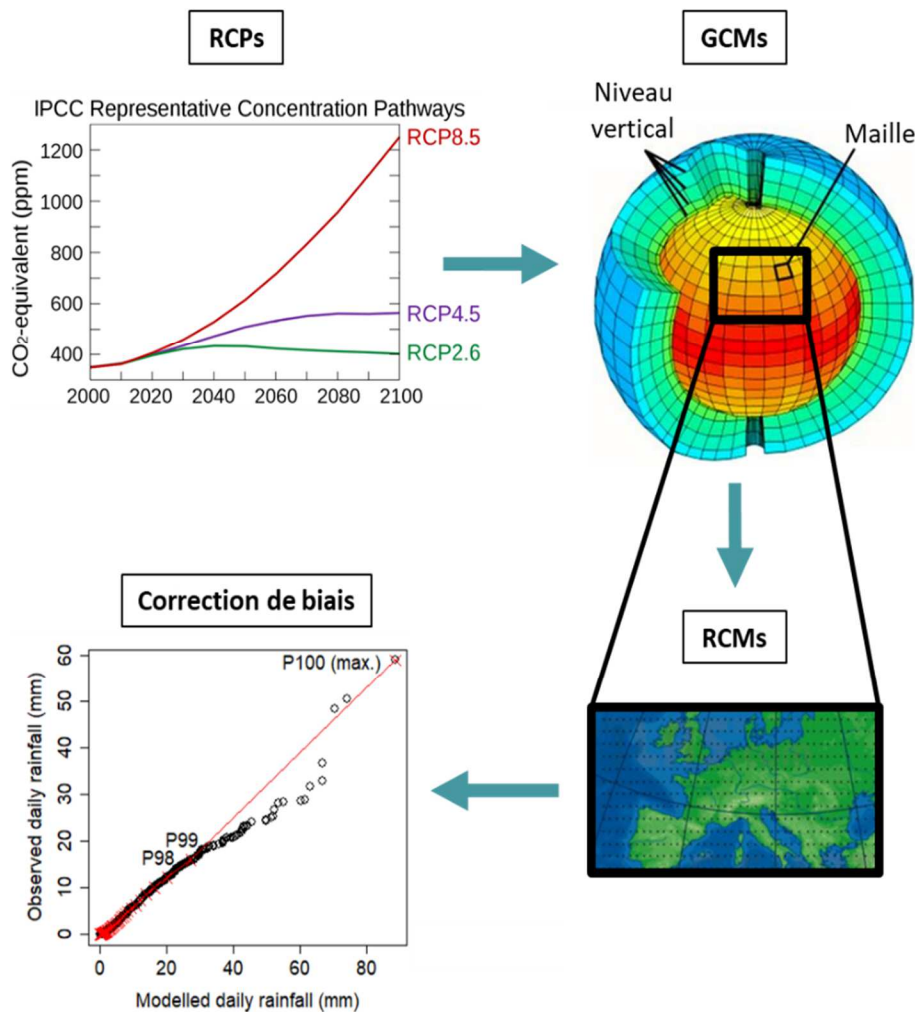


Figure 11 : Chaîne de modélisation des projections climatiques. Source : IPCC (2014) ; Potter et al. (2020) ; Soubeyroux et al. (2021) ; Météo France.

Les RCPs sont utilisés pour forcer les modèles de circulation générale (GCMs, Phillips, 1956 ; Randall and Zehnder, 2001 ; Mechoso and Arakawa, 2003), des modèles climatiques dont l'objectif est d'estimer les effets des modifications du forçage radiatif sur le climat global. Ces modèles fournissent des chroniques de variables climatiques à l'échelle du globe, i.e., à des résolutions spatiales relativement grossières, ce qui empêche leur usage direct comme forçage climatique dans les modèles hydrologiques pour des études aux échelles régionales ou locales. C'est pourquoi ces simulations sont, dans un second temps, soumises à un processus de descente d'échelle couplé à une méthode de correction de biais. Deux grandes familles de méthodes de descente d'échelle se distinguent :

- Les méthodes statistiques (SDM) : basées sur des approches empiriques, ces méthodes transforment les projections climatiques en sortie des GCMs en les corrigeant selon la

moyenne, la variance ou les quantiles des observations sur une période historique de référence (Wang et al., 2016) ;

- Les modèles climatiques régionaux (RCMs) : basés sur une modélisation couplée des surfaces continentales et de l’atmosphère, ces modèles fournissent des projections climatiques à des résolutions spatiales plus fines et ils sont majoritairement couplés à des méthodes de correction de biais (cf. Figure 11).

Dans notre étude, les projections climatiques sont extraites du projet Euro-Cordex CMIP5 (Jacob et al., 2014). La base de données intègre 6 GCMs et 9 RCMs répartis sur seulement 12 couples GCM/RCMs différents disponibles. Répartis sur les trois RCPs étudiés, cela représente un ensemble de 30 projections climatiques (CPs) pour évaluer les conditions hydro-climatiques futures du drainage (cf. Tableau 6). Ce nombre ne représente qu’une partie des combinaisons possibles entre les GCMs et RCMs initiaux mais traditionnellement, toutes les combinaisons ne peuvent pas être simulées par les climatologues, principalement en raison du temps de calcul conséquent que cela requiert. De plus, ces couples ont été sélectionnés par Météo-France pour assurer la représentativité des conditions climatiques françaises (Soubeyroux et al., 2021). Un post-traitement pour la correction de biais, la méthode ADAMONT (Verfaillie et al., 2017), a été appliqué sur les projections en sortie des RCMs selon une méthode de correction basée sur une approche quantile-quantile mapping (Maurer et al., 2010 ; Navarro-Racines et al., 2020 ; Potter et al., 2020). Le principe de cette méthode est de comparer les fonctions de répartition des données d’une variable à corriger, e.g., la précipitation, en observation vs en simulation sur une période historique de référence. Défini sur chaque pixel du produit à corriger, le terme de correction de biais peut être spatialement distribué. Les projections utilisées dans cette thèse n’ont pas été débiaisées selon des observations mais selon les simulations issues de la réanalyse météorologique historique SAFRAN (cf. section II.1.2.2), ce qui offre une alternative performante pour fournir les données « pseudo-observées » nécessaires à la méthode correction de biais sur l’ensemble du territoire (Berg et al., 2015). Nous n’avons pas décrit tous les détails relatifs à la méthode ADAMONT. Aussi, le lecteur ou la lectrice est prié(e) de se référer à l’article de Verfaillie et al. (2017) pour plus de détails. Nous avons récupéré les projections climatiques déjà débiaisées par ADAMONT (jeu de données DRIAS 2020) sur le portail DRIAS.

Tableau 6 : Disponibilité des projections climatiques. Les nombres 2.6, 4.5 et 8.5 font référence aux RCPs, respectivement RCP2.6, RCP4.5 et RCP8.5, disponibles pour chacun des 12 couples GCM/RCMs à disposition. L’annotation « - » indique que la combinaison GCM/RCM correspondante n’a pas été simulée. Adapté de Jeantet et al. (2022).

GCM/RCM	Aladin63	CCLM4-8	HIRHAM5	Racmo22E	RCA4	RegCM4	REMO2009	REMO2015	WRF381P
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	-	-	-	-
IPSL-CM5A	-	-	-	-	4.5, 8.5	-	-	-	4.5, 8.5
HadGEM2-ES	-	4.5, 8.5	-	-	-	2.6, 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	-

A l’issue de la chaîne de modélisation représentée sur la Figure 11, les projections climatiques sont fournies sur une maille régulière de $8 \times 8 = 64 \text{ km}^2$, identique à celle utilisée par la base de données SAFRAN, au pas de temps journalier. Les données vont de 1975 à 2100 et cette période se distingue en deux parties :

- 1975 – 2005 : qualifiée de période historique, les projections sont forcées par des concentrations de gaz à effet de serre mesurées. Ainsi, les projections obtenues selon les

trois RCPs n'ont pas encore divergé. Pour un même couple GCM/RCM, les projections du RCP2.6 sont égales à celles du RC4.5 et du RCP8.5 ;

- 2006 – 2100 : les trois RCPs divergent, c'est-à-dire que chaque RCP fournit une chronique de concentration de gaz à effet de serre différente aux GCMs. Pour un même couple GCM/RCM, les projections issues de deux RCPs différents ne sont donc plus identiques.

Ce chapitre a permis de mettre en avant deux éléments : (1) la diversité de la base de données utilisée avec ses avantages et inconvénients ; (2) la variabilité interannuelle et intra-annuelle du régime hydrologique des débits. Nous allons maintenant voir que ces aspects sont autant d'éléments qu'un modèle hydrologique de drainage doit intégrer.

Chapitre II.2 : Modélisation hydrologique du drainage souterrain

L'objectif de ce chapitre est de présenter l'approche choisie pour la modélisation hydrologique du drainage, dans l'objectif d'intégrer au mieux la diversité de la base de données présentée dans le chapitre précédent. Dans un premier temps, nous ferons la liste des principaux modèles hydrologiques couramment utilisés dans la communauté du drainage. Puis, nous présenterons le modèle hydrologique choisi pour la plupart des travaux de cette thèse, le modèle SIDRA-RU, spécifiquement développé pour s'adapter aux conditions pédoclimatiques françaises.

II.2.1 Modèles de simulation du drainage dans la communauté scientifique

Au sein de la communauté scientifique, il existe plusieurs modèles hydrologiques de drainage « célèbres » qui ont fait l'objet d'un certain nombre d'études et ont déjà été mis en application dans divers contextes opérationnels. La plupart de ces modèles utilisent une approche similaire pour modéliser le comportement hydraulique d'une parcelle drainée, i.e., la variation de la hauteur de la nappe perchée temporaire et du débit drainé correspondant (cf. section I.1.3). Une des hypothèses est de considérer que ce comportement hydraulique est homogène sur toute la parcelle, qui est jugée relativement isolée du reste du réseau de drainage. Dès lors, le système est souvent assimilé à un système fermé (Henine, 2010). Ensuite, l'écoulement de l'eau est déterminé selon deux états du système. En régime permanent, les modèles basés sur les formules de Hooghoudt (Hooghoudt, 1940) ou Kirkham (van Schilfgaarde et al., 1957) sont utilisés pour déterminer le débit drainé à partir d'informations comme la hauteur de la nappe à l'inter-drain, la profondeur des drains et les paramètres hydrauliques du sol (Hooghoudt, 1940 ; Robinson et Rycroft, 1999 ; Henine et al., 2022). Le régime transitoire est plus difficile à intégrer. Il peut être soit représenté comme une succession de régimes permanents, soit modélisé par résolution analytique de l'équation de Boussinesq (Boussinesq, 1904). Tout dépend ensuite de la complexité physique définissant le modèle hydrologique considéré. La Figure 12, qui montre la comparaison des schémas fonctionnels par rapport à un sol type (a) entre le modèle DRAINMOD (b), le modèle MACRO (c) et le modèle SIDRA-RU (d), illustre bien la différence de complexité entre chaque modèle.

Parmi tous les modèles hydrologiques de drainage existants se démarque le modèle DRAINMOD (Skaggs, 1981 ; Skaggs et al., 2012) couramment utilisé aux Etats-Unis, simulant différents processus hydrologiques et transports de solutés. Le modèle DRAINMOD est un modèle à base physique à une dimension (1D) distribué sur le profil de sol en considérant séparément chaque couche de sol (cf. Figure 12, (a) et (b)). La grande particularité du modèle est qu'il est applicable à différentes échelles spatiales (Konyha et Skaggs, 1992 ; Brown et al., 2013). Plusieurs modules composent le modèle, chacun représentant un processus que l'utilisateur choisit ou non d'intégrer à la simulation. Nous nous limiterons ici à la description des modules hydrologiques de base pour simuler le débit de drainage. La première étape du modèle est qu'il résout l'équation du bilan d'eau en utilisant conjointement les équations de van Genuchten (cf. Eq. II.2.1 et Eq. II.2.2, Van Genuchten, 1980), l'équation d'infiltration de Green-Ampt (cf. Eq. II.2.3, Green and Ampt, 1912) et les relations entre hauteur de nappe, volume drainé et flux montant dans le profil de sol (cf. Eq. II.2.4 et Eq. II.2.5, Skaggs, 1981). Ces équations servent à déterminer la quantité d'eau qui peut entrer (ou sortir) du système et de la dynamique temporelle associée. Dès lors, elles sont entre autres fonction des variables climatiques (P et ETP), qui définissent la quantité théorique entrant (ou sortant) du sol, et de la capacité du sol à absorber/rendre l'eau, capacité définie par son état de saturation et ses paramètres hydrodynamiques. Ensuite, le débit drainé est simulé selon l'état de saturation du sol. Si celui-ci est saturé, le débit est calculé selon l'équation de Kirkham qui considère qu'une grande majorité de l'eau s'infiltré par des chemins d'écoulement concentrés à proximité des drains, selon une forme de nappe pseudo-rectangulaire. A l'inverse, cette équation n'est plus valide lorsque le profil de sol n'est pas

saturé. Dans ce cas, la forme de la nappe entre deux drains est supposée elliptique et le débit drainé est simulé selon l'équation d'Hooghoudt.

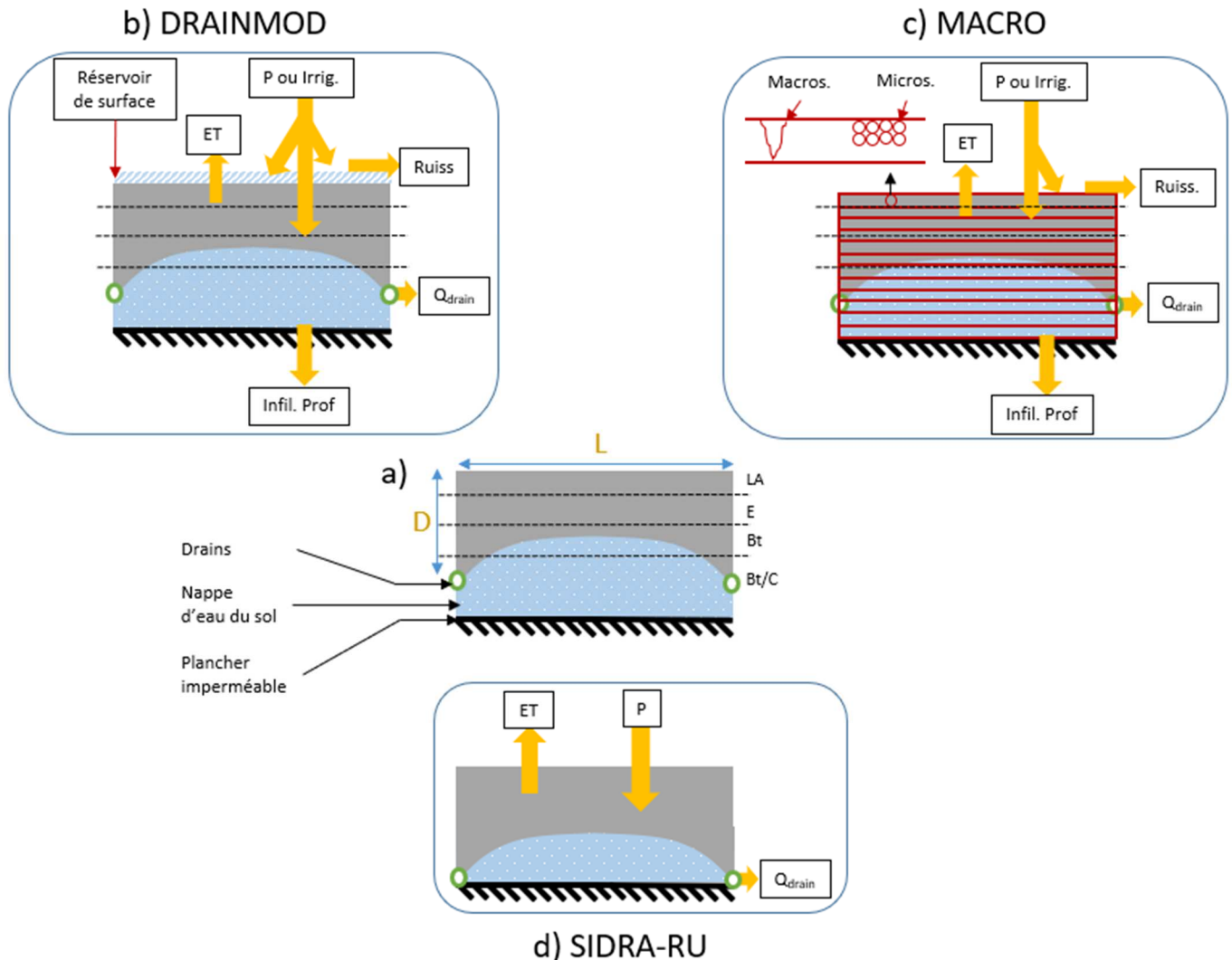


Figure 12 : Comparaison des schémas fonctionnels des modèles DRAINMOD (b), MACRO (c) et SIDRA-RU (d) par rapport à un sol drainé type (a). Sur la figure (a), D représente la profondeur du drain et L l'écartement entre deux drains consécutifs. Les acronymes LA, E, Bt et Bt/C représentent les différentes couches de sol d'un sol type, basé ici sur l'exemple de la parcelle P4 du site de La Jaillière (Dairon, 2015). Sur les figures (b), (c) et (d), les acronymes représentent les expressions suivantes : ET pour « Evapotranspiration », P pour « Précipitation », Ruiss. pour « Ruissellement », Irrig. pour « Irrigation », Infil. Prof pour « Infiltration en Profondeur » et Q_{drain} pour « Débit drainé ». Pour la figure (d), les acronymes Macros. et Micros. désignent respectivement la « macroporosité » et la « microporosité » du sol.

En Europe, le modèle MACRO (Larsbo et Jarvis, 2003 ; Larsbo et al., 2005) est aussi couramment utilisé pour l'évaluation du transport de produits agro-chimiques (pesticides et nitrates) en contexte drainé, notamment avec le groupe de travail « Forum for Co-ordination of pesticide fate models and their Use » (FOCUS¹, Adriaanse et al., 1996 ; Jarvis et al., 1997 ; Beulke et al., 2001), et participe à la législation régissant l'usage des pesticides sur ce type de milieu. Comme DRAINMOD, le modèle hydrologique MACRO est un modèle 1D à base physique distribué sur chaque couche le long du profil de sol. Cependant, deux grandes différences le distinguent de DRAINMOD. La première est que chaque couche de sol est subdivisée en sous-couches numériques pour affiner la distribution des simulations (cf. Figure 12, (c)). Le nombre de sous-couches varie entre 60 et 200 selon le souhait de l'utilisateur. La deuxième se situe lors de la résolution de l'équation du bilan d'eau. A cet effet, le modèle MACRO distingue deux situations dépendant de l'état d'équilibre de l'eau. Si le système est à

¹ <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/projects/focus-dg-sante>

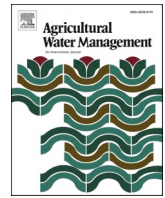
l'équilibre, c'est-à-dire sans écoulement préférentiel prépondérant, l'écoulement de l'eau est alors dépendant des seuls micropores et est calculé selon les équations de Richards, les équations de convection-dispersion (Moeys et al., 2012), et les équations de van Genuchten pour la rétention de l'eau dans le sol. A l'inverse, l'absence d'équilibre due à la gravité permet d'intégrer les macropores, auquel cas l'écoulement de l'eau est calculé selon une équation d'onde cinétique (Alaoui et al., 2003). Finalement, le débit drainé est calculé selon un terme sortant de l'équation de Richards si le profil de sol est totalement saturé, ou selon l'équation d'Hooghoudt dans le cas contraire. Le modèle dispose également de plusieurs modules intégrant différents processus physiques. Une description plus complète est donnée par Larsbo et al. (2005). Les équations mentionnées ci-dessus sont détaillées en matériel supplémentaire (cf. Annexe A).

Plusieurs autres modèles existent dans la communauté, e.g., HYDRUS (Kuzmanovski et al., 2015), WEPP (Savabi, 1993 ; Revuelta-Acosta et al., 2021), RZQWM et ses dérivés (Ma et al., 2000 ; Jiang et al., 2020b) ou encore SEEP/W (Tuohy et al., 2018b). Tous ont démontré leurs performances dans la littérature et sont notamment assez exploités pour les études d'impact du drainage sur l'environnement. Cependant, la grande majorité d'entre eux sont des modèles à base physique, souvent caractérisés par un nombre important de paramètres physiques qui nécessitent d'être mesurés sur chaque site d'étude. Pour ce travail de thèse, cet élément constitue une contrainte importante puisque l'objectif est de prédire l'hydrologie du drainage sur une variété de sites et de contextes pédoclimatiques sur lesquels peu de mesures de paramètres physiques ont été réalisées. Un modèle plus simple et initialement plus adapté aux conditions françaises présenterait alors un avantage.

II.2.2 Article : Coupling of a subsurface drainage model with a soil reservoir model to simulate drainage discharge and drain flow start

L'article ci-dessous (Henine et al., 2022) a été publié dans la revue scientifique "*Agricultural Water Management*". L'objectif principal de cet article est de présenter le modèle hydrologique de drainage SIDRA-RU, modèle semi-conceptuel simple à quatre paramètres et structuré pour simuler le débit drainé interannuel. Le modèle est testé sur le cas de La Jaillière, cas test jugé représentatif du drainage français (Lagacherie et Favrot, 1987 ; Jeantet et al., 2022), et évalué sur sa capacité à simuler le débit de drainage selon des critères aussi bien numériques que graphiques. De plus, le modèle est également évalué sur sa capacité à simuler la date de démarrage de la saison de drainage. Enfin, une analyse de sensibilité est réalisée à l'aide de la méthode de Sobol (Sobol, 1990) sur quatre paramètres principaux du modèle hydrologique SIDRA-RU.

Ma contribution : outre ma participation aux discussions générales autour du développement l'article, j'ai contribué au développement du module de conversion de l'ETP en évapotranspiration « corrigée » (CET), forme approchée de l'évapotranspiration réelle. De plus, j'ai contribué à l'adaptation de l'algorithme de calage des paramètres du modèle issu du package R « airGR » (Coron et al., 2020, 2017) pour répondre aux besoins du modèle SIDRA-RU et j'ai contribué aux simulations et évaluations des performances numériques, grâce à des critères et graphiques (hydrogrammes) associés. Enfin, j'ai été spécifiquement impliqué dans l'analyse de sensibilité des paramètres du modèle SIDRA-RU avec la méthode de Sobol (Sobol, 1990) présentée dans cette étude, en collaboration avec Claire Lauvernet (INRAE Lyon-Villeurbanne).



Coupling of a subsurface drainage model with a soil reservoir model to simulate drainage discharge and drain flow start

Hocine Henine^{a,*}, Alexis Jeantet^a, Cédric Chaumont^a, Samy Chelil^a, Claire Lauvernet^b, Julien Tournebize^a

^a University of Paris-Saclay, INRAE, UR HYCAR, Jouy-en-Josas, Antony, France

^b INRAE, UR RiverLy, Lyon, France

ARTICLE INFO

Handling Editor – Xiyang Zhang

Keywords:

Subsurface drainage
Modeling
Drain flow start
Tile-drained field

ABSTRACT

The environmental impact of subsurface drainage and agricultural activities has been widely studied in the literature. Agricultural subsurface drainage modifies the hydrological behavior and accelerates the transfer of pollutants of agricultural origin into surface water during the drain flow period, which is often limited to winter. The main objective of this study is to present a modeling approach allowing an accurate modeling of subsurface drainage discharge and prediction of drain flow start times, by integrating a new conceptual soil reservoir, managing the water flow in the unsaturated zone, to the SIDRA model. A comparison of the model results with field measurements of drainage discharge at the “La Jaillière” site (France) shows that such a model can efficiently simulate drainage discharge (KGE values >0.75) and predict, with good accuracy, the drain flow start time (with a median value of 5 days and a standard deviation of 10 days). The split simple test conducted for the model calibration and validation shows that the model is temporally robust. A sensitivity analysis conducted using the Sobol method on the five model parameters reveals that the drainage discharge simulation is mainly sensitive to the hydraulic conductivity and drainable porosity parameters. On the other hand, the date delimiting drain flow start is sensitive to the soil reservoir parameters. The model’s ability to accurately predict the start of drain flow serves to avoid the application of farm inputs (pesticides or fertilizers) during this critical period in order to limit their transfer to surface waters.

1. Introduction

Land improvements contribute to agricultural intensification, which in turn leads to greater crop production from the same parcel. Among such improvements, subsurface drainage (SD) is practiced to remove the temporary excess water from the root zone for purposes of: better aeration, higher temperatures and enhanced workability of the soil in humid regions. In arid and semi-arid regions, the primary function of SD is to prevent irrigation-induced waterlogging and soil salinization (Ritzema, 2016). In Europe, SD is mainly devoted to preventing waterlogging in specific hydromorphic soils; this practice is principally employed in Northern Europe, on over 50% of arable land (from the Netherlands to Finland), vs. approximately 10–20% for other European countries. In France, out of the 27 million hectares of arable land, more than 10% are subsurface drained (AGRESTE, 2010; Vincent, 2020). Subsurface drainage was established in France later than in other European countries, i.e. during the 1980’s; it was promoted by European

and national-level subsidies until 1992, when current water laws began limiting the extent of additional SD practices.

Agricultural SD introduces significant modifications to the hydrological behavior and results in nutrient and fertilizer losses from farmland to surface water (Blann et al., 2009; Gramlich et al., 2018). During the drainage period, the application of mobile pesticides or fertilizers before a heavy rainfall increases their losses toward the SD outlet and the water surface (Boithias et al., 2014; Nolan et al., 2008). The temporary functioning of SD systems, mainly during the wet season, allows adapting the timing of when to apply farm inputs to reduce losses, e.g. increasing the interval between an application and the first drain flow of the drainage season (Brown and van Beinum, 2009; Trajanov et al., 2015; Wilson et al., 2020). An accurate prediction of this first drain flow is key to optimizing the timing of farm input application, thereby decreasing the risk of their transfer toward the water surface (Jones et al., 2000; Lewan et al., 2009; Nolan et al., 2008; Trajanov et al., 2015; Willkommen et al., 2019).

* Corresponding author.

E-mail address: Hocine.henine@inrae.fr (H. Henine).

<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107318>

Received 12 May 2021; Received in revised form 29 October 2021; Accepted 31 October 2021

Available online 18 November 2021

0378-3774/© 2021 Elsevier B.V. All rights reserved.

The behavior of SD systems can be simulated by means of a physical or hydraulic approach. The physical approach is based on the numerical resolution of a physical law, such as the 3D Richards equation. Several physically-based models propose specific conditions for considering the presence of SD, e.g. in HYDRUS, SOIL, CATHY, DDM and 2D-DPERM (Al Jabri and Youngs, 2015; Boivin et al., 2006; Dusek and Vogel, 2014; Gårdenäs et al., 2006; Gatel et al., 2019; Gerke et al., 2013; Mehdinejadani and Fathi, 2020; Shokri and Bardsley, 2016). The hydraulic-based approach merely considers the flow in a saturated zone and proposes a simplified equation, derived from both the Boussinesq equation (1904) and Forchheimer's hypothesis (Guyon, 1963; Henine et al., 2014; Van Schilfgaarde, 1963), to calculate drainage discharge as a function of water table height at mid-drain. The Hooghoudt drainage equation (Hooghoudt, 1940), which relates steady-state drainage discharge to the water table height at mid-drain, is the most widely used approach in SD modeling. When the water table rises to the soil surface for relatively long periods, drainage discharge is computed using the Kirkham equation (Kirkham, 1949) for ponded water. The approach proposed by Moriasi et al. (2013) couples Kirkham's simplified equations with the Hooghoudt equation (Hooghoudt, 1940; Kirkham, 1949) to examine long time series of subsurface drained experimental facilities; this approach offers the advantage of simulating both small and peak flow discharges. The Kirkham and Hooghoudt equations were integrated into the DRAINMOD model (Skaggs, 1980). The models MACRO (Jarvis and Larsbo, 2012), SWAP (Kroes et al., 2008) and many others adopt different equations (such as Hooghoudt, Kirkham's and Ernst equations) or use seepage potential theory by considering the drain as a sink term to take into account subsurface drainage (Qi and Qi, 2016; Youngs, 1980). Guyon (1963) and Lesaffre and Zimmer (1987) developed the SIDRA (*Simulation of DRAINage*) model to simulate drainage discharge during the drainage season, based on the numerical integration of Boussinesq's equation between the drain and mid-drain. In relying on this same Boussinesq equation, Stillman et al. (2006) proposed another semi-analytical equation to simulate drainage discharge. These various simplified approaches have been incorporated into several distributed hydrological and GIS-based models for the purpose of integrating the SD function, e.g. SWAT (Moriasi et al., 2012), HYPE (Lindstrom et al., 2010) and ADAPT (Gowda et al., 2012).

The models derived from the Boussinesq equation are well adapted to simulate the hydrological behavior of SD, including peak flow prediction (Lesaffre and Zimmer, 1988). However, they become less suitable once the goal turns to predicting the environmental impact of agricultural SD. It is necessary to take into account the hydrodynamic behavior of the unsaturated zone as well as the plant growth impact on water table recharge and, hence, on drainage discharge. In this context, a coupling of the behavior in both saturated and unsaturated zones within a simple hydraulic approach for SD behavior modeling would offer a better understanding of the underlying environmental impacts. A coupled agronomic-hydrological model, namely STICS-SIDRA (Tournebize et al., 2004), was developed to manage the saturated and unsaturated zones; however, this crop model requires numerous parameters only available in certain fields of experimental research.

This paper integrates a new conceptual soil reservoir module into the hydraulic-based SIDRA model in order to predict both drainage discharge and drain flow starts. The conceptual module simulates water transfer in the unsaturated zone and calculates the recharge of the perched water table, which then serves as SIDRA input data. To simplify the model as much as possible, this conceptualization needs to be easily implemented and should improve both the prediction of drainage discharge and drain flow start every hydrological year.

The proposed model has been calibrated and validated using the dataset collected from two experimental drained plots located at the "La Jaillière" site (western France). The model's performance evaluation criterion is based on a comparison between simulated and observed drainage discharge, as well as on the drainage season start date. A global sensitivity analysis has also been conducted to study the influence of

input parameters on model performance.

2. Experimental set-up

2.1. Experimental study sites

The "La Jaillière" experimental site (Fig. 1) is located in western France's Loire-Atlantique Department (47°27' N, 0°57' W); it has been managed by the Arvalis Institute (French agricultural institute) since 1987. The experiments and research work carried out here focus on several study objectives, in particular to achieve satisfactory control over both water quality and quantity of the SD system. Several experiments have been ongoing since its inception, thus providing a most valuable dataset covering nearly 30 years.

The climate in the study area is oceanic with a mean annual rainfall of 709 mm; the mean annual temperature is approximately 11 °C. The mean potential evapotranspiration (PET) reaches 738 mm a year. The period of water budget deficit begins in April and continues until the end of September. Subsequent to this period, the excess net rainfall allows for a progressive saturation of the soil and the formation of a temporary perched water table, at which point the drain flow starts.

The soil at the La Jaillière site is a brown, hydromorphic stagnic luvisol developed on a low permeability, altered schist formation (Dairon et al., 2017). The soil surface layer (<30 cm deep) consists of a sandy loam (16–22% clay), while the underlying layer, of variable thickness (from 30 to 90 cm), is richer in clay (>30%, clayey-silty texture). The depth of the altered schist formation is highly variable within the studied plots, ranging from 0.6 to 1.2 m, and represents a natural obstacle to water infiltration. This impervious layer is responsible for temporary waterlogging through the formation of a perched water table. For each experimental plot (Table 1), the water holding capacity (see Section 3.1) was estimated from the textural soil analysis at a 0.8-m soil profile, by use of Rawls' linear regression equation (Rawls and Brakensiek, 1982).

To prevent soil waterlogging and improve crop growth during winter, an SD network was installed in the 1980's (Table 1). Each experimental drained plot has been equipped with an individual drainage network (10 m drain spacing, installed at a depth of 0.8–1 m), connected to a non-perforated collector extending to the measurement chamber. For each field, the drainage discharge and surface runoff are collected and measured separately. The surface runoff is collected using traps around each plot (Fig. 1). The flow discharge is then measured hourly at each collector outlet using a V-notch weir. The water level upstream of the weir, measured with an automatic pressure probe, is proportional to the flow discharge.

Meteorological data are available at two stations (Trajanov et al., 2018). The former station from 1982 is located 1.4 km from the fields, while the new one (in operation since 2006) is located at the experimental site.

2.2. Observation data

For purposes of model assessment, the dataset collected for experimental plots T03 (1.04 ha) and T04 (1.08 ha) is used to validate SIDRA-RU model. These datasets comprise hourly subsurface drainage discharge (from 1994 to 2010) and surface runoff (from 1994 to 2004).

Since the meteorological data recorded at the study site contain many gaps, we have used the rainfall and Potential EvapoTranspiration (PET) data from the SAFRAN meteorological reanalysis produced by the Météo-France Agency (Vidal et al., 2010), defined on 8 km × 8 km grids at the national scale. While these PET data can be considered as homogeneous on the 8 km × 8 km SAFRAN grid, the rainfall data should display more local variation, which can exert a rather significant impact on modeling accuracy of the two studied plots.

One of the mitigation solutions of pesticides losses from subsurface drained fields is to increase the time interval (of several days) between

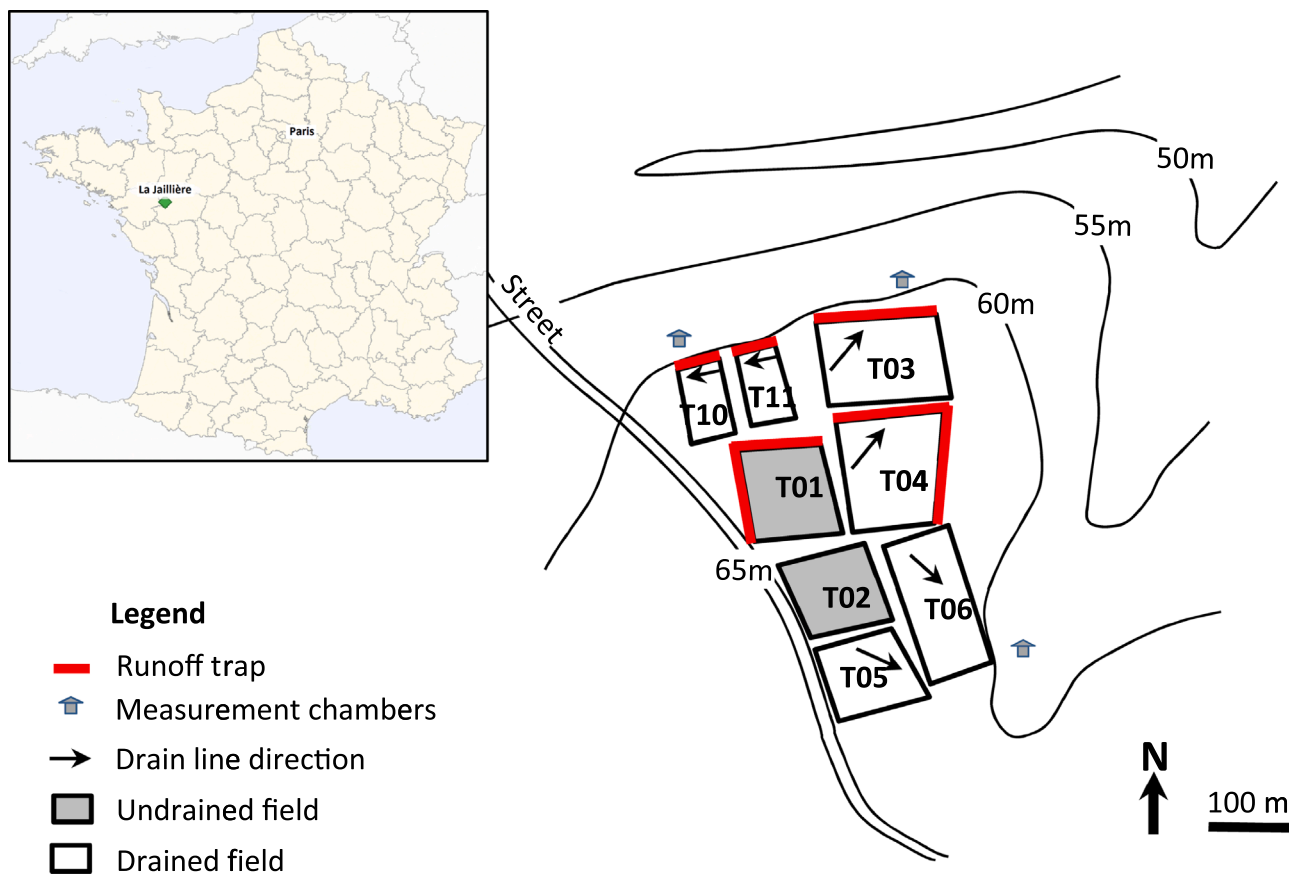


Fig. 1. The "La Jaillière" experimental study site and its general location (Arvalis, Maine-et-Loire, France).

Table 1

Characteristics of the experimental plot at the La Jaillière site: drainage design (depth and drain spacing), surface area, and Water Holding Capacity (WHC) calculated at a 0.8-m soil profile.

Plot	Drain depth (m)	Drain spacing (m)	Surface area (ha)	WHC (mm)	Type of collected water
T01	–	–	0.83	97	Surface runoff
T02	–	–	0.90	96	–
T03	0.8–1.0	10	1.04	84	Surface runoff / Drainage
T04	0.8–1.0	10	1.08	104	Surface runoff / Drainage
T06	0.8–1.0	10	1.01	103	Drainage
T10	0.8–1.0	10	0.42	95	Surface runoff / Drainage
T11	0.8–1.0	10	0.42	99	Surface runoff / Drainage

their application and first drain flow (Brown and van Beinum, 2009; Trajanov et al., 2015). Thus, the SIDRA-RU model needs to be efficient and capable of accurately predict drainage discharge and drain flow start. This accuracy depends on the method or criterion used to set the drain flow start date. At the beginning of the drainage season, drain flow is often low and quick; also, several days may pass without any drain flow at all. This specificity is difficult to reproduce with acceptable accuracy by the models. To overcome the low flows that fail to indicate the actual start of the drainage season, we have introduced herein a new method using two static thresholds conditions: (1) the calculated cumulative drainage discharge must be greater than the initial threshold; and (2) the additional cumulative drainage discharge within the 5 subsequent days must be greater than the second threshold. Based on the experimental dataset, the first and second thresholds are set to 2 and

2.5 mm, respectively.

From the drainage discharge measurement, we defined the drain flow start dates for each season. The yearly cumulative values of meteorological data, drainage discharge and surface runoff plus the drain flow start dates used in this study are listed in Table 2.

Table 2 shows that the yearly drainage discharge correlates with the yearly rainfall. The PET shows a small inter-annual variation (with a mean value of 690 and a standard deviation of 40 mm). In the wet period (autumn and winters seasons), the PET demand is generally satisfied and the excess of rainfall (P-PET) causes drainage discharge (Q_{drain}) and surface runoff. Assuming that deep infiltration under the drainage network is negligible during the drain flow period, the average evapotranspiration (AET, computed as Rainfall - Q_{drain} - Surface Runoff) accounts for 86% of PET. However, in the dry period, the PET demand is poorly satisfied and there occurs neither drain flow nor surface runoff. The yearly average AET accounts for 67% of PET. The rainfall and drainage discharge dataset displays high hydrological variability with respect to both dry (e.g. season 2004–05) and wet seasons (e.g. 2000–01). Analysis of Table 2 suggests that the start of drainage season is highly variable from one season to another. In average, the drainage season starts in mid-November, however, it can start early (in September) or very late (in January). The drainage season 2004–2005 started later in January 5 and presented a low cumulative drainage discharge (of 10 mm). Drain flow often starts earlier on plot T03 than on T04, despite their similarity during the intense drainage season. The low WHC value for plot T03 (Table 1) allows filling the soil profile and generating a water table flow toward drains earlier on the this plot, as compared to T04. From the data observed in Table 2, surface runoff accounts for 12% and 10% of the total outflow of plots T04 and T03, respectively.

Table 2

Yearly cumulative values of meteorological data (PET, rainfall), drainage discharge (Q_{drain}) and surface runoff, plus drain flow start dates on Plots T03 and T04. Values between parentheses (*) represent the cumulative rainfall and PET over drain flow periods (Q_{drain} > 0).

Drainage seasons	PET (*) (mm)	Rainfall (*) (mm)	T03 plot			T04 plot		
			Q _{drain} (mm)	Runoff (mm)	Drain flow start	Q _{drain} (mm)	Runoff (mm)	Drain flow start
1994–1995	723 (586)	947 (787)	484	64	24-Oct	500	–	23-Sept
1995–1996	763 (334)	586 (414)	134	13	22-Dec	109	10	27-Dec
1996–1997	727 (117)	606 (286)	189	16	28-Nov	165	15	29-Nov
1997–1998	675 (162)	709 (399)	221	15	11-Dec	193	22	29-Nov
1998–1999	706 (342)	779 (610)	280	34	19-Oct	290	37	24-Nov
1999–2000	634(288)	945 (764)	438	34	19-Sept	382	57	19-Sept
2000–2001	644 (292)	1128 (990)	519	76	11-Oct	512	113	16-Oct
2001–2002	631 (110)	614 (260)	156	39	18-Oct	144	14	29-Dec
2002–2003	649 (164)	887 (566)	398	46	4-Sept	328	28	2-Nov
2003–2004	681 (246)	629 (427)	247	–	14-Nov	237	29	16-Nov
2004–2005	704 (66)	506 (85)	24	–	5-Jan	10	–	20-Jan
2005–2006	739 (131)	594 (298)	122	–	4-Jan	121	–	4-Dec
2006–2007	677 (352)	1029 (778)	278	–	19-Oct	274	–	21-Oct
2007–2008	691 (279)	682 (464)	231	–	27-Nov	174	–	5-Jan
2008–2009	668 (247)	646 (353)	133	–	10-Nov	113	–	9-Dec
2009–2010	735 (231)	650 (423)	181	–	28-Nov	226	–	28-Nov
Mean	690 (247)	746 (494)	252	37	10-Nov	236	36	23-Nov
Standard deviation	40 (127)	184 (238)	141	22	–	140	32	–

3. Model description

Drain flow occurs when the perched water table rises above the drains. The SIDRA model simulates drainage discharge during the soil profile saturation period, defined as the Intensive Drainage Season (IDS) by Lesaffre and Zimmer (1988). The new SIDRA-RU model presented herein allows SIDRA to simulate SD discharges and hydrological behavior at the plot scale during a full hydrological year and extending for several subsequent years. The proposed model has been based on three coupled modules (Fig. 2) managing the flow paths: in the soil surface, in the unsaturated zone, and in the water table temporally perched above the drains. These three modules, integrated into the current version of SIDRA-RU, are as follows:

1. Module 1: Estimation of net infiltration from climatic data, by integrating a more realistic evapotranspiration algorithm that takes into

account the potential evapotranspiration rate (PET) and available soil water content in the soil reservoir S(t). The new value calculated during this step is referred to as “corrected evapotranspiration” (or CET). Net infiltration is equal to rainfall (P) minus corrected evapotranspiration (CET);

2. Module 2: Management of water transfer in the unsaturated zone, in order to calculate the net recharge into the drained water table, based on the conceptual reservoir approach. This module calculates net recharge as a function of the available soil water content in the soil reservoir S(t), relative to three distinct soil reservoir levels, namely minimum (S_{min}), intermediate (S_{inter}) and maximum (S_{max});
3. Module 3: Simulation of the SD discharge (Q) as a function of the mid-drain water table height above drain (H) by applying the SIDRA model (Lesaffre and Zimmer, 1988).

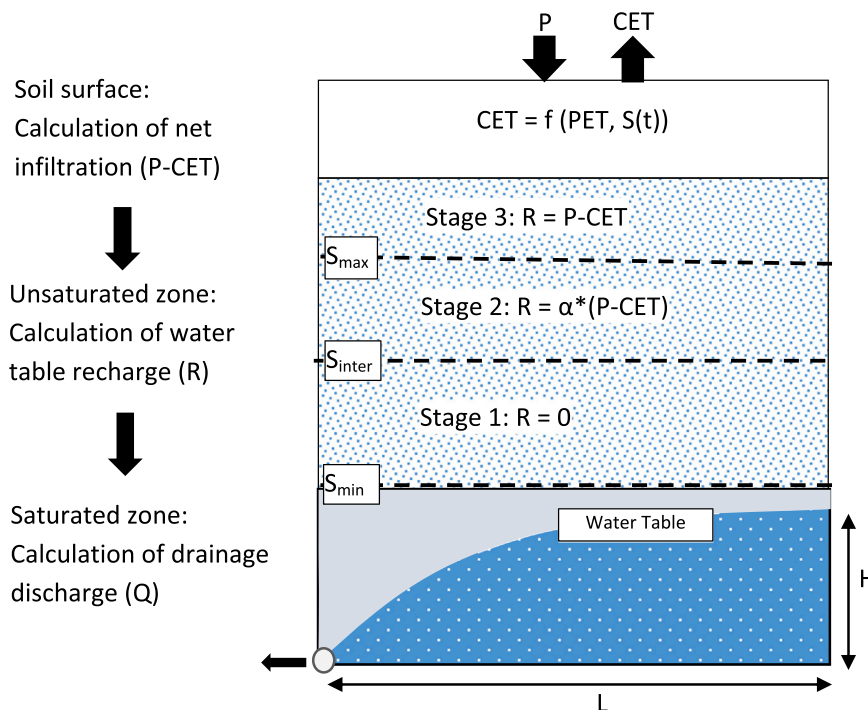


Fig. 2. Diagram presenting the three SIDRA-RU modules, with P: rainfall [LT⁻¹], CET: corrected evapotranspiration [LT⁻¹]; S(t): actual water level in the soil reservoir [L]; S_{min}: minimum soil reservoir level (= 0 mm); S_{inter}: Intermediate soil reservoir level [L]; S_{max}: maximum soil reservoir level [L]; R(t): water table recharge [LT⁻¹]; L: distance between the drain and mid-drain [L]; H: mid-drain water table height above drain [L]; and Q: drainage discharge per unit area [L³T⁻¹L⁻²]. The dashed horizontal lines indicate the soil reservoir module levels. α : partition coefficient representing the part of net infiltration which recharges the water table during the stage 2.

3.1. Calculation of the corrected evapotranspiration

To estimate net rainfall infiltration, this module calculates a more realistic evapotranspiration value, referred to here as corrected evapotranspiration (CET). This CET depends on the potential evapotranspiration (PET), the available soil water content in the soil profile and the type of vegetation (Hansen, 1984; Kristensen and Jensen, 1975). Depending on the type of vegetation, CET is transformed into the maximum evapotranspiration rate (MET) by means of the crop coefficient, β . When the soil water content lies in the range of the extractable soil water (ESW), the CET/PET ratio is equal to β . This value represents the share of the WHC that allows plants to extract water from the soil without either water constraints or growth limitations (Hansen, 1984; Jacquart and Choisnel, 1995). Soil WHC represents the amount of water held by soil against gravity force that can be extracted either by evaporation or by root plant (Bordoloi et al., 2019). Under France's agro-climatic conditions, ESW varies from 0.4 to 0.6 of WHC, as a function of root depth (Jacquart and Choisnel, 1995). In this study, ESW has been set equal to 0.6 of WHC. This value defines the lower limit of soil water content in the soil profile, at which CET equals the maximum evapotranspiration rate (MET). When the soil water content in the soil profile lies below ESW, less water is available for root extraction; Eq. 1 proposes an exponential decrease of CET with water level in the soil reservoir $S(t)$. To simplify the model parameterization and to take into account the non-uniformity of the soil water content in the soil profile, WHC has been approximated at the intermediate soil reservoir level S_{inter} of the conceptual soil reservoir model (Section 3.2 below). The module computes CET [L] as follows:

$$\begin{aligned} \text{Case1: If } (S(t) > 0.6 * S_{inter}) \quad & \text{CET} = \text{MET} = \beta * \text{PET} \\ \text{Case2: If } (S(t) < 0.6 * S_{inter}) \quad & \text{CET} = \beta * \text{PET} * \exp\left(-\frac{0.6 * S_{inter} - S(t)}{S(t)}\right) \\ \text{Case3: If } (S(t) < 0) \quad & \text{CET} = 0 \end{aligned} \quad (1)$$

where $S(t)$ [L] is the actual water level in the soil reservoir, β [-] is a correction coefficient that depends on the type of soil cover. In this study, β has been set equal to 1.

3.2. Management of water flow in the soil reservoir

It has been assumed herein that throughout the hydrological season, the soil water content only varies under the effects of rainfall, evapotranspiration and drainage discharge.

Modeling soil water movement in unsaturated zone to assess water table recharge should cover several complex processes (Milly, 1988; Nielsen et al., 1986; Šimůnek and Bradford, 2008; van Genuchten and Jury, 1987). In the literature, numerous models describing water flow in this zone are available and they use either physical-based or conceptual approach. In this study, we present a conceptual calculation of the water table recharge. Downward water movement through homogenous soil profile is governed mainly by both gravity and matric pressure gradients (ψ) effects. When the soil is dry, the ψ gradients effect is dominating, and when the soil is very wet, gravity effect becomes dominant (Nimmo, 2005). Along the soil profile (extending from the soil surface to the impervious layer under the drains), the soil water content is not uniform and variable with respect to time (Zimmer and Lesaffre, 1989). Indeed, the soil profile can present at the same time dry condition near the soil surface and wet condition at the drain level. Thus, instead of considering this spatial variation, the soil reservoir model depicts the filling of the soil profile and calculates water table recharge as a function of three global thresholds (see Fig. 2), i.e.:

1) The minimum soil reservoir level (S_{min}) represents the lower limit of the soil reservoir, below which no water moves in the soil under the

effects of either evaporation or root extraction, herein set equal to zero; this reflects the driest soil profile condition.

- 2) The maximum soil reservoir level (S_{max}) represents the upper limit, at which the total net infiltration recharges the water table gravitationally. In this case, the soil water content lies close to the saturation condition throughout the soil profile. The SD network reaction to a rainfall event is rapid, mainly occurring during the high rainfall events that generate drainage discharge peaks. This subsurface drainage period is referred to as Intense Drainage Season (IDS).
- 3) Between S_{min} and S_{max} , the reservoir model includes an intermediate threshold (S_{inter}). When the soil reservoir lies between S_{inter} and S_{max} , the soil water content can exhibit a saturation condition close to the drain, while remaining unsaturated at the upper part of the soil profile. In this case, one portion of the infiltrated water contributes to the water table recharge and flows toward drains. The other portion of the infiltrated water continues to fill the soil reservoir. The distribution of net infiltration between water table recharge and soil reservoir filling was conducted by means of partition coefficient α . Thus, the S_{inter} defining the start of the drainage season is used as first soil reservoir parameter. The soil water level difference between S_{inter} and S_{max} is referred to as the intense drainage season reservoir level (S_{IDS}). As S_{max} variations are dependent on that of S_{inter} (S_{max} must be greater than S_{inter}), S_{IDS} is used as second soil reservoir parameter. The two parameters S_{inter} and S_{IDS} of the conceptual soil reservoir are difficult to estimate from a field measurement; they are mainly determined through model calibration.

The model responsible for managing the behavior of the unsaturated zone is referred to as the water holding capacity (WHC) concept, or RU (acronym for *réserve utile* in French). Consequently, the reservoir model will be referred to hereafter as the "RU" model. The conceptual reservoir ignores the deep infiltration flow, given that such contributions are often negligible during the winter period in hydromorphic soils, due to the presence of clayey layers underneath the drains, which in this study are assumed to be impervious.

In the RU module, water variations in the soil reservoir (ΔS) and water table recharge $R(t)$ at time "t" both depend on the water level in the soil reservoir $S(t)$ at time "t-1". The RU module considers the time variable $S(t)$ and $R(t)$ as uniform between the drain and mid-drain. The calculation algorithm can then be expressed as follows:

1. If $S(t)$ lies between S_{min} and S_{inter} : net infiltration increases or decreases the water level in the soil reservoir, depending on its sign (negative or positive), hence: $S(t) = S(t-1) + (P - \text{CET})$. The minimum soil reservoir level cannot decrease below zero. During this stage, the water table recharge equals zero.
2. If $S(t)$ lies between S_{inter} and S_{max} : when net infiltration is positive, the RU module splits this infiltration into two components via partition parameter α , with the first part (α) recharging the water table and the second part $(1-\alpha)$ continuing to fill the soil reservoir:

$$\begin{aligned} S(t) &= S(t-1) + (1-\alpha) * (P - \text{CET}) \\ R(t) &= \alpha * (P - \text{CET}) \end{aligned} \quad (2)$$

1. If $S(t)$ is equal to S_{max} : when net infiltration is positive, the entire excess infiltration will recharge the water table. Otherwise, when net infiltration is negative, the net infiltration rate will be extracted from the soil reservoir.

3.3. Management of water table flow

In this study, the original SIDRA model is used to simulate water table flow toward drain. The specificity of SD in France is that the drains overlay a clayey layer, assumed herein as impervious. SD flow only occurs when the perched water table rises above the drain, as identified during the intense drainage season. The SIDRA model is only able to

simulate drainage discharge during this season. The model does not consider unsaturated flow, by assuming that the net infiltration, calculated as rainfall minus evapotranspiration rate, instantly reaches the water table (Bouarfa and Zimmer, 2000; Lesaffre and Zimmer, 1988; Zimmer et al., 1995).

Water flow toward the drain is influenced by several parameters related to both the SD network geometry (i.e. drain depth and drain spacing) and soil hydrodynamic characteristics. The SIDRA model semi-analytically solves the Boussinesq equation according to the following basic assumptions (Bouarfa and Zimmer, 2000; Lesaffre and Zimmer, 1988):

1. The perched water table is a free (unconfined) surface that overlays the impervious horizontal clayey layer. Within the saturated zone, the subsurface flow is assumed to be horizontal, in accordance with Dupuit-Forchheimer (Guyon, 1963; Van Schilfgaarde, 1963);
2. The Boussinesq equation is based on the concept of drainable porosity (De Marsily, 1986; Zhang and Zhang, 1986), which serves to relate water table fluctuations to water table recharge. This parameter is also approximated with a “specific yield” or “specific storage” value (Anderson and Woessner, 1992; Rupp and Selker, 2005).

In homogeneous soils, based on these assumptions, a combination of the continuity equation and Darcy’s Law leads to the classical 1D nonlinear Boussinesq equation (1904):

$$\mu \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_{\text{sat}} h \frac{\partial h}{\partial x} \right) + R(t) \quad (3)$$

where K_{sat} [LT^{-1}] is the saturated hydraulic conductivity in the horizontal direction, h [L] the water table height above the drain, μ [-] the drainable porosity, $R(t)$ [LT^{-1}] the time-dependent water table recharge, t [T] the time, and x [L] the horizontal position coordinate.

The Boussinesq equation simulates drainage discharge and water table variations assuming that the water table shape remains constant or slightly variable during the steady state or tail recession stages (Guyon, 1963; Van Schilfgaarde, 1963). Modeling of the transient state of a water table depends on the time step adopted (from hourly to daily). For a daily time step, the Boussinesq assumption of a constant water table shape is acceptable, as demonstrated by Tournabize et al. (2004). This assumption allows for a pseudo-separation of variables in both time and space. The spatial integration of the water table shape between drain and mid-drain, using the factor concepts developed by Guyon (1963) and Youngs (1966), results in the following equation solely dependent on the time variable:

$$\mu C \frac{dH(t)}{dt} = -K_{\text{sat}} \frac{H^2}{L^2} + R(t) \quad (4)$$

where C [-] is defined as the “second water table shape factor”, L [L] the half-drain spacing, and H [L] the water table elevation above the drain at mid-drain. The term $J(H) = K_{\text{sat}} \frac{H^2}{L^2}$ [LT^{-1}] represents an equivalent Hooghoudt equation (Hooghoudt, 1940; Van Der Ploeg et al., 1999) describing the steady-state drainage discharge, in assuming that the drain lies on the impervious horizontal layer. Further details of different steps establishing the model equations can be found in the publication by Bouarfa and Zimmer (2000).

From Darcy’s Law, let’s now add the influence of recharge, as established by Lesaffre and Zimmer (1987), which yields the following equation to calculate drainage discharge:

$$Q(t) = AJ(H) + (1 - A)R(t) \quad (5)$$

where A [-] is called the “third water table shape factor”.

The water table shape factors C and A are equal to 0.904 and 0.896, respectively, as calculated by integrating $\frac{1}{4}$ of the ellipse curve, corresponding to the water table shape between drain and mid-drain (Bouarfa

and Zimmer, 2000). Eq. 5 reveals that during the recharge stage, drainage discharge $Q(t)$ is generated by: (i) the water table recession based on the Hooghoudt equation (the $AJ(H)$ term), and (ii) the direct contribution of net recharge (the $(1-A)R(t)$ term). In Eq. 5, the water table shape factor A enables the water table recession to contribute to drainage discharge by a factor of 86.9%, to be subsequently completed with the direct recharge at 13.1% $(1-A)$ of $R(t)$.

In this study, surface runoff is calculated using a simplified approach. Several empirical models are available to calculate surface runoff, such as the model by Horton, and Green and-Ampt (Musy and Higy, 2004). However, most of these models are based on parameters that lack physical meaning and can only be defined by model calibration. The simplest empirical approach consists of assuming that surface runoff occurs when the soil reservoir reaches its maximum storage capacity (Dooge, 1959), i.e. when the soil profile is totally saturated and the water table lies near the soil surface. We thus assume that the generation of surface runoff is independent of the soil infiltration capacity in drained soils. Observations in drained fields do indeed show that the surface runoff rate is reduced, compared to an undrained field, and moreover account for roughly 10% of total outflow, thus confirming the high infiltration capacity of drained soils (Augeard et al., 2005; Kao et al., 1998; Trajanov et al., 2018). In the SIDRA-RU model, when the water table elevation (H) equals drain depth (d), the excess rainfall is converted into surface runoff.

4. Model evaluation

The aim of this study is to validate the ability new SIDRA-RU model to address the tasks of drainage discharge and drain flow start at the field scale based on the existing experimental observations. We begin by assessing the model performance in order to simulate drainage discharge using the classical calibration and validation criterion KGE (Gupta et al., 2009). Next, we evaluate the model by predicting the drain flow start. A criterion determining the drain flow start dates from both observed and simulated drainage discharge is presented. We finish by conducting an analysis to assess the sensitivity of model parameters with respect to KGE and the drain flow start criteria.

4.1. Model calibration and validation

Running SIDRA-RU requires introducing input data (rainfall and evapotranspiration) as well as field characteristics. The SD geometry data consist of the 0.8-m drain depth (d) and the 5-m half-drain spacing (L). The correction coefficient for the CET calculation, which depends on the type of soil cover (β), equals 1.

The water partition parameter (α) is not considered for model calibration, because its influence on model calibration using observed drainage discharge is negligible (See sensitivity analysis results, Section 5.1). During the period when drainage season starts (delimited by S_{inter} and S_{max}), the ratio of drainage discharge to rainfall is typically low. Field observations have indeed shown that during this period, the ratio equals approximately 1/3 (Favrot and Lesaffre, 1984; Lesaffre, 1988; Lesaffre and Morel, 1986). The partition coefficient α is thus set theoretically at 1/3.

The calibration model parameters are: the two soil reservoir parameters (S_{inter} and S_{DS}), and the two soil hydrodynamic parameters (K_{sat} and μ). This modeling approach assumes uniform hydraulic properties within the soil profile, thus leading to calibrate an average value of the parameters set for each plot.

A performance assessment of the model must acknowledge the fact that drainage discharge is highly variable during the drainage season. To account for this seasonal variability, the Kling-Gupta efficiency (KGE, Gupta et al., 2009) criterion (Eq. 6) is used for model calibration and validation. This KGE criterion has the advantage of incorporating drainage discharge variability throughout the simulation period by combining the correlation, bias and variability between simulated and

observed drainage discharges:

$$KGE = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + (\varepsilon - 1)^2 + (\Delta - 1)^2} \tag{6}$$

where Δ denotes the ratio between the mean simulated and mean observed drainage discharges (i.e. the bias), r the linear correlation between observations and simulations, and ε the measure of relative variability. KGE values range from $-\infty$ to 1. The model performance is improved when the value of KGE lies close 1 (Gupta et al., 2009).

The limited number of calibration parameters in SIDRA-RU serves to limit the equifinality problem and the possibility of obtaining secondary optima (Coron et al., 2017). The optimization algorithm is based on the drainage discharge results, using the KGE criterion as Objective Function (OF) combined with “airGR” R package (Coron et al., 2017, 2021). First, a grid-screening algorithm explores the parameters space by systematic examination and extracts the most likely convergence zone. Second, a steepest - descent local search procedure seeks to improve the OF by refining the previously obtained parameter set. Note that each parameter is independently calibrated without considering their possible correlations. The sampling procedure is based on the probability distribution function (pdf) and the limits of the four calibration parameters (Table 3):

1. K_{sat} and μ follow a log-normal distribution (Kosugi, 1999; Ren and Santamarina, 2018; Rouseva et al., 2017; Schaap and van Genuchten, 2006; Suleiman and T. Ritchie, 2001). The pdf and the limits of hydraulic conductivity K_{sat} and drainable porosity μ values in Table 3 were established from 35 hydrodynamic measurements in different drained hydromorphic soils by means of Guyon’s pumping test (Lesaffre, 1990). These experiments were carried out in the 1980’s as part of the measurement campaign initiated by the French Ministry of Agriculture that allowed establishing 70 referenced soil areas (Lagacherie, 1987);
2. The soil reservoir parameters (S_{inter} and S_{IDS}) follow a normal distribution similar to that used for maximum soil water content (Biswas, 2019; Brocca et al., 2007);

The model evaluation is performed using the split-sample test (Klemeš, 1986), by dividing the 16 seasons (Table 2) of daily drainage discharge measurements into two equivalent periods: Period P1, from 1994 to 2002, and Period P2, from 2002 to 2010. For each period, the model was run in turn for both calibration and validation of drainage discharge. Fig. 3 shows the mean variations in yearly cumulative rainfall and drainage during these two periods on plots T03 and T04. Note that Period P1 is wetter than P2, with a higher variation in the yearly cumulative rainfall and drainage discharge (Fig. 3 displays the various box widths). It then becomes interesting to test the behavior of model calibration and validation during these two defined periods.

4.2. Assessment of drain flow start dates

To assess model accuracy in predicting the drain flow start, a criterion has been established in this study, based on the mean of the absolute difference between observed and simulated drain flow start dates (X_{diff}).

Table 3
Characteristics of the pdf representing the variations in SIDRA-RU parameters.

SIDRA-RU parameters	Pdf type	Limit interval		Mean	Standard deviation
		Min	Max		
S_{IDS} (mm)	Normal	10	55	33.3	17
S_{inter} (mm)	Normal	55	225	138.4	53.3
K (m/day)	Log-normal	0.03	4.63	0.9	3.17
μ (-)	Log-normal	0.015	0.13	0.031	1.926

This criterion is calculated as follows:

$$X_{diff} = \text{mean}[\text{abs}(\text{Date}_{obs} - \text{Date}_{sim})] \tag{7}$$

where Date_{sim} and Date_{obs} (in Julian days) are the determined dates of drain flow start from the observed and simulated drainage discharge, respectively, using this dynamic threshold; “abs” represent the absolute value.

The best date prediction occurs when X_{diff} lies near zero. This criterion, in calculating a mean value for the 8 drainage seasons for each period, is sufficient to evaluate model performance in predicting the drain flow start. It is not used however for model calibration.

4.3. Sensitivity analysis of the performance criteria

The objective of the sensitivity analysis is to identify the model input parameters exerting the greatest influence on two performance criteria, namely drainage discharge (using KGE criterion) and the drain flow start criterion (X_{diff}).

Several sensitivity analysis methods are available to analyze model effectiveness (Iooss and Lemaître, 2015; Saltelli, 2008). In light of the low number of input parameters, it is possible to perform a global sensitivity analysis (GSA) of SIDRA-RU using the Sobol method (Sobol, 1993), based on the variance decomposition principle. The purpose of this method is to allocate a fraction of the total variance in the evaluation criterion to each model parameter. The main advantage of this method is its strong performance with nonlinearities that can be often problematic in hydrological modeling (e.g Gatel et al., 2019; Muñoz-Carpena et al., 2007). When considering a model with several parameters, the Sobol method allows quantifying their impact on the model response as well as their interactions regarding the evaluation criterion (Pianosi et al., 2016; Saltelli et al., 2000).

The total variance of the model output, in this case the quality criteria of drainage discharge and X_{diff} , is allocated to each parameter using two sensitivity indices: the first-order sensitivity index (Si), and the total sensitivity index (TSi). The Si index represents the direct impact of each parameter taken alone on total variability, while TSi is defined as the sum of the impact of each parameter taken alone and in interaction with others on total variability. Several methods exist to define the Si and TSi index values, and no single one prevails over the others. Consequently, it is recommended to use several methods to compute the sensitivity indices in order to assess the robustness of GSA. In this study, we tested three variance estimators from (i) Saltelli (2002), named Saltelli2002, (ii) Jansen (1999), named Jansen, and (iii) Martinez (2011), named Martinez. Si has been computed based on the same estimators as TSi, plus the Roalhs estimator (Tissot and Prieur, 2015), named ROALHS.

The SIDRA-RU sensitivity analysis is focused on the following parameters: soil hydraulic conductivity (K_{sat}), drainable porosity (μ), intermediate reservoir level (S_{inter}), the intense drainage season reservoir level (S_{IDS}), and partition coefficient α . The Sobol sampling procedure is based on the probability distribution function (pdf) and the limits defined for all calibration parameters presented in Table 3 and the partition coefficient α , which follows a uniform distribution and ranging from 0 to 1.

In practice, input parameter was sampled in its respective pdf, as defined in Table 3. The sampling size was $n = 1000$, and the total number of simulations for $N_p = 5$ parameters was thus: $N_{tot} = (N_p + 2) * n = (5 + 2) * 1000 = 7000$. Bootstrap methods were then implemented to evaluate the uncertainty associated with each estimator, considering the 95% confidence interval, and 100 bootstrap replicates.

5. Results

This section reports the results obtained by the SIDRA-RU model in terms of optimal criterion performance. The first subsection will discuss the sensitivity analysis results of the five model parameters (K_{sat} , μ , S_{inter} ,

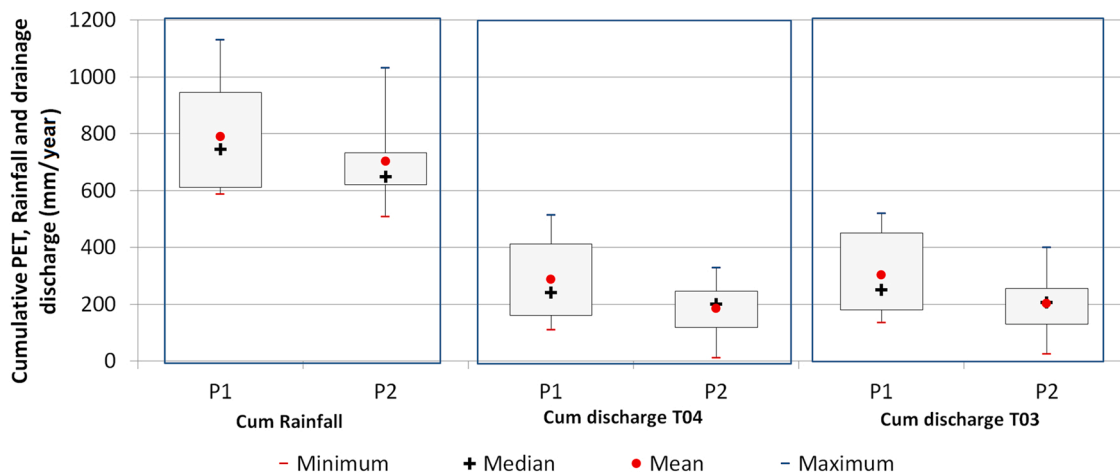


Fig. 3. Comparison between periods P1 and P2 - the mean variations in yearly cumulative rainfall and drainage discharge data on plots T03 and T04. The boxes are delimited by the 25% and 75% quartiles.

S_{IDS} and α) with respect to the drainage discharge (by mean of KGE criterion) and X_{diff} criteria. The second subsection will provide the results obtained for the calibration and validation of four model parameters (K_{sat} , μ , S_{inter} and S_{IDS}) using the daily drainage discharge in the KGE criterion, and analyze the results obtained for yearly cumulative of drainage discharge and surface runoff. Next, the reliability of the model in predicting the drain flow start will be assessed using the X_{diff} criterion. The assumption of approximating the soil WHC by S_{inter} (Section 3.1) will be assessed by comparing the S_{inter} values and the measured WHC for both plots T03 and T04 (Table 1).

5.1. Sensitivity analysis

Drainage discharge simulation T04_P1 (Table 4, Section 5.2) has been used as a reference for the sensitivity analysis of the five SIDRA-RU model input parameters (K_{sat} , μ , α , S_{inter} , S_{IDS}). This analysis generated 20 first-order indices (Si) and 15 total-order indices (TSi) per criterion (using drainage discharge and X_{diff}). Fig. 4 shows that the various methods used, all present a similar hierarchy of input effects on each criterion, with small deviations, thereby confirming the reliability of the sensitivity analysis conducted. As regards the drainage discharge, hydraulic conductivity (K_{sat}) is the parameter featuring the highest Si index (from 0.4 to 0.6); it explains nearly half of the total model variance with respect to this criterion. Drainable porosity μ reflects values of the Si index around 0.2. The TSi index exhibits an identical trend; its values for K_{sat} are close to 0.8 and for μ close to 0.5. The last three parameters (α , S_{inter} , S_{IDS}) all display values for both the Si and TSi indices of close to zero and have negligible influence on drainage discharge. Saltelli2002 (Saltelli, 2002) and Martinez (Martinez, 2011) estimators show a greater difference between Si and TSi for K_{sat} and μ , hence highlighting strong interactions between them. In contrast, the TSi for α , S_{inter} and S_{IDS} parameters lie close to zero, thus indicating that taken alone or interacting with others, these parameters exert no influence on drainage discharge. In considering the very limited effect of parameters α , S_{inter} and S_{IDS} , it can be concluded that the interactions are essentially

occurring between K_{sat} and μ , thus demonstrating that these two parameters are the only ones sensitive to the drainage discharge.

As regards the X_{diff} criterion, S_{inter} is the parameter with the highest Si and TSi indices, with values close to 0.8 for both, hence the importance of this parameter in the model defining drain flow start. The TSi and SI index values for S_{IDS} are nearly zero, thus demonstrating that the X_{diff} criterion is insensitive to this parameter taken alone or in interaction with the other model parameters. Parameter α , reflecting values of Si index around 0.1 and TSi index around 0.18, has little impact on the model performance regarding the drains flow start. The hydrodynamic soil parameters K_{sat} and μ exert no influence on the X_{diff} criterion.

5.2. Model performance assessment

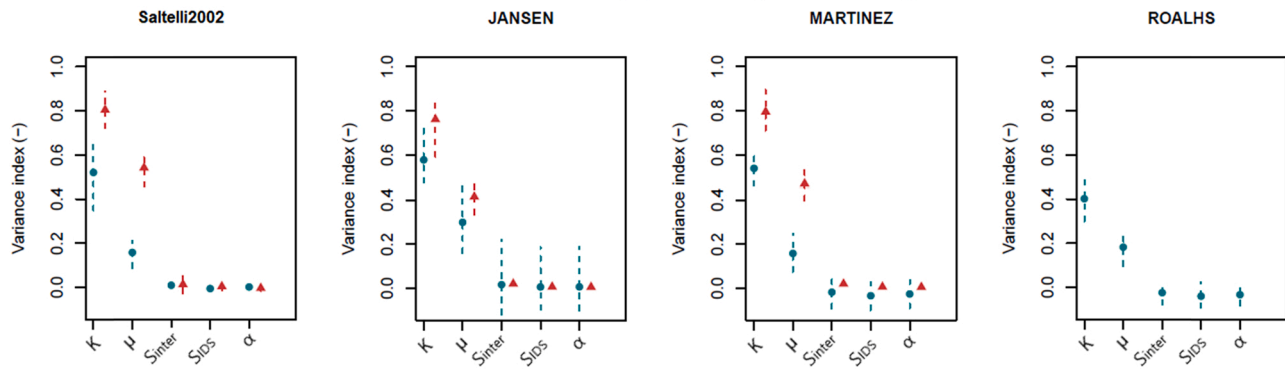
The split-sample test yields calibration and validation results in two parameter sets for each plot (Table 4). Simulations using either period P1 or P2 for calibration are followed by the suffix P1 or P2, for plots T03 and T04, respectively. The KGE values obtained exceed 0.81 for calibration and 0.75 for validation, thus indicating that model calibration can be considered good enough for hydrological modeling (Knoben et al., 2019). However, the calibrated parameters differ slightly depending on the selected calibration period. This variability is mainly influenced by the hydrological variability of period P1, as compared with P2 (Fig. 3). For the various calibration tests, the resulting values of drainable porosity μ are identical, while those of hydraulic conductivity K_{sat} range from 0.54 to 0.73 m/day. This difference is more pronounced for the soil reservoir parameters. Note that the calibrated S_{inter} values overestimate the measured WHC, calculated as water held by the soil between the drain and the soil surface (see Table 1). As the WHC has been approximated by S_{inter} (see Section 3.1), this result reveals that part of the soil below the drains can contribute to water storage before the start of the drain flow.

The graphical comparison between the measured and simulated drainage discharges of plot T04, using calibration period P1 (simulation T04_P1), is illustrated in Fig. 5. The results obtained from plot T03 show

Table 4
Split-sample test results of model performance based on drainage discharge data from plots T03 and T04.

Simulation	Calibration period P1 (1994–2002)		Validation period P2 (2002–2010)		Calibrated parameters			
	KGE		KGE	x_{diff} (days)	K_{sat} (m/d)	μ (-)	S_{inter} (mm)	S_{max} (mm)
T03_P1	0.846		0.751	5.5	0.73	0.05	105.5	110.6
T04_P1	0.818		0.82	8.0	0.71	0.05	119.3	127.1
	Calibration period P2 (2002–2010)		Validation period P1 (1994–2002)		Calibrated parameters			
T03_P2	0.839		0.78	7.5	0.54	0.05	102.4	130.7
T04_P2	0.871		0.785	6.0	0.73	0.05	140.0	152.9

(a) Drainage discharge



(b) X_{diff}

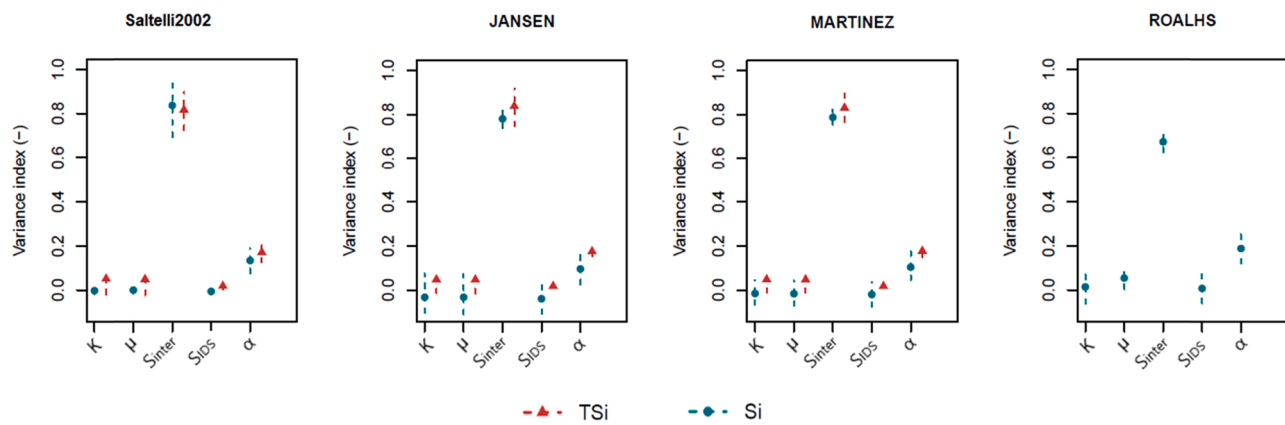


Fig. 4. Sensitivity analysis of the five SIDRA-RU model input parameters with respect to both drainage discharge and X_{diff} criteria using the Sobol method with four variance estimators (Saltelli2002 (Saltelli, 2002), Martinez (Martinez, 2011), Jansen (Jansen, 1999) and Roalhs (Tissot and Prieur, 2015)). The blue points represent the first-order Sobol (Si) indices and red points the Total-order Sobol (TSi) indices; dashed lines indicate the uncertainty of each index, considering the 95% confidence interval.

the same variations as from plot T04, discussed herein. The two graphs, for the calibration and validation steps, indicate that the simulated daily drainage discharge is in good agreement with observed values, during both high and low drainage seasons (Fig. 5). This simulation slightly underestimates the observed peak discharge and slightly overestimates the low and medium discharge values. The model does not capture some of the observed peak flows, such as those in July 2001, August 2003 and July 2009, and does not correctly simulate the drain flow start of some drainage seasons, e.g. December 2001. These inaccuracies might be explained by the use of SAFRAN rainfall, defined on an 8 km × 8 km grid instead of that measured in the field as input data, or else by drainage discharge measurement errors, which are difficult to verify. Aside from these few simulation shortcomings, the model faithfully reproduces the drainage discharge observations.

For simulation T04_P1, Fig. 6 shows the variations in yearly cumulative rainfall, the measured and simulated drainage discharge and surface runoff (mm/season), and the drainage flow start time differential (days). At the scale of a hydrological season, except for a few wet years, the simulated cumulative drainage discharge lies close to the observed values (to within 10%). The mean simulated drainage discharge of 250 mm/season is in good agreement with the observed volume of 236 mm/season (Table 2). The yearly simulation of surface runoff (calculated by the model as excess rainfall) is of the same order of magnitude as the available data observations (from 1995 to 2004).

The reliability of the SIDRA-RU model in predicting drain flow start was also assessed using the X_{diff} criterion (Eq. 7). The median values of X_{diff} are less than 8 days for both plots (Table 4). For simulation T04_P1,

Fig. 6 shows that the model accurately simulates the drain flow start, except for seasons 1994–95 and 1998–99, when the difference in simulated and observed drain flow start times was equal to 34 and –32 days, respectively. For the entire simulation period, the model output a median X_{diff} value of 5 days with a standard deviation of 10 days. These results demonstrate that model calibration based on the drainage discharge observation does not reduce the large discrepancies between drain flow start observation and simulation.

6. Discussion

The main objective of integrating a soil reservoir module (RU) into the SIDRA model consists of simulating a continuous drainage discharge over several hydrological years, as opposed to the original SIDRA model, which is only applied during the intense drainage season and a priori qualified by users. The SIDRA-RU performance analysis has been based on optimizing the four model parameters (K_{sat} , μ , S_{inter} , S_{IDS}) to maximize calibration criterion KGE, based on drainage discharge. The comparison between daily observation and simulation of drainage discharge proves to be satisfactory in most seasons examined. Simulations reveal good flow dynamics, with KGE values greater than 0.75, which are efficient in hydrological modeling (Knoben et al., 2019). The peak flows have been correctly simulated, yet some events have been slightly under- or overestimated. These small deviations might be related to the input data or the model’s simplifying hypothesis, e.g. neglecting deep infiltration and preferential flow (Pluer et al., 2020). In terms of yearly cumulative drainage discharge and surface runoff, these results show

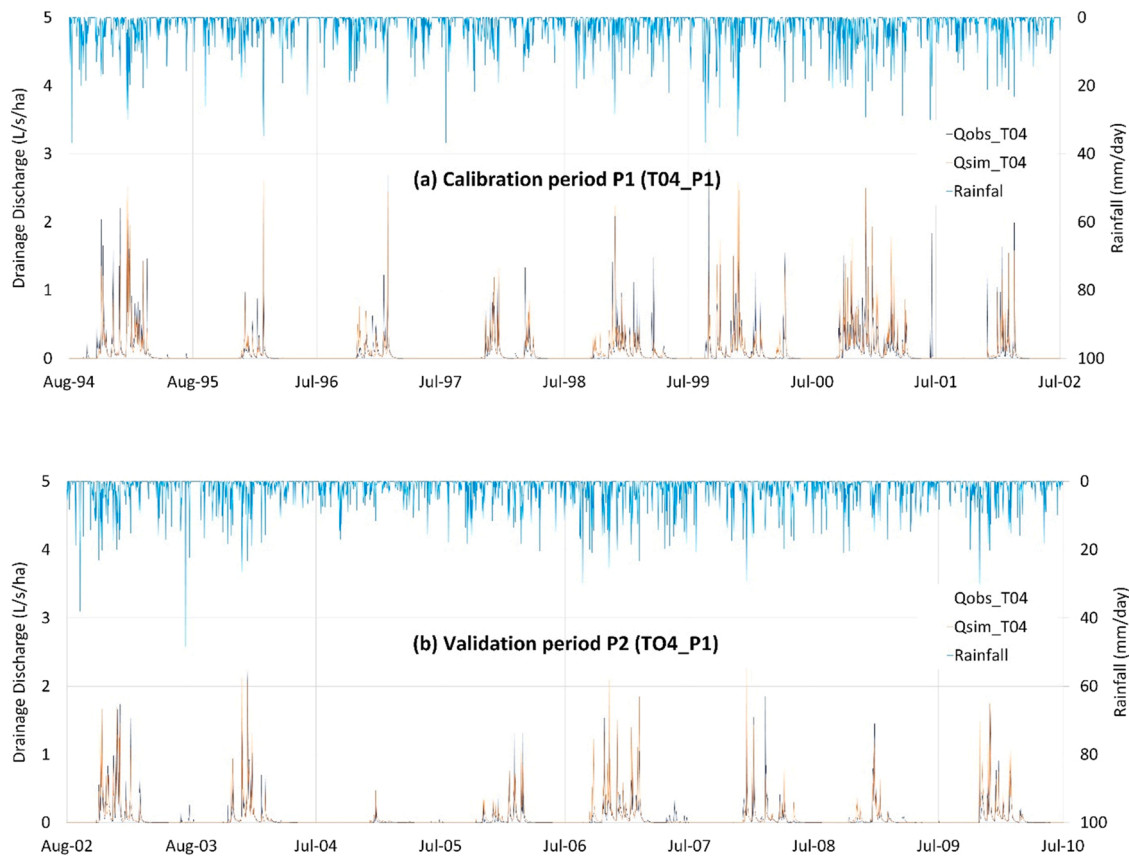


Fig. 5. Calibration (period P1) and validation (period P2) of the SIDRA-RU model using observation data from plot T04.

that the simulations lie very close to the observations. As for the observations themselves (Table 2), the simulated surface runoff is less than 12% of total outflow.

The model evaluation demonstrates that for most drainage seasons, the observed drain flow start times are predicted with good accuracy. However, large gaps can be noticed when predicting the drain flow start times for certain seasons; the main cause may be related to the rainfall regime. Indeed, continuous rainfall does in fact cause a progressive rewetting of the soil profile until formation of the perched water table. Any heavy rainfall on dry soil can generate preferential flow toward the drains before total saturation of the soil profile (Zimmer, 1992). Since this process is neglected in SIDRA-RU, the prediction of drain flow start time gets delayed. Despite such simulation differences, the model is still capable of predicting drain flow start with a relatively acceptable standard deviation of 10 days. Thus, the model can offer farmers and agricultural operators accurate critical period to avoid the application of pesticides and fertilizers, other than changing or limiting their application to the autumn or winter period (Brown and van Beinum, 2009; Lewan et al., 2009).

The sensitivity analysis of SIDRA-RU parameters, according to the Sobol method, indicates that model performance with respect to the drainage discharge (using KGE Criterion) solely depends on hydrodynamic parameters K_{sat} and μ . The soil reservoir parameter S_{inter} , which describes the threshold when the soil reservoir is capable of recharging the drained water table, has negligible impact on model sensitivity, as regards drainage discharge. Meanwhile, model performance relative to the drain flow start (as described by the X_{diff} criterion) mainly depends on the parameter S_{inter} .

In our modeling approach, the soil hydrodynamic parameters K_{sat} and μ , governing the water table flow, have zero impact on the determination of the drain flow start dates. Indeed, the water table only starts to form when water storage in the soil reservoir lies above the S_{inter}

threshold in the RU module (Section 3.2). This module considers the unsaturated zone as a single reservoir system defined by its storage level parameters (S_{inter} and S_{IDS}), with instantaneous input (net infiltration) and output (water table recharge). Thus, the RU module does not take into account dynamic flow in the unsaturated zone (e.g. (Niswonger et al., 2006)) nor any influence of the soil hydrodynamic parameters.

The sensitivity analysis has also shown that model parameter α has a negligible impact on the model performance regarding the drainage discharge, thus confirming the assumption to set this parameter to 1/3, within the limit of the SIDRA-RU model proposed in this study (Section 3.2). However, this parameter has a little influence when defining the drain flow start.

In situ, the soil hydrodynamic parameters (K_{sat} , μ) can be estimated using Guyon's pumping test (Chossat, 1995; Guyon and Lesaffre, 1986; Lesaffre, 1990). However, the field estimation of the soil reservoir parameters (S_{inter} and S_{IDS}) is difficult. Theoretically, their values lie close to the measured WHC of the soil profile, which is available from farming professionals. We would suggest determining these values by means of model calibration based on the drain discharge observations.

7. Conclusion

This study has presented a modeling strategy based on the integration of a new module (RU) in order to manage the behavior of the SIDRA model's soil reservoir. This novel concept allows calculating the recharge of the perched water table. Integration of the RU module makes it possible to simulate the flow of soil water through the drainage system. This model is run with four parameters, serving to control the behavior of both soil water storage and hydrodynamic flow of the perched water table, both of which are determined by means of model calibration.

Application of SIDRA-RU at the "La Jaillière" experimental site has

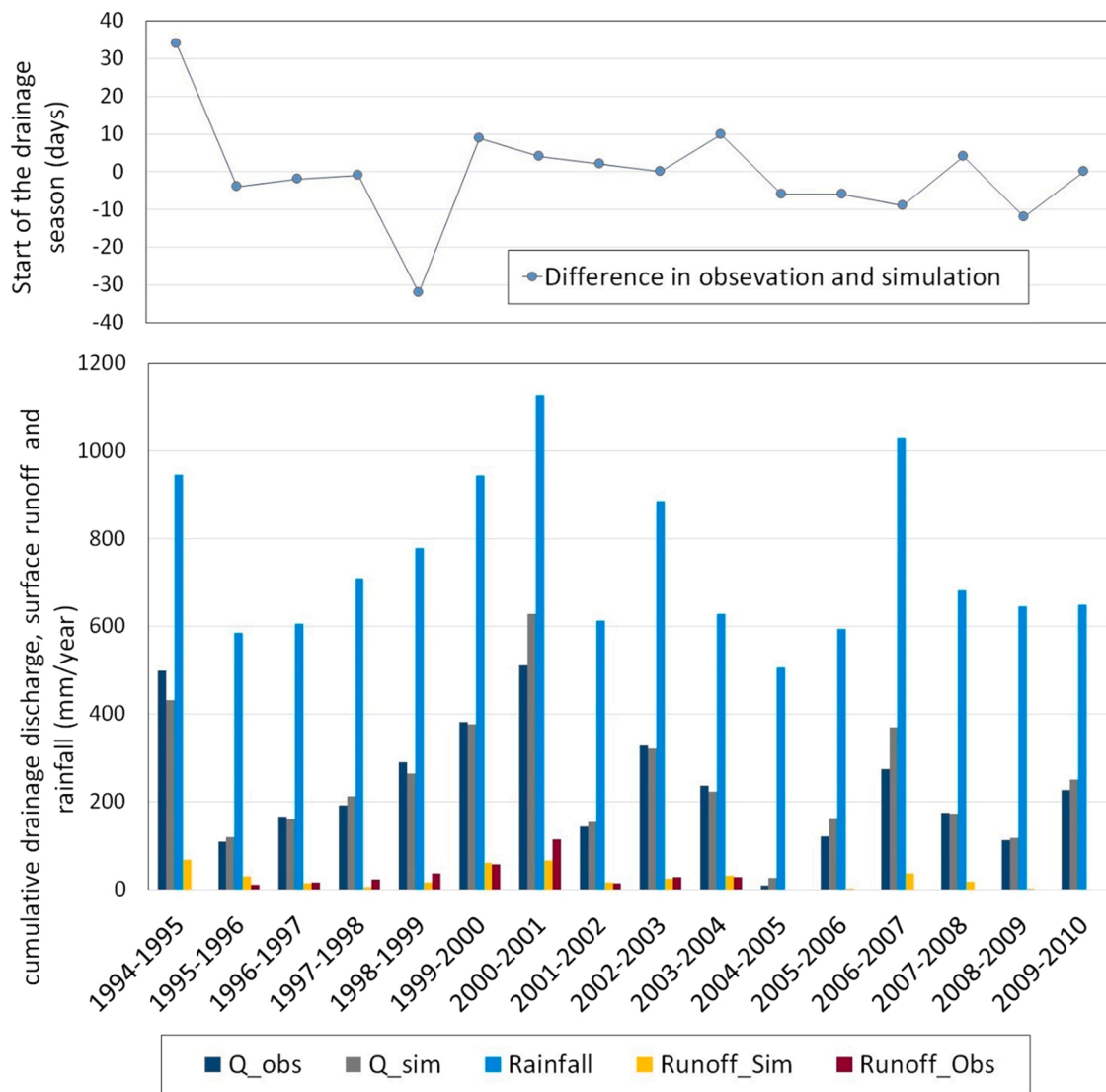


Fig. 6. Comparison between yearly cumulative observation and simulation results for plot T04, using the parameter set of calibration period P1 (T04_P1): rainfall, simulated and observed drainage discharge and surface runoff [mm/year], and the difference in simulated and observed drainage flow start times [days].

revealed its efficiency in simulating drainage discharge during both wet and dry seasons. Simulation output is in good agreement with the observed daily drainage discharge and yearly cumulative volume in most of the seasons studied; in addition, the model correctly identifies the drain flow start, i.e. accurate to within a median value of 5 days and a standard deviation of 10 days.

The sensitivity analysis conducted for five model parameters (K_{sat} , μ , α , S_{inter} , S_{IDS}) indicates various dependencies on the performance criteria tested. The calibration of drainage discharge is mainly sensitive to hydraulic conductivity and drainable porosity, whereas the determination of drain flow start time is sensitive to the soil reservoir parameter S_{inter} . To reduce simulation uncertainties, it is recommended to calibrate S_{inter} and S_{IDS} independently of the K_{sat} , μ calibration using the observed drainage discharges.

The model's ability to predict drain flow start times with good accuracy allows preventing the transfer of agricultural pollutants into the water surface. Predicting the first drainage flows, using 6-days weather forecasts, allows farmers and agricultural operators to plan for the critical application timing and, hence, reduce the level of pesticide transfer. Moreover, this new model simulates the drained yearly volume with a good level of approximation, thus offering the potential for realistic estimations of the annual transfer of various pollutants of

agricultural origin by means of SD systems.

Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgments

The authors would like to thank ARVALIS Agricultural Institute (formerly ITCF) for its support in providing the data acquired by the institute from its experimental site at La Jaillière.

References

AGRESTE, 2010. Agricultural Census. Ministry of Agriculture, Food and Forestry,, France.
 Al Jabri, S.A., Youngs, E.G., 2015. Steady-state water tables in drained lands modeled using the HYDRUS package and compared with theoretical analyses. J. Irrig. Drain. Eng. 141 (9), 04015010 [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000881](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000881).
 Anderson, M.P., Woessner, W.W., 1992. Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport.

- Augeard, B., Kao, C., Chaumont, C., Vauclin, M., 2005. Mechanisms of surface runoff genesis on a subsurface drained soil affected by surface crusting: a field investigation. *Phys. Chem. Earth* 30 (8–10), 598–610.
- Biswas, A., 2019. Joint multifractal analysis for three variables: characterizing the effect of topography and soil texture on soil water storage. *Geoderma* 334, 15–23. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.035>.
- Blann, K.L., Anderson, J.L., Sands, G.R., Vondracek, B., 2009. Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: a review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 39 (11), 909–1001. <https://doi.org/10.1080/10643380801977966>.
- Boithias, L., Sauvage, S., Srinivasan, R., Leccia, O., Sánchez-Pérez, J.-M., 2014. Application date as a controlling factor of pesticide transfers to surface water during runoff events. *CATENA* 119, 97–103. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.03.013>.
- Boivin, A., Šimůnek, J., Schiavon, M., van Genuchten, M.T., 2006. Comparison of pesticide transport processes in three tile-drained field soils using HYDRUS-2D. *Vadose Zone J.* 5 (3), 838–849. <https://doi.org/10.2136/vzj2005.0089>.
- Bordoloi, R., Das, B., Yam, G., Pandey, P.K., Tripathi, O.P., 2019. Modeling of water holding capacity using readily available soil characteristics. *Agric. Res.* 8, 347–355.
- Bouarfafa, S., Zimmer, D., 2000. Water-table shapes and drain flow rates in shallow drainage systems. *J. Hydrol.* 235 (3–4), 264–275.
- Boussinesq, J., 1904. Recherches théoriques sur l'écoulement des nappes d'eau infiltrées dans le sol et sur le débit des sources. *J. De. Mathématiques Pures Et. Appliquées* 10, 5–78.
- Brocca, L., Morbidelli, R., Melone, F., Moramarco, T., 2007. Soil moisture spatial variability in experimental areas of central Italy. *J. Hydrol.* 333 (2), 356–373. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.09.004>.
- Brown, C.D., van Beinum, W., 2009. Pesticide transport via sub-surface drains in Europe. *Environ. Pollut.* 157 (12), 3314–3324. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.06.029>.
- Chossat, J.C., 1995. Qualité des sols: méthode de mesure de la conductivité hydraulique horizontale équivalente et de la porosité de drainage in situ. *Méthode De. Guyon. Norme NF X 31–504*.
- Coron, L., Delaigue, O., Thirel, G., Dorchie, D., Perrin, C., Michel, C., 2021. airGR: Suite of GR Hydrological Models for Precipitation-Runoff Modelling. R package version 1.6.1. R News. <https://doi.org/10.15454/EX11NA>. <https://CRAN.R-project.org/package=airGR>.
- Coron, L., Thirel, G., Delaigue, O., Perrin, C., Andréassian, V., 2017. The suite of lumped GR hydrological models in an R package. *Environ. Model. Softw.* 94, 166–171. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.05.002>.
- Dairon, R., Dutertre, A., Tournet, J., Marks-Perreau, J., Carluier, N., 2017. Long-term impact of reduced tillage on water and pesticide flow in a drained context. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24 (8), 6866–6877. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8123-x>.
- De Marsily, G., 1986. *Quantitative Hydrogeology*. Academic Press, Inc, Orlando, FL, p. 464.
- Dooge, J.C.I., 1959. A general theory of the unit hydrograph. *J. Geophys. Res.* (1896–1977) 64 (2), 241–256. <https://doi.org/10.1029/JZ064i002p00241>.
- Dusek, J., Vogel, T., 2014. Modeling subsurface hillslope runoff dominated by preferential flow: one- vs. two-dimensional approximation. *vzj2013.05.0082(6)*. *Vadose Zone J.* 13. <https://doi.org/10.2136/vzj2013.05.0082>.
- Favot, J.C., Lesaffre, B., 1984. *Science du sol et drainage agricole, Livre jubilaire du cinquantenaire AFES (Association Française pour l'Etude du Sol) 1934-1984*. AFES, Paris 309–319.
- Gårdenäs, A.L., Šimůnek, J., Jarvis, N., Van Genuchten, M.T., 2006. Two-dimensional modelling of preferential water flow and pesticide transport from a tile-drained field, 2006 v.329 no.3-4(no. 3-4): pp. *J. Hydrol.* 329, 647–660. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.03.021>.
- Gatel, L., Lauvernet, C., Carluier, N., Weill, S., Tournet, J., Paniconi, C., 2019. Global evaluation and sensitivity analysis of a physically based flow and reactive transport model on a laboratory experiment. *Environ. Model. Softw.* 113, 73–83. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.12.006>.
- Gerke, H.H., Dusek, J., Vogel, T., 2013. Solute mass transfer effects in two-dimensional dual-permeability modeling of bromide leaching from a tile-drained field. *vzj2012.0091(2)*. *Vadose Zone J.* 12. <https://doi.org/10.2136/vzj2012.0091>.
- Gowda, P., Mulla, D., Desmond, E., Ward, A., Moriasi, D., 2012. ADAPT: model use, calibration and validation. *Trans. ASABE (Am. Soc. Agric. Biol. Eng.)* 55, 1345–1352. <https://doi.org/10.13031/2013.42246>.
- Gramlich, A., Stoll, S., Stamm, C., Walter, T., Prasuhn, V., 2018. Effects of artificial land drainage on hydrology, nutrient and pesticide fluxes from agricultural fields – a review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 266, 84–99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.04.005>.
- 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. *J. Hydrol.* 377 (1), 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>.
- Guyon, G., 1963. Considérations sur l'hydraulique des nappes de drainage par canalisations souterraines.
- Guyon, G., Lesaffre, B., 1986. Mesures expérimentales au champ utilisées pour caractériser le fonctionnement hydraulique d'une réseau drainé en sol à pseudo-gley. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 132, 187–215.
- Hansen, S., 1984. Estimation of potential and actual evapotranspiration: paper presented at the Nordic hydrological conference (Nybrog, Denmark, August - 1984). *Hydrol. Res.* 15 (4–5), 205–212. <https://doi.org/10.2166/nh.1984.0017>.
- Henine, H., Nédélec, Y., Ribstein, P., 2014. Coupled modelling of the effect of overpressure on water discharge in a tile drainage system. *J. Hydrol.* 511 (0), 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.12.016>.
- Hooghoudt, S.B., 1940. *General Consideration of the Problem of Field Drainage by Parallel Drains, Ditches, Watercourses, and Channels*. Bodemkundig Instituut, Groningen, Netherlands.
- Iooss, B., Lemaitre, P., 2015. A review on global sensitivity analysis methods. In: Meloni, C., Dellino, G. (Eds.), *Uncertainty management in Simulation-Optimization of Complex Systems: Algorithms and Applications*. Springer.
- Jacquart, C., Choisnel, E., 1995. Un modèle de bilan hydrique simplifié à deux utilisable en agrométéorologie, Association Météo et Climat.
- Jansen, M.J.W., 1999. Analysis of variance designs for model output. *Comput. Phys. Commun.* 117 (1), 35–43. [https://doi.org/10.1016/S0010-4655\(98\)00154-4](https://doi.org/10.1016/S0010-4655(98)00154-4).
- Jarvis, N., Larsbo, M., 2012. MACRO (v5.2): model use, calibration, and validation. *Trans. ASABE* 55 (4), 1413–1423. <https://doi.org/10.13031/2013.42251>.
- Kao, C., Nédélec, Y., Zimmer, D., 1998. Surface runoff mechanisms and modeling in subsurface drained fields. 7th International Drainage Symposium in the 21st Century: Food Production and the Environment, Orlando, USA, pp. 258–266, 8-10 March 1998.
- Kirkham, D., 1949. Flow of ponded water into drain tubes in soil overlying an impervious layer. *Eos Trans. Am. Geophys. Union* 30 (3), 369–385. <https://doi.org/10.1029/TR030i003p00369>.
- Klemes, V., 1986. Operational testing of hydrological simulation models, 1986 v.31 no.1 (no. 1): pp. *Hydrol. Sci. J.* 31, 13–24. <https://doi.org/10.1080/02626668609491024>.
- Knoben, W., Freer, J., Woods, R., 2019. Technical note: Inherent benchmark or not? Comparing Nash–Sutcliffe and Kling–Gupta efficiency scores. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 23, 4323–4331. <https://doi.org/10.5194/hess-23-4323-2019>.
- Kosugi, K., 1999. General model for unsaturated hydraulic conductivity for soils with lognormal pore-size distribution. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63 (2), 270–277. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.03615995006300020003x>.
- Kristensen, K.J., Jensen, S.E., 1975. A model for estimating actual evapotranspiration from potential evapotranspiration. *Hydrol. Res.* 6 (3), 170–188. <https://doi.org/10.2166/nh.1975.0012>.
- Kroes, J.G., Van Dam, J.C., Groenendijk, P., Hendriks, R.F.A., Jacobs, C.M.J., 2008. *SWAP version 3.2. Theory Description and User Manual*, Alterra, Wageningen, Netherlands.
- Jones, R.L., Arnold, D.J.S., Harris, G.L., Bailey, S.W., Pepper, T.J., Mason, D.J., Brown, C. D., Leeds-Harrison, P.B., Walker, A., Bromilow, R.H., Brockie, D., Nicholls, P.H., Craven, A.C.C., Lythgo, C.M., 2000. Processes affecting movement of pesticides to drainage in cracking clay soils. *Pestic. Outlook* 11 (5), 174–179. <https://doi.org/10.1039/B007951K>.
- Lagacherie, P., 1987. Synthèse générale sur les études de secteur de référence drainage.
- Lesaffre, B., 1988. *Fonctionnement hydrologique et hydraulique du drainage souterrain des sols temporairement engorgés*. Thèse De. Dr. Thesis, Univ. Pierre Et. Marie Curie, Paris VI 334.
- Lesaffre, B., 1990. Field measurement of saturated hydraulic conductivity and drainable porosity using Guyon's pumping test. *Trans. ASAE* 33 (1), 173–178.
- Lesaffre, B., Morel, R., 1986. In: Van Wijk, A.L.M., Wesseling, J. (Eds.), *Use of Hydrographs to Survey Subsurface Drainage: Networks Ageing and Hydraulic Operating*. Symposium on Agricultural Water Management, Arnhem, NLD, pp. 175–189, 18-21 June 1985, pp.
- Lesaffre, B., Zimmer, D., 1987. Modélisation du comportement hydraulique d'un sol drainé: débits de pointe et tarissements. *Sci. du Sol.* 25 (4), 231–246.
- Lesaffre, B., Zimmer, D., 1988. Subsurface drainage peak flows in shallow soil. *J. Irrig. Drain. Eng.* 114 (3), 387–406.
- Lewan, E., Kreuger, J., Jarvis, N., 2009. Implications of precipitation patterns and antecedent soil water content for leaching of pesticides from arable land. *Agric. Water Manag.* 96 (11), 1633–1640. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.06.006>.
- Lindstrom, G., Pers, C., Rosberg, J., Stromqvist, J., Arheimer, B., 2010. Development and testing of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) water quality model for different spatial scales. *Hydrol. Res.* 41 (3–4), 295–319.
- Martinez, J.-M., 2011. *Analyse de sensibilité globale par décomposition de la variance*. Journée des GdR Ondes & Mascot Num, Institut Henri Poincaré, Paris.
- Mehdinejadiani, B., Fathi, P., 2020. Analytical solutions of space fractional Boussinesq equation to simulate water table profiles between two parallel drainpipes under different initial conditions. *Agric. Water Manag.* 240, 106324. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106324>.
- Milly, P.C.D., 1988. Advances in modeling of water in the unsaturated zone. *Transp. Porous Media* 3, 491–514.
- Moriasi, D.N., Gowda, P.H., Arnold, J.G., Mulla, D.J., Ale, S., Steiner, J.L., Tomer, M.D., 2013. Evaluation of the hooghoudt and kirkham tile drain equations in the soil and water assessment tool to simulate tile flow and nitrate-nitrogen. *J. Environ. Qual.* 42 (6), 1699–1710. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.01.0018>.
- Moriasi, D.N., Rossi, C.G., Arnold, J.G., Tomer, M.D., 2012. Evaluating hydrology of the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) with new tile drain equations. *J. Soil Water Conserv.* 67 (6), 513–524. <https://doi.org/10.2489/jswc.67.6.513>.
- Muñoz-Carpena, R., Zajac, Z., Kuo, Y.-M., 2007. Global sensitivity and uncertainty analyses of the water quality model VFSMOD-W. *Trans. ASABE* 50, 1732–1732. <https://doi.org/10.13031/2013.23967>.
- Musy, A., Higy, C., 2004. *Hydrologie 1: Une science de la nature*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. Lausanne 314.
- Nielsen, D.R., Th. Van Genuchten, M., Biggar, J.W., 1986. Water flow and solute transport processes in the unsaturated zone. *Water Resour. Res.* 22, 89S–108S.
- Niswonger, R.G., Prudic, D.E., Regan, R.S., 2006. *Documentation of the Unsaturated-Zone Flow (UZF1) Package for modeling Unsaturated Flow Between the Land Surface and the Water Table with MODFLOW-2005*. 6-A19. DOI:10.3133/tm6A19.
- Nimmo, J.R., 2005. Unsaturated Zone Flow Processes. In "Encyclopedia of Hydrological Sciences".

- Nolan, B.T., Dubus, I.G., Surdyk, N., Fowler, H.J., Burton, A., Hollis, J.M., Reichenberger, S., Jarvis, N.J., 2008. Identification of key climatic factors regulating the transport of pesticides in leaching and to tile drains. *Pest Manag. Sci.* 64 (9), 933–944. <https://doi.org/10.1002/ps.1587>.
- Pianosi, F., Beven, K., Freer, J., Hall, J.W., Rougier, J., Stephenson, D.B., Wagener, T., 2016. Sensitivity analysis of environmental models: a systematic review with practical workflow. *Environ. Model. Softw.* 79, 214–232.
- Pluer, W.T., Macrae, M., Buckley, A., Reid, K., 2020. Contribution of preferential flow to tile drainage varies spatially and temporally. *Vadose Zone J.* 19, e20043.
- Qi, H., Qi, Z., 2016. Simulating phosphorus loss to subsurface tile drainage flow: a review. *Environ. Rev.* 25, 150–162.
- Rawls, W.J., Brakensiek, D.L., 1982. Estimating soil water retention from soil properties. *J. Irrig. Drain. Div.* 108 (2), 166–171. <https://doi.org/10.1061/JRCEA4.0001383>.
- Ren, X.W., Santamarina, J.C., 2018. The hydraulic conductivity of sediments: a pore size perspective. *Eng. Geol.* 233, 48–54. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2017.11.022>.
- Ritzema, H.P., 2016. Drain for Gain: Managing salinity in irrigated lands—A review. *Agric. Water Manag.* 176, 18–28. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.05.014>.
- Rousseva, S., et al., 2017. In: Banwart, S.A., Sparks, D.L. (Eds.), Chapter Two - Soil Water Characteristics of European SoilTrEC Critical Zone Observatories. *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 29–72. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2016.10.004>.
- Rupp, D.E., Selker, J.S., 2005. Drainage of a horizontal Boussinesq aquifer with a power law hydraulic conductivity profile. *Water Resour. Res.* 41 (11) <https://doi.org/10.1029/2005wr004241>.
- Saltelli, A., 2002. Making best use of model evaluations to compute sensitivity indices. *Comput. Phys. Commun.* 145 (2), 280–297. [https://doi.org/10.1016/S0010-4655\(02\)00280-1](https://doi.org/10.1016/S0010-4655(02)00280-1).
- Saltelli, A., 2008. *Global Sensitivity Analysis: the Primer*. Wiley, Chichester.
- Saltelli, A., Tarantola, S., Campolongo, F., 2000. Sensitivity analysis as an ingredient of modeling. *statist. Sci.* 15, 377–395.
- Schaap, M.G., van Genuchten, M.T., 2006. A modified Mualem–van genuchten formulation for improved description of the hydraulic conductivity near saturation. *Vadose Zone J.* 5 (1), 27–34. <https://doi.org/10.2136/vzj2005.0005>.
- Shokri, A., Bardsley, W.E., 2016. Development, testing and application of DrainFlow: a fully distributed integrated surface-subsurface flow model for drainage study. *Adv. Water Resour.* 92, 299–315. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2016.04.013>.
- Šimůnek, J., Bradford, S.A., 2008. *Vadose Zone Modeling: Introduction and Importance*. All rights reserved. No part of this periodical may be reproduced or transmitted in any form or by any means, electronic or mechanical, including photocopying, recording, or any information storage and retrieval system, without permission in writing from the publisher. *Vadose Zone J.* 7, 581–586.
- Skaggs, R.W., 1980. *Drainmod reference report. Methods for design and evaluation of drainage-water management systems for soils with high water tables*. United States Department of Agriculture. North Carolina state University, Raleigh, North Carolina.
- Sobol, I.M., 1993. Sensitivity analysis for non-linear mathematical models. *Math. Model. Comput. Exp.* 1, 407–414.
- Stillman, J.S., Haws, N.W., Govindaraju, R.S., Suresh, C., Rao, P., 2006. A semi-analytical model for transient flow to a subsurface tile drain. *J. Hydrol.* 317 (1–2), 49–62.
- Suleiman, A.A., Ritchie, J., 2001. Estimating saturated hydraulic conductivity from soil porosity. *Trans. ASAE* 44 (2), 235. <https://doi.org/10.13031/2013.4683>.
- Tissot, J.Y., Prieur, C., 2015. A randomized orthogonal array-based procedure for the estimation of first- and second-order Sobol' indices. *J. Stat. Comput. Simul.* 85 (7), 1358–1381. <https://doi.org/10.1080/00949655.2014.971799>.
- Tournebise, J., Kao, C., Nikolic, N., Zimmer, D., 2004. Adaptation of the STICS model to subsurface drained soils. *Agronomie* 24 (6–7), 305–313.
- Trajanov, A., Kuzmanovski, V., Leprince, F., Real, B., Dutertre, A., Maillat-Mezerey, J., Džeroski, S., Debeljak, M., 2015. Estimating drainage periods for agricultural fields from measured data: data-mining methodology and a case study (La Jaillièrre, France). *Irrig. Drain.* 64 (5), 703–716. <https://doi.org/10.1002/ird.1933>.
- Trajanov, A., Kuzmanovski, V., Real, B., Perreau, J.M., Džeroski, S., Debeljak, M., 2018. Modeling the risk of water pollution by pesticides from imbalanced data. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 25 (19), 18781–18792. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2099-7>.
- Van Der Ploeg, R.R., Horton, R., Kirkham, D., 1999. *Steady Flow to Drains and Wells*. In: Skaggs, R.W., Schilfgaarde, J.V. (Eds.), *Agricultural Drainage*. Agronomy. American Society of Agronomy, Inc. Crop Science Society of America, Inc. Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, USA, pp. 213–263.
- Van Schilfgaarde, J., 1963. Design of tile drainage for falling water tables. *J. Irrig. Drain. Div.* 89 (2), 1–12.
- 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. *Int. J. Climatol.* 30 (11), 1627–1644. <https://doi.org/10.1002/joc.2003>.
- Vincent, B., 2020. TPincipes techniques et chiffres du drainage agricole De la tuyautique à l'hydro-diplomatie. *Sci. Eaux Territ.* 32, 8–15. <https://doi.org/10.14758/set-revue.2020.2.02>.
- Van Genuchten, M.T., Jury, W.A., 1987. Progress in unsaturated flow and transport modeling. *Rev. Geophys.* 25, 135–140.
- Willkommen, S., Pfannerstill, M., Ulrich, U., Guse, B., Fohrer, N., 2019. How weather conditions and physico-chemical properties control the leaching of flufenacet, diflufenican, and pendimethalin in a tile-drained landscape. *Agric., Ecosyst. Environ.* 278, 107–116.
- Wilson, G.L., Mulla, D.J., Galzki, J., Laacouri, A., Vetsch, J., Sands, G., 2020. Effects of fertilizer timing and variable rate N on nitrate–N losses from a tile drained corn-soybean rotation simulated using DRAINMOD-NII. *Precis. Agric.* 21 (2), 311–323. <https://doi.org/10.1007/s11119-019-09668-4>.
- Youngs, E.G., 1966. Horizontal seepage through unconfined aquifers with non-uniform hydraulic conductivity. *J. Hydrol.* 4 (C), 91–97.
- Youngs, E.G., 1980. The analysis of groundwater seepage in heterogeneous aquifers / Analyse de l'infiltration des eaux souterraines dans les aquifères hétérogènes. *Hydrol. Sci. Bull.* 25, 155–165.
- Zhang, W., Zhang, Y., 1986. *Methods for Estimating the Drainable Porosity in Nonsteady Drainage Formulas*. Hydraulic Design in Water Resources Engineering: Land Drainage. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 373–382.
- Zimmer, D., 1992. Drainage flow patterns and modeling in a seasonally waterlogged heavy clay soil. 6th International Drainage Symposium. *Drainage and Water Table Control*, Nashville, USA, pp. 80–87, 13–15 December 1992.
- Zimmer, D., Lesaffre, B., 1989. Subsurface drainage flow patterns and soil types. *ASAE-CSAE International Summer Meeting*, Québec, CAN, p. 17, 25–28 June 1989.
- Zimmer, D., Lorre, E., Lesaffre, B., 1995. Parameter sensitivity and field evaluation of SIDRA model. *Irrig. Drain. Syst.* 9 (3), 279–296.

En résumé, malgré l'aspect parcimonieux qu'il présente par rapport aux modèles hydrologiques de drainage plus conventionnels (cf. Figure 12, (d)), le modèle SIDRA-RU a montré de très bonnes performances tant en termes de critères numériques, que graphiques selon les hydrogrammes et la dynamique du débit simulé par rapport aux observations. De même, le modèle a prouvé sa capacité à simuler avec une faible marge d'erreur la date de démarrage de la saison de drainage, ce qui atteste de son utilité dans un contexte de réglementation pour limiter le transfert de polluants d'origine agricole. Une analyse de sensibilité selon la méthode de Sobol (Sobol, 1990) a montré que les paramètres hydrauliques du modèle sont davantage sensibles à la fonction-objectif alors que les paramètres de sol, i.e., relatifs au module conceptuel d'interception de la pluie au sein du modèle, sont plus sensibles à la date de démarrage de la saison de drainage. Enfin, une analyse de la robustesse temporelle du modèle par calage-contrôle (split-sample test, Klemeš, 1986) a montré que le modèle était temporellement robuste sur le site de La Jaillière.

Il est important de garder à l'esprit que cette étude a été réalisée sur un sol labouré et donc où le profil de sol peut être considéré comme homogène. Si dans un objectif futur il est envisagé d'utiliser SIDRA-RU sur un sol non labouré, une des hypothèses initiales de SIDRA-RU ne sera pas respectée et le modèle montrera des performances potentiellement plus faibles. Par ailleurs, le modèle SIDRA-RU montre également des performances limitées sur les sols argileux, notamment parce que le profil de sol n'y est pas non plus toujours homogène (cf. Chapitre III.1).

Enfin, un autre point qu'il est important de considérer est le choix du pas de temps pour la modélisation du débit de drainage, soit dans notre cas un pas de temps journalier. Ce choix est motivé par le fait que les données météorologiques historiques (cf. section II.1.2.2) et les données de projections climatiques (cf. section II.1.2.3) sont fournies au pas de temps journalier. Cependant, dans le cas du drainage agricole, l'utilisation du pas de temps journalier peut présenter certaines limites, notamment parce que l'écoulement de l'eau en sortie des réseaux est dépendant de la forme de la nappe dans le sol, elle-même dépendante de la nervosité du système. En effet, dans un système plus nerveux que la moyenne, e.g., comme dans un sol sableux, la nappe peut se déformer et s'éloigner de l'ellipse de référence utilisé pour intégrer l'équation de Boussinesq (cf. section II.2.2). Néanmoins, Tournebize et al. (2004) ont montré que ces variations de forme de nappes sont essentiellement marquées à des pas de temps infra-journaliers, et que sous un pas de temps journalier ces changements de forme sont trop rapides pour impacter la forme moyenne de la nappe sur une journée et peuvent être négligés (cf. section II.2.2). Dès lors, le modèle SIDRA-RU présente des performances aussi bonnes sur un système nerveux que sur un système plus lent, e.g., marqué par des argiles. Il est à noter qu'au besoin le modèle SIDRA-RU peut fonctionner au pas de temps horaire, en intégrant un coefficient de déformation de la forme de la nappe dans le profil de sol (Bouarfa et Zimmer, 2000).

Dans la suite du manuscrit, nous utiliserons quasi-exclusivement le modèle hydrologique SIDRA-RU pour générer la liste des descripteurs hydrologiques spécifiques au drainage agricole, utiles pour la projection sous changement climatique. Nous utiliserons uniquement les modèles hydrologiques MACRO et DRAINMOD pour évaluer la contribution des composantes hydrologiques (modèles et paramètres associés) à l'incertitude totale de la chaîne hydroclimatique (cf. Chapitre III.3).

Chapitre II.3 : Simulation des descripteurs hydrologiques spécifiques au drainage souterrain

Dans ce chapitre, l'objectif est d'établir la liste des descripteurs hydrologiques (HIs) qui seront utilisés pour prédire le comportement hydrologique du drainage souterrain dans un contexte futur sous changement climatique. Dans un premier temps, l'analyse portera sur les HIs les plus couramment utilisés dans la littérature traitant du sujet, afin d'établir leurs avantages et limites. Ensuite, les informations extraites de ces analyses nous permettront d'établir la liste des HIs utilisés dans cette étude, issus d'une part de la littérature et introduits d'autre part pour compléter les éventuelles lacunes des HIs de la littérature.

II.3.1 Descripteurs hydrologiques issus de la littérature

II.3.1.1 En hydrologie conventionnelle

L'évaluation de l'impact du changement climatique sur l'hydrologie n'est plus une thématique nouvelle dans la littérature, particulièrement en hydrologie conventionnelle sur des systèmes non modifiés ou à larges échelles spatiales (régions, bassins versants) (e.g., Arnell and Reynard, 1996 ; Khaliq et al., 2009 ; Kling et al., 2012 ; IPCC, 2014; Arnell and Gosling, 2016 ; Dayon et al., 2018).

Les HIs les plus souvent utilisés sont des caractéristiques telles que la magnitude des débits annuels, e.g., le débit annuel moyen (Christierson et al., 2012) ou encore les forts débits comme le débit max annuel (Q_{max}) ou le $Q_{0.95}$ (débit qui n'est pas dépassé 95 % du temps, souvent sur une année hydrologique, Gain et al., 2011 ; Lemaitre-Basset et al., 2021). Les HIs sur les faibles débits sont aussi couramment utilisés principalement dans un contexte de stress hydrique et de besoin potentiel en irrigation, e.g., le volume consécutif minimal observé pendant sept jours consécutifs (VCN7, Vidal et al., 2016), le débit minimal observé pendant sept jours consécutifs avec une période de retour (PR) = 2 ans, 10 ans ou 30 ans (7Q2, 7Q10, 7Q30, Gain et al., 2011; Dallaire et al., 2021) ou la quantité mensuelle minimale annuelle de fréquence sèche (QMNA, Dayon (2015)). Certains HIs sont plus spécifiques à une catégorie d'évènements caractérisant le régime hydrologique en place comme les phénomènes de crues dont la magnitude, la fréquence d'apparition et la durée sont étudiées (Dumas et al., 2013 ; Arnell et Gosling, 2016).

Pour rester en cohérence avec ces HIs, qui ont fait leurs preuves dans la littérature dans un contexte opérationnel, la première approche serait de les utiliser et de les adapter à une hydrologie plus spécifique au drainage souterrain. Cependant, ces HIs sont majoritairement bornés à des systèmes hydrologiques marqués par des écoulements continus, au contraire du drainage qui peut être épisodique. Dès lors, ils ne sont pas aisément utilisables dans un tel contexte. C'est notamment le cas des HIs portant sur les faibles débits de type MAM7 qui ne sont pas appropriés car le débit de drainage est saisonnier et très faible voire nul sur la moitié d'une année hydrologique. D'autres HIs doivent être intégrés, décrivant davantage le caractère saisonnier du drainage souterrain.

II.3.1.2 En hydrologie spécifique au drainage souterrain

Dans le Chapitre I.3, nous avons vu que le nombre d'HIs spécifiques au drainage souterrain utilisés dans la littérature n'est pas exhaustif. L'HI le plus présent dans les études d'impact du changement climatique sur l'hydrologie du drainage souterrain est le volume d'eau drainé, annuel ou saisonnier. Il est cité dans plusieurs études, e.g., Dayyani et al. (2012) ; Pease et al. (2017) ; Mehan et al. (2019) ; Sojka et al. (2020) ; Awad et al. (2021) ; Golmohammadi et al. (2021). Comme en hydrologie conventionnelle, le débit moyen est aussi utilisé (Pease et al., 2017 ; Jiang et al., 2020a) bien qu'il soit

limité aux périodes d'écoulement sans intégration des périodes de débit nul. Par ailleurs, d'autres catégories d'His reposant sur le débit sont aussi citées dans la littérature, comme la magnitude des pics d'écoulement (Bowling et Kladvko, 2016) pour décrire les phénomènes de crues à l'échelle de la parcelle. Certains His décrivent la hauteur de nappe ou le ruissellement (Deelstra, 2015 ; Abd-Elaty et al., 2019) pour compléter la caractérisation du drainage. L'interprétation de ces His permet d'établir la pérennité ou non des réseaux actuels sous changement climatique et le besoin potentiel de les redimensionner (Deelstra, 2015 ; Abd-Elaty et al., 2019 ; Sojka et al., 2020).

La principale limite des His issus de la littérature rappelés ci-dessus est qu'ils ne permettent pas d'évaluer l'ensemble des aspects du drainage souterrain sous changement climatique. Une catégorie assez régulièrement négligée est la temporalité de la saison de drainage, i.e., sa date de démarrage et sa durée. Dans un contexte d'évolution des pratiques agricoles, l'évaluation de cette temporalité sous changement climatique serait pertinente, particulièrement dans le cadre de la protection de la qualité des eaux d'origine agricole (cf. section I.3.3). Une bonne gestion de cette application permettrait d'améliorer la qualité des eaux en limitant la lixiviation du produit par ruissellement. C'est dans l'optique d'élargir la description du drainage souterrain que nous avons utilisé une liste plus exhaustive d'His dans cette étude, pour dresser un bilan complet à fournir aux décideurs politiques et aux acteurs locaux régissant les sols drainés.

II.3.2 Détermination des descripteurs hydrologiques du drainage souterrain utilisés dans l'étude

Pour cette étude, nous avons utilisé un ensemble de 17 His répartis sur six familles de descripteurs :

- Temporalité de la saison de drainage ;
- Durée du réservoir sol à saturation / à sec ;
- Volume d'eau drainé ;
- Classification du débit sur une année hydrologique ;
- Phénomènes de crues ;
- Dimension des réseaux de drainage.

Ces His proviennent en partie de la littérature (cf. section II.3.1) comme le bilan d'eau drainé, sur l'année ou par saison. Les autres ont été établis pour les besoins de l'étude dans l'objectif de décrire le plus largement possible l'hydrologie du drainage souterrain. Les six familles sont reliées soit au débit simulé par le modèle SIDRA-RU, soit au stock d'eau dans le module conceptuel de sol (cf. section II.2.2). Il aurait été intéressant d'inclure des His décrivant la hauteur de la nappe ou le ruissellement dans l'étude. Cependant, nous n'avons pu évaluer la performance du modèle que sur les chroniques de débits simulés (cf. Chapitre III.1). Les analyses sur le ruissellement et la hauteur de nappe n'ont pas pu être réalisées car les chroniques observées correspondantes sont manquantes sur la grande majorité des 22 sites.

Tous les His étudiés dépendent du cycle hydrologique annuel du drainage souterrain (cf. Figure 13 pour cinq familles sur les six). Dans cette étude, une année hydrologique est définie du 1^{er} août au 31 juillet de l'année suivante. Ce choix est justifié par le souhait de capter les premiers écoulements de drainage se situant majoritairement entre septembre et novembre. La limite entre deux années consécutives a donc été fixée vers la fin de la période sèche lorsque le réservoir de sol est à désaturation dans la quasi-totalité des cas, au 31 juillet.

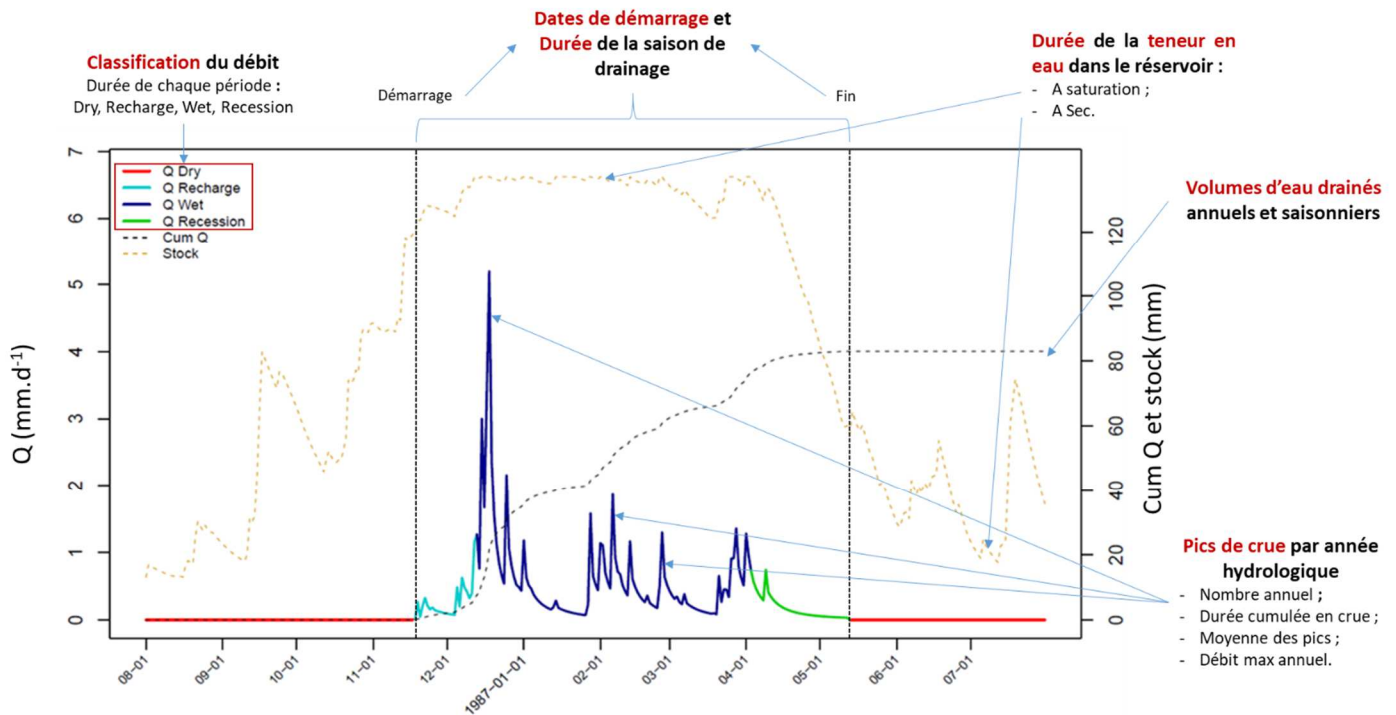


Figure 13 : Illustrations de cinq familles d'HI sur un cycle hydrologique type du drainage souterrain. L'expression « Cum Q » correspond au cumul annuel du débit drainé. Les mots « Dry » (période de débit nul), « Recharge » (période de recharge), « Wet » (période humide) et « Recession » (période de récession) réfèrent aux différentes classes de débits sur une année hydrologique (cf. section II.3.2.4).

II.3.2.1 Descripteurs de temporalité de la saison de drainage

Dans cette famille, nous avons considéré deux HI : le démarrage de la saison de drainage et la durée de la saison de drainage. Ces deux descripteurs dépendent directement du cumul annuel de débit. Plusieurs méthodes existent pour fixer la date de démarrage. Sur le site de La Jaillière, l'institut ARVALIS la fixe à la date où le cumul annuel de débit dépasse un unique palier de 3 mm (Trajanov et al., 2018).

Dans cette étude, nous avons opté pour une approche plus dynamique. En effet, le drainage est très sensible à l'influence météorologique. Certaines années parmi les plus humides voient des périodes de pluie précoces en début d'année hydrologique, ce qui génère des débits précoces relativement isolés survenant deux à trois mois avant que la saison ne « démarre », c'est-à-dire avant la période significative d'écoulement. Pour filtrer ces événements, un premier palier Cum_{Drainage} est initialement fixé pour observer un minimum de débit écoulé depuis le début de l'année hydrologique. Le jour j correspondant est candidat pour être désigné comme jour de démarrage de la saison. Puis, un second palier $Cum_{\text{Fiabilité}}$ est fixé afin d'imposer un minimum d'écoulement dans un délai de cinq jours après le jour j candidat. Sous forme mathématique, cela revient à dire que la date de démarrage de la saison de drainage est fixée au jour j_d si (Eq. (II.3.1)) :

$$\left. \begin{array}{l} \text{au jour } j_d : \text{débit cumulé} \geq Cum_{\text{Drainage}} \\ [j_d + 1 : j_d + 5] : \text{débit cumulé} \geq Cum_{\text{Drainage}} + Cum_{\text{Fiabilité}} \end{array} \right\} \quad (\text{II.3.1})$$

Le palier Cum_{Drainage} est fixé à 1.4 mm tandis que le palier $Cum_{\text{Fiabilité}}$ est fixé à 2.7 mm (Henine et al., 2022), tous les deux correspondant à des valeurs de débits cumulés depuis le 1^{er} août, et fixés empiriquement à partir des jugements d'experts de 10 personnes. La date de fin de la saison de drainage est fixée au premier jour j_f si la différence entre le cumul au jour j_f $Cum[j_f]$ et le cumul total Cum_{total} sur l'année est supérieure ou égale au palier Cum_{Drainage} (Eq. (II.3.2)) :

$$\text{au jour } j_f : \text{Cum}_{total} - \text{Cum}[j_f] \geq \text{Cum}_{Drainage} \quad (\text{II.3.2})$$

Finalement, la différence de temps entre la date de démarrage j_d de la saison de drainage et sa date de fin j_f définit la durée de la saison de drainage. Pour la suite de l'étude, la date de démarrage de la saison de drainage sera désignée sous l'index « **BegDS** » et la durée sous l'index « **LenDS** ». Pour la suite de la thèse, les analyses traitant le BegDS seront faites sur la différence de jour entre le 1^{er} août de l'année hydrologique étudiée et la date de démarrage issue du BegDS.

II.3.2.2 Descripteurs de saturation et de désaturation du réservoir sol

Un descripteur intéressant pour évaluer l'impact du changement climatique sur l'hydrologie des sols drainés serait d'analyser l'évolution de la teneur en eau dans le sol des 22 sites étudiés, informations pertinentes pour aider les agriculteurs dans leur gestion dans un contexte futur changeant. Dans cette famille, nous avons considéré que l'évolution de la quantité d'eau dans le réservoir sol du modèle SIDRA-RU approcherait cette notion, le module RU étant conceptuellement établi pour représenter la réserve utile couramment utilisée en sciences du sol.

Les durées pendant lesquelles le réservoir du sol, à savoir le module RU du modèle SIDRA-RU, est dans deux états caractéristiques sont étudiées : (1) à saturation (**WetInd**) ; (2) à désaturation (**DryInd**). La saturation du réservoir est atteinte lorsque le niveau d'eau dans le réservoir atteint sa capacité maximale S_{max} , un paramètre du module RU (cf. chapitre II.2). La détermination du palier de désaturation S_{min} du réservoir est similaire. Cependant, à la différence de S_{max} , ce n'est pas un paramètre du modèle et il nous faut l'estimer par une autre approche. La logique initiale voudrait que l'on assimile S_{min} au stock nul lorsque le réservoir est vide. Cependant, cet état n'est jamais atteint, une partie du stock restant non disponible pour la demande évapotranspiratoire. A l'instar de la teneur en eau observée au point de flétrissement d'un sol, cette quantité est dépendante de la parcelle considérée. Nous avons considéré dans cette étude que S_{min} serait fixé à une valeur de stock correspondant à une fréquence au non-dépassement déterminée entre la valeur de stock la plus faible sur la chronique de référence et S_{max} . Par conséquent, cette fréquence est déterminée selon la dimension du réservoir sol (Eq. (II.3.3)) :

$$S_{min} = \begin{cases} Stock_{1\%} \text{ si } S_{max} < 100 \text{ mm} ; \\ Stock_{2\%} \text{ si } S_{max} \in [100 ; 150[; \\ Stock_{5\%} \text{ si } S_{max} \geq 150 \text{ mm}. \end{cases} \quad (\text{II.3.3})$$

Initialement, la fréquence choisie était de 5 % pour tous les sites. Cependant, nous avons constaté dans la pratique que cette valeur ne convenait pas pour tous les cas d'étude. Finalement, les fréquences de l'équation (II.3.3) ont été fixées empiriquement sur les sites étudiés pour représenter en moyenne le niveau le plus bas dans le réservoir pour chaque site.

II.3.2.3 Descripteurs de volume d'eau drainé annuel et saisonnier

L'objectif de cette famille est d'analyser le volume d'eau drainé annuel et saisonnier dans le futur. Comme mentionné précédemment, cette information présente un intérêt stratégique pour les agriculteurs concernés pour les aider à mettre en œuvre de bonnes pratiques sur leurs parcelles puisqu'elle est reliée à la quantité d'eau mise à disposition pour les cultures. Le volume d'eau drainé annuel est défini comme la quantité d'eau écoulee sur une année hydrologique complète. Pour la suite de l'étude, cette quantité sera désignée sous l'index « **ADWB** ». Les volumes saisonniers sont définis selon deux saisons :

- Une saison sèche, fixée d'avril à septembre (**DDWB**) ;
- Une saison humide, fixée d'octobre à mars (**WDWB**).

Dans la pratique, nous n'avons pas utilisé les trois HIs décrivant le volume drainé en même temps. Pour simplifier les analyses, nous avons estimé qu'étudier deux HIs permettait de comprendre l'évolution du troisième.

II.3.2.4 Dynamique temporelle des débits drainés

Dans leur étude, Humbert et al. (2015) ont séparé l'hydrogramme annuel des débits drainés en quatre phases : (1) phase sèche avec un débit nul ; (2) phase de recharge désignant l'amorce du drainage ; (3) phase humide lorsque le débit est le plus important ; (4) phase de récession lorsque le débit diminue en fin de saison de drainage. Des études ont montré que cette séquence de quatre phases contrôlait les différents processus biogéochimiques, la mobilisation des éléments concernés, e.g., le carbone organique dissous, ou les mécanismes de transports de polluants comme les nitrates (Fovet et al., 2018 ; Strohmenger et al., 2020).

Dans cette thèse, nous avons déterminé une version approchée de ces quatre phases et analysé l'évolution de leur durée annuelle. Par année hydrologique, les phases sont établies selon les critères suivants (cf. Figure 13) :

- Phase sèche : cette phase désigne tous les débits nuls sur l'année hydrologique (**LenDryP**) ;
- Phase de recharge : Humbert et al. (2015) définissent cette phase comme la période allant des premiers écoulements jusqu'au moment où le débit connaît une augmentation rapide. En pratique, nous avons empiriquement fixé cette transition le jour où 20 % du débit maximal annuel est observé (**LenRechP**) ;
- Phase humide : marquée par les débits les plus importants, cette période est comprise entre la phase de recharge et la phase de récession (**LenWetP**) ;
- Phase de récession : selon Humbert et al. (2015), la période de récession démarre après la période humide lorsque la différence entre le cumul de pluie et le cumul d'ETP sur l'année est maximale. En pratique, la phase de récession démarre le 1^{er} jour où la différence entre les deux cumuls est maximale et s'arrête lorsque les débits redeviennent nuls, laissant la place à la phase sèche (**LenReceP**).

II.3.2.5 Phénomènes de crues

Précédemment, nous avons mentionné que les derniers rapports du GIEC font état d'une intensification des phénomènes de crues d'ici à l'horizon 2100, tant sur l'intensité que sur la fréquence. Face à ce constat, il est pertinent d'établir une liste d'HIs décrivant ces phénomènes relativement au drainage souterrain. Dans cette étude, un épisode de crue démarre au jour j lorsque le débit Q_j correspondant augmente significativement d'un palier T_{Flood} entre deux jours consécutifs selon deux cas de figure (Eq. (II.3.4)) :

$$\left. \begin{array}{l} \text{si au jour } j : Q_j \geq T_{Flood} \\ \text{ou si au jour } j : Q_j \geq Q_{j-1} + T_{Flood} \end{array} \right\} \quad (II.3.4)$$

Dans la pratique, T_{Flood} a été fixé à 1 mm.d^{-1} (Nedelec, 2005). Faute d'exemples issus de la littérature, la fin d'un évènement de crue a été empiriquement fixée au jour j lorsque le débit se tarit significativement après observation du pic de crue Q_{Flood_max} selon deux cas de figure (Eq. (II.3.5)) :

$$\left. \begin{array}{l} Q_j < T_{Flood} \\ Q_j < P_{Tar} * Q_{Flood_max} \end{array} \right\} \quad (II.3.5)$$

Le palier P_{TAR} désigne le pourcentage de tarissement du pic de crue atteint pour définir la fin de l'évènement de crue. Il a été empiriquement fixé à 80 %. Ce découpage de l'hydrogramme annuel

en évènements de crue nous permet de caractériser les évènements de crue selon quatre HIs : (1) le nombre annuel de crues (**NumFE**) ; (2) la durée annuelle cumulée en crue (**CumLenFE**) ; (3) le débit maximal annuel (**MaxDisch**) ; (4) la moyenne annuelle des pics de crue (**PkFlowAve**). Il est à noter que la famille de crues présentée dans cette section se limite à la description des épisodes qualifiés de crues à l'échelle de la parcelle et ne peuvent de fait pas être reliés aux descripteurs de crues plus couramment utilisés en hydrologie de bassin versant.

II.3.2.6 Dimension des réseaux de drainage souterrain

Face à l'intensification des phénomènes extrêmes comme les crues ou les sécheresses, questionner la pérennité des réseaux de drainage actuellement installés prend toute son importance (cf. section I.3.2). A cet effet, l'objectif de cette famille d'His est d'établir si le dimensionnement actuel des réseaux leur permettra de remplir correctement leur fonction dans un climat changeant. Pour évaluer cette pérennité, la relation entre le débit spécifique ($Q_{spé}$) à une période de retour, e.g., le débit de pointe, et la période de retour (PR) associée a été analysée (Augeard et al., 2008 ; Henine et al., 2012). Cette relation est marquée par trois régimes linéaires distincts qui dépendent de l'état de mise en charge et de saturation des tuyaux suivant la période de retour de $Q_{spé}$ (cf. Figure 14) :

- $PR < 2$ ans : les tuyaux ne sont pas en charge. Cet état favorise l'accélération du débit (phase 1 sur la Figure 14) ;
- $PR \in [2 ; 10 [$ ans : les tuyaux sont en charge mais le réseau n'est pas encore saturé. Cet état favorise fortement la diminution de $Q_{spé}$ (phase 2 sur la Figure 14) ;
- $PR \geq 10$ ans : le réseau est intégralement saturé, le réseau n'a plus d'influence sur les crues et le surplus d'eau part en ruissellement de surface (phase 3 sur la Figure 14). Comme vu précédemment, le ruissellement est négligé dans cette étude et cet état n'a pas été considéré dans la suite de l'étude.

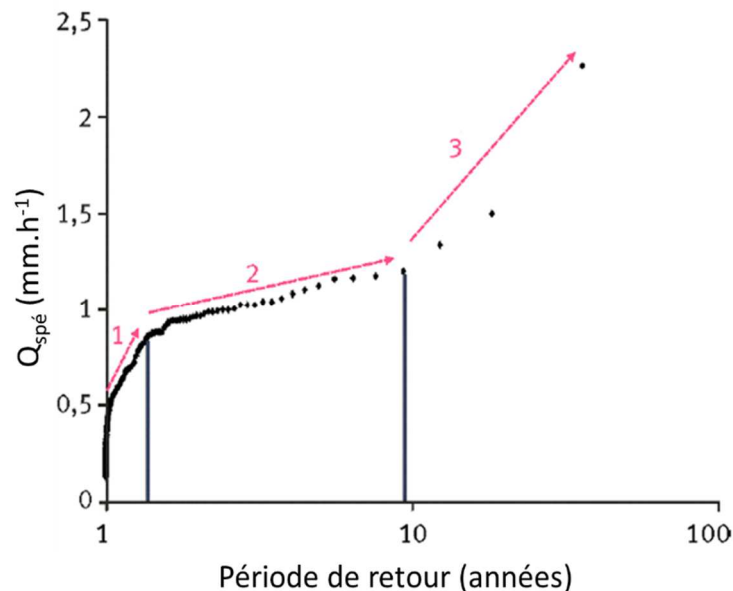


Figure 14 : Distribution du débit spécifique en fonction des périodes de retour sur le site de Melarchez.
Source : Augeard et al. (2008) ; Henine et al. (2012).

Le point de rupture entre les phases 1 et 2 est déterminé par le dimensionnement du réseau, dans le but d'intercepter un volume de pluie de 15 mm tombé sur une journée. Dans cette famille, nous avons supposé qu'il serait caractéristique de la pérennité du réseau dans un contexte futur changeant. Les coordonnées de ce point de rupture ont été déterminées à l'aide d'une régression linéaire par morceau sur la relation $Q_{spe} = f(RP)$. En pratique, nous avons assimilé $Q_{spé}$ au débit maximal annuel (Q_{max}), assimilé à l'HI MaxDisch. La loi de Hazen et la distribution de Gumbel sur les Q_{max} ont été utilisées pour la régression linéaire par morceau (Eqs. (II.3.6) et (II.3.7)) :

$$Q_{spe} = \begin{cases} a_1 * u + b_0 & si u \leq u_{RC} \\ a_2 * u + a_1 * u_{RC} + b_0 & si u > u_{RC} \end{cases} \quad (II.3.6)$$

$$u = \ln \left[-\ln \left(1 - \frac{1}{RP} \right) \right] \quad (II.3.7)$$

Avec :

- u : le changement de variable de la loi de Gumbel ;
- u_{RC} : le changement de variable correspondant à RP_{RC} , la période de retour associée au changement de régime entre les phases 1 et 2 ;
- a_1, a_2 et b_0 : paramètres issus de la régression linéaire par morceau.

Finalement, les analyses dans cette famille d'His ont porté sur l'évolution de RP_{RC} et sur l'évolution du débit correspondant Q_{RC} . L'évolution du débit à des périodes de retour spécifiques $RP = 5, 10, 20$ et 50 ans, respectivement $QRP05, QRP10, QRP20$ et $QRP50$, a également été évaluée.

L'intérêt principal des 17 His utilisés dans cette étude est qu'ils permettent de caractériser assez largement l'hydrologie du drainage souterrain. L'analyse de ces His sous changement climatique peut être pertinente pour les décideurs publics et les agriculteurs, sous forme d'outils ou d'information pour les aider dans la bonne gestion de leur culture (Kobierska et al., 2020). Dans un contexte où la protection des eaux d'origine agricole est au centre du débat, notamment pour l'évolution des systèmes agricoles sous changement climatique, ces His peuvent s'avérer utiles pour évaluer le risque de transfert de polluants agro-chimiques comme les nitrates ou les pesticides (Branger et al., 2009 ; Lewan et al., 2009 ; Tournebize et al., 2013).

Chapitre II.4 : Synthèse sur le matériel et la méthode employée

Dans cette partie, nous avons décrit le matériel et la méthode employés pour répondre aux questions de recherche établies dans le Chapitre I.4, intégrant à la fois le besoin de représenter la diversité pédoclimatique de la France métropolitaine et de caractériser et simuler les différents aspects de l'hydrologie du drainage souterrain sous changement climatique :

Base de données :

L'évolution de l'hydrologie du drainage souterrain sous changement climatique est évaluée sur 22 sites drainés jugées représentative du drainage souterrain français. Ces sites sont répartis sur la majorité des grands secteurs drainés de la France métropolitaine, sous différents climats, et classées selon trois textures de sol.

Modèle hydrologique :

Les simulations hydrologiques ont été réalisées à partir du modèle hydrologique de drainage souterrain SIDRA-RU. C'est un modèle semi-conceptuel à quatre paramètres journaliers fonctionnant sur le principe de conversion pluie-débit. Il est par conséquent alimenté par des chroniques journalières de précipitation et d'évapotranspiration potentielle. Le modèle a montré que, malgré son apparente simplicité qui le différencie des modèles de drainage les plus courants, il simule correctement le débit sur un site représentatif du drainage français.

Descripteurs hydrologiques :

Un ensemble de 17 descripteurs hydrologiques répartis sur six familles a été utilisé pour caractériser l'hydrologie future du drainage souterrain sous changement climatique. L'ensemble de ces HIs permet de décrire : (1) la temporalité de la saison de drainage ; (2) la durée du réservoir à saturation/désaturation ; (3) le volume d'eau drainé ; (4) la dynamique temporelle des débits ; (5) les phénomènes de crues et (6) la pérennité des réseaux actuels sur les 22 sites étudiés. L'analyse globale de ces HIs sous changement climatique permet de disposer d'informations utiles à communiquer aux décideurs et agriculteurs concernés par le drainage agricole.

Partie III – Chaîne de Modélisation

Une fois la méthodologie générale de la thèse établie, nous nous intéresserons dans cette partie à la génération des descripteurs hydrologiques spécifiques au drainage agricole à partir de la chaîne de modélisation hydro-climatique. Dans un premier temps, il sera important de s'assurer que le modèle hydrologique SIDRA-RU présente des performances suffisantes sur les 22 sites représentatifs du drainage agricole français et qu'il y est temporellement robuste, c'est-à-dire qu'il conserve des performances acceptables lorsqu'il est appliqué sur une période différente de celle utilisée pour optimiser ses paramètres. Cela nous permettra d'évaluer sa capacité à être utilisé pour étudier l'impact du changement climatique sur l'hydrologie du drainage français. Ensuite, il s'agira d'évaluer les biais induits par l'usage des projections climatiques sur les descripteurs hydrologiques du drainage. Cette étape sera suivie d'une analyse de propagation des incertitudes pour désigner les sources les plus contributrices à l'incertitude totale le long de la chaîne de modélisation, Ces deux séries d'analyses seront réalisées sur le site de La Jaillière_P4. Enfin, nous génèrerons les 17 descripteurs hydrologiques établis dans la Partie II sur les 22 sites de la base de données. L'analyse de ces descripteurs nous permettra de visualiser l'impact du changement climatique sur les principaux milieux drainés de la France métropolitaine.

Chapitre III.1 : Robustesse d'un modèle de drainage parcimonieux à l'échelle de la France

Dans la section II.2.2, nous avons vu que le modèle hydrologique de drainage SIDRA-RU avait montré des performances significatives sur le site de La Jaillière. Cependant, le drainage français est marqué par une forte diversité pédoclimatique, illustrée par les 22 sites qui composent la base de données. Par conséquent, il est nécessaire d'évaluer la capacité du modèle SIDRA-RU à simuler correctement le drainage sur cette diversité avant de l'utiliser dans la chaîne de modélisation. L'article ci-dessous (Jeantet et al., 2021), publié dans la revue scientifique "*Hydrological and Earth System Sciences*", a pour objectif de tester les performances du modèle SIDRA-RU sur les 22 sites de la base de données, tant sur la bonne représentation de la dynamique des débits que sur celle des bilans hydrologiques. Cette étude est également l'occasion de tester la robustesse temporelle du modèle SIDRA-RU, c'est-à-dire la dépendance de ses performances à la période d'optimisation de ses paramètres. Cette étape est nécessaire pour évaluer la capacité du modèle à être utilisé pour la projection hydrologique car, dans ce cadre, on applique le modèle sur des conditions climatiques futures très différentes de celles utilisées pour l'optimisation de ses paramètres.



Robustness of a parsimonious subsurface drainage model at the French national scale

Alexis Jeantet¹, Hocine Henine¹, Cédric Chaumont¹, Lila Collet^{1,2}, Guillaume Thirel¹, and Julien Tournebize¹

¹INRAE, University of Paris Saclay, UR HYCAR, 1 rue Pierre Gilles de Gennes, Antony, France

²now at: EDF R&D, OSIRIS Department, 7 boulevard Gaspard Monge, 91120 Palaiseau, France

Correspondence: Alexis Jeantet (alexis.jeantet@inrae.fr)

Received: 23 March 2021 – Discussion started: 21 April 2021

Revised: 14 September 2021 – Accepted: 15 September 2021 – Published: 14 October 2021

Abstract. Drainage systems are currently implemented on agricultural plots subjected to temporary or permanent waterlogging issues. Drained plots account for 9 % of all arable soils in France. As such, the need for accurate hydrological modeling is crucial, especially in an unstable future context affected by climate change. The aim of this paper is to assess the capacity of the SIDRA-RU hydrological drainage model to represent the variability in pedoclimatic conditions within French metropolitan areas and to demonstrate the utility of this model as a long-term management tool. The model is initially calibrated using the KGE' criterion as an objective function (OF) on a large and unique database encompassing 22 plots spread across France and classified according to three main soil textures (silty, silty-clay, and clayey). The performance of SIDRA-RU is evaluated by monitoring both the set of KGE' calibration values and the quality of simulations on each plot with respect to high and low discharges, as well as the annual drained water balance. Next, the temporal robustness of the model is assessed by conducting, on selected plots, the split-sample test capable of satisfying the data requirements. Results show that the SIDRA-RU model accurately simulates drainage discharge, especially on silty soils. The performance on clayey soils is slightly weaker than that on silty soils yet remains acceptable. Similarly, the split-sample test indicates that SIDRA-RU is temporally robust on all three soil textures. Consequently, the SIDRA-RU model closely replicates the diversity of French drained soil and could be used for its long-term management potential.

1 Introduction

Subsurface drainage is an agricultural soil management technique that controls soil water content and increases aeration in soils subjected to temporary or permanent water saturation issues into the soil depth (Jamagne, 1968; Baize and Jabiol, 2011). Plot water conditions are stabilized, thus ensuring better crop yields (Broadhead and Skaggs, 1982; Armstrong et al., 1988; Nijland et al., 2005; Ibrahim et al., 2013), while reducing the flood risk on plots (Henine et al., 2014; Tuohy et al., 2018b). Drained soils often belong to the hydromorphic soil category and sometimes, in the French context, lie on a shallow and impervious layer that reduces the deep infiltration (Thompson et al., 1997; Lange et al., 2011).

In France, all artificially drained soils comprise more than 2.7 million ha of arable soils (RGA – Agreste, 2010), i.e., close to 10 % of all arable land, corresponding to about 20 % for cereal-type field crops. In practice, several techniques exist to drain soils, such as subsurface drainage and open ditch. However, in France, over 80 % of drainage practices are conducted by introducing perforated pipes lying on the impermeable layer. The drain depth, spacing, slope, and diameter of these pipes constitute the main characteristics of each design; they are constrained by the local study site conditions, such as soil characteristics and climate (Mulqueen, 1998).

Since the economic and environmental consequences of climate change are of increasing concern to stakeholders, proper drainage practices have become a major issue. Predicting the long-term behavior of these systems is even more crucial in this context of water resource protection and restoration, since drainage has an impact on water quality (Tournebize et al., 2012, 2017, 2020). The literature contains studies targeting the impact of climate change on drainage

practices, with an emphasis on either the increase in annual drained water balance (Pease et al., 2017) or agricultural productivity on drained plots (Jiang et al., 2020b). These topics raise concerns over the sustainability of existing drainage systems, and their need to be redesigned has come to the fore (Deelstra, 2015; Abd-Elaty et al., 2019). A common theme across all these studies is the need to properly represent drainage systems within each study area.

In this context, hydrological modeling offers a widespread tool for predicting drainage discharge, with several models currently in use, e.g., DRAINMOD (Skaggs, 1981; Skaggs et al., 2012) in the USA. This spatially distributed model operates on various spatial scales (Konyha and Skaggs, 1992; Brown et al., 2013) and integrates many modules in order to represent different hydrological processes and solute transports (Breve et al., 1997). In Europe, the MACRO model (Larsbo et al., 2005; Jarvis and Larsbo, 2012) is currently used by the FOCUS group (Adriaanse et al., 1996; Boesten et al., 1997) to evaluate drainage system performance and contaminant transport (Jarvis et al., 1997; Beulke et al., 2001). These two models, despite demonstrating their effectiveness, have been designed using physically based modeling strategies with a large number of parameters. Their calibration on several study sites becomes difficult and time consuming (Beven, 1989). Given this complexity, the SIDRA-RU model offers an interesting alternative. The model is semi-conceptual (Beskow et al., 2011), being composed of one physically based part (the SIDRA module) coupled with a conceptual part (the RU module), and parsimonious, by virtue of requiring the calibration of only six parameters, hence making it easy to configure (Perrin et al., 2003). Initially intended to simulate drained discharge during flood periods (Lesaffre and Zimmer, 1987), the SIDRA model converts weather-dependent soil recharge into drainage discharge by solving a semi-analytical formula derived from the Boussinesq equation (Boussinesq, 1904). Various modules have been integrated so as to better represent infiltration (Kao et al., 1998), water flux in the unsaturated zone (Bouarfa and Zimmer, 2000), or pesticide leaching (Branger et al., 2009). The RU module was recently integrated in order to model water transfer in the unsaturated zone (Henine et al., 2021). This new version inputs a continuous recharge term into the SIDRA module, which then allows for the simulation of drainage discharge over the entire hydrological cycle.

Due to soil diversity within French drained areas, a model used for management purposes must initially be as general as possible and correctly calibrated to ensure that the model behavior matches the behavior of each studied site as closely as possible (Perrin, 2000). As such, a reliable calibration protocol often depends on the choice of objective function (OF), which serves as the numerical criterion to be optimized so that the simulation more accurately resembles reality. Many OFs can be used to calibrate a model, such as the Nash–Sutcliffe efficiency (NSE; Nash and Sutcliffe, 1970)

or the Kling–Gupta efficiency (KGE; Gupta et al., 2009), depending on the purpose of the particular study. The model here is intended for use on future prediction data under a long-term management scenario. From this perspective, the model must be temporally robust, i.e., its performance and parameters must remain independent of the period chosen for calibration (Klemeš, 1986). Such an evaluation can be performed by means of various tests, which tend to depend on the model structure (Refsgaard and Storm, 1996; Refsgaard, 2001; Henriksen et al., 2003; Daggupati et al., 2015). Since SIDRA-RU is a simple model, the split-sample test (Klemeš, 1986) is considered to be sufficient (Refsgaard, 1997). However, the national-scale evaluation of a hydrological model requires a large database, which is not readily available in the drainage hydrology field. This lack of data is the reason for the paucity of studies in the current literature.

The aim of this study is to assess the ability of a hydrological drainage model to simulate observed drainage discharge across several representative sites spread out in France. An exhaustive database, composed of 22 experimental sites and encompassing the main drained regions in France, has been built to account for the large diversity of French drained soils on which the model was tested. Database completeness is one of this paper's main strengths and allows the generalization of our results on soil diversity. The hydrological model chosen for this work is SIDRA-RU, a parsimonious model that yields continuous simulations and can easily be run on the database. In addition, the SIDRA-RU model offers a novel tool for the hydrological drainage modeling community; this study, therefore, provides an opportunity to test its performance at the national scale, which raises another point of interest regarding this study. Moreover, the temporal robustness of the SIDRA-RU model is assessed in the aim of asserting whether or not the model can be used within the scope of a long-term management tool, i.e., one capable of incorporating climate change.

2 Materials and methods

2.1 French classification of drained soils

A multitude of materials constitute French soils, as defined by their geological context, textural evolution, and regional climate. All of the above characteristics serve to determine the uniqueness of a soil. Making generalizations about soil diversity then becomes a necessary step. Indeed, grouping them by soil category facilitates their modeling. Several official classifications serve to group soil types (FAO, 1988; Krogh and Greve, 1999; Driessen et al., 2000). In this study, we are proposing to classify them by texture, thus making it possible to sort the database into three categories (see Fig. 1 and Table 1). Let us note that we do not consider the geological context or the regional climate to classify soils here.

Table 1. Main characteristics of the 22 plots with observed discharges and associated KGE' from the calibration process and split-sample tests.

Texture	Plot name	Site location	Data period (years)	Surface area (ha)	Tile depth (m)	Space between drain and mid-drain*	Use	KGE' from total calibration	KGE' from the split-sample test				Index (Fig. 10)
									P1	P2	P3	P4	
Clayey soil	Bray_P1	Bray	6	46	0.9	5.0	Calibration only	0.52	–	–	–	–	–
	Courcival_P3	Courcival	10	1.3	0.9	6.0	Calibration and evaluation	0.44	0.42	0.48	0.36	0.34	C1
	La_Bouzule_P1	La Bouzule	13	1.9	0.9	12.0	Calibration and evaluation	0.52	0.58	0.52	0.42	0.31	C2
	Saint-Laurent_P2	Saint Laurent	15	1.2	0.9	10.0	Calibration and evaluation	0.76	0.75	0.75	0.58	0.63	C3
	Arrou_P6	Arrou	19	2.0	0.8	5.0	Calibration and evaluation	0.65	0.57	0.78	0.75	0.55	S1
	Arrou_P8	Arrou	19	2.0	0.8	10.0	Calibration and evaluation	0.65	0.54	0.72	0.72	0.53	S2
	Courcelles_P1	Courcelles	3	2.4	0.9	5.0	Calibration only	0.7	–	–	–	–	–
	Courcelles_P2	Courcelles	3	2.4	0.9	5.0	Calibration only	0.68	–	–	–	–	–
	La_Jaillière_P4	La Jaillière	16	1.0	0.9	5.0	Calibration and evaluation	0.83	0.82	0.87	0.79	0.82	S3
	Longnes_P2	Longnes	6	1.0	0.9	6.0	Calibration only	0.66	–	–	–	–	–
Silty soil	Longnes_P3	Longnes	6	1.0	0.9	7.5	Calibration only	0.58	–	–	–	–	–
	Melarchez_GP	Melarchez	39	700.0	0.9	6.0	Calibration and evaluation	0.77	0.77	0.75	0.61	0.61	S4
	OS2_P1	OS2	3	2.0	1.0	5.0	Calibration only	0.54	–	–	–	–	–
	Parisot_P2	Parisot	4	0.3	0.9	6.0	Calibration only	0.81	–	–	–	–	–
	Rambouillet_P1	Rambouillet	3	1.0	0.9	5.0	Calibration only	0.77	–	–	–	–	–
	Rampillon_GP	Rampillon	9	355	0.9	6.0	Calibration only	0.77	0.8	0.76	0.71	0.73	S5
	Saint_Juvin_P1	Saint Juvin	3	1.4	0.9	1.5	Calibration only	0.56	–	–	–	–	–
	Scaer_P2	Scaer	5	1.4	0.9	5.0	Calibration only	0.61	–	–	–	–	–
	Viry_P1	Viry	4	0.8	0.9	7.5	Calibration only	0.6	–	–	–	–	–
	Archigny_P1	Archigny	2	1.0	0.9	4.0	Calibration only	0.76	–	–	–	–	–
	Archigny_P2	Archigny	2	1.0	0.9	6.0	Calibration only	0.76	–	–	–	–	–
	La_Bouzule_P2	La Bouzule	13	2.9	0.9	6.0	Calibration and evaluation	0.54	0.5	0.6	0.45	0.56	SC1

* The midpoint between consecutive drains (meters).

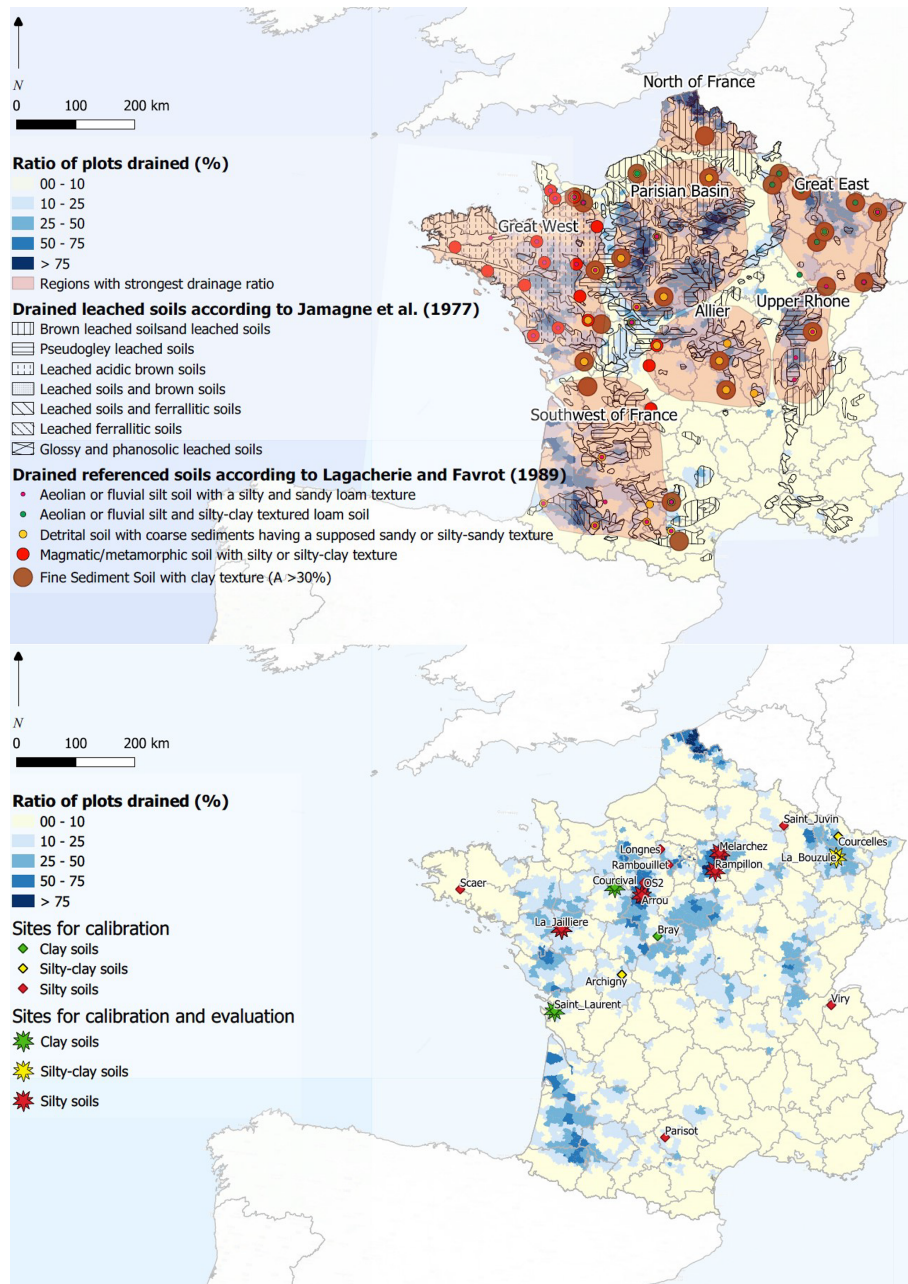


Figure 1. The pedological distribution of French soils, produced by Jamagne et al. (1977) and Lagacherie and Favrot (1989), overlain on the spatial distribution of French drainage (RGA, 2010; top panel). The spatial distribution of sites aggregated by texture with observed flow data is shown in the bottom panel.

The Lagacherie and Jamagne classification (Jamagne et al., 1977; Lagacherie and Favrot, 1987; Richer-de-Forges et al., 2008) has been used to evaluate this strategy. According to Fig. 1 (top), three distinct soil types occupy most of the regions with the highest drainage ratio (i.e., percentage of a land area that has been drained, with drainage ratio values above 50 % of total arable area). First, the Glossic and Planosolic soils, belonging to the Luvisols and mainly located around the Paris Basin and in the Allier region (see

Fig. 1), are defined by textural differentiation between the surface horizon, which is often silty and sometimes sandy-loamy, and a deep clayey horizon. Second, brown acidic and leached soils, mostly distributed in the western part of France (Fig. 1), lie on a magmatic and metamorphic substratum; they are often characterized by a silty-clay or loamy texture. Third, the Pseudogley soils are also substantially drained, yet they remain only slightly correlated with any specific soil texture. We assume here that, among the three studied

soil textures, they are more related to silty–clay soils (Lévy, 1972). Figure 1 (bottom) shows the drainage ratio of arable soil in France. Most drainage systems (approximately 80 %) lie on a loamy texture, according to Lagacherie and Favrot (1987), except in the eastern part of France (Fig. 1), where drained soils are either predominantly silty–clay or heavy clayey soils.

2.2 Input data

A representative database of drainage discharge across France was specially assembled for this study. The data originate from the following sources: (1) the ORACLE research project (Tallec et al., 2015) and artificial Rampillon wetland (Tournebize et al., 2012, 2017; Lebrun et al., 2019), (2) the partnership with the ARVALIS Institute, which monitors the La Jaillière experimental site, and (3) data from reference drainage sites dating between the 1960s and 1980s (Lagacherie and Favrot, 1987; Jannot, 1988).

The data from this last source stem from monitoring experiments managed by INRAE (formerly Cemagref) that test drainage modalities, i.e., what depth, space, or pipes best fit to the field conditions. The combination of these sources yields a database of nearly 200 years of cumulative hydrological records on drained plots in diverse pedoclimatic contexts over a broad plot scale range (e.g., 0.8–700 ha). The resulting extensive data set compiled for hydrological modeling purposes encourages the transferability of this study's findings.

The drainage network of the various study plots is based on similar technical characteristics (see Table 1) composed of PVC perforated and corrugated pipes lying at a depth of 0.85 to 1 m, with an inter-drain spacing from 8 to 24 m. The most widely used method for monitoring drainage discharge consists of measuring the corresponding water level at the drainage collector outlet using a calibration curve fitted at each measurement site, by designing a control section where flow is hydraulically managed. Before the 1980s and 1990s, data were recorded on a paper sheet that followed the motion of a floater linked to the water level. Nowadays, water level sensors (floating systems equipped with ultrasonic measurements) are used, and the data are digitally recorded. To ensure data homogeneity, observed data have been manually assessed by expert judgment in order to highlight periods of suspect data quality; as deemed necessary, the data have been corrected or deleted. The 22 study plots are distributed over three distinct soil textures, namely silty, silty–clay, and clayey. A total of 15 of them are characterized by a silty soil texture that covers most French regions (Fig. 1). The database is more limited with regard to clayey soils, characterized by sites like Saint_Laurent_P2 or Courcival_P3. Some regions, e.g., eastern France, which are strongly characterized by a clayey texture yet with just one clayey site, are not well represented. The SIDRA-RU performance in this region will be estimated from the SIDRA-RU global

performance on clayey soils from the database, comprising 44 years of observed discharges (Table 1). Moreover, some regions with a high drainage ratio, e.g., southwestern France, have no observation points and are therefore not covered by this study. Lastly, the Pseudogley soils are mostly correlated with the silty–clay soils, yet the database does not provide any relevant silty–clay plots. Model performance will thus be estimated by the global performance for all such sites. Each site was defined by the aforementioned technical characteristics (drain depth, mid-drain spacing corresponding to the half-space between two successive drains, and surface area), plus the length of available observed discharge logs and suitability to the split-sample test (Table 1).

Due to a lack of agronomic data, we assume here that growing practices do not affect the subsurface drainage hydrology on the study plots, except in the absence of a tillage technique (Dairon et al., 2017), a situation that is not widespread in France. This assumption is supported by four observations, namely that (1) the subsurface drainage is mainly effective during fall and winter, when the actual evapotranspiration is low; (2) our study investigates drained soils in winter primarily used for winter crops, such as wheat and maize (Zimmer, 1996), so we assume that the studied plots are cultivated every year throughout this season without a fallow period; (3) these crop types impact the subsurface drainage hydrology in a similar manner; hence, annual crop rotation does not add significant bias to the model calibration; and (4) the effect of cover crops (Meyer et al., 2018) has been neglected due to the fact that they were not widely used before 2012 and, for 19 of the 22 sites, the corresponding study periods ended before 2012.

The meteorological data were provided by the SAFRAN database (Vidal et al., 2010), a meteorological reanalysis covering France and supplying both precipitation and potential evapotranspiration (PET; based on the FAO-56 Penman–Monteith PET; Córdova et al., 2015) data on all database-referenced plots. These data are available from 1959 to 2019 at a daily time step and a spatial resolution of 8 km, which is 1000 times greater than the scale of the studied plots. This difference may introduce errors on model outputs, but all such errors are considered to be negligible.

2.3 The SIDRA-RU model

The SIDRA-RU model is a semi-conceptual, lumped model that describes the hydrological processes of artificial drainage systems. This model is based on the principle of rainfall–drainage discharge conversion and uses the rainfall, P , and potential evapotranspiration, PET, to predict water table height and drainage discharge at the drainage network outlet. In total, three modules have been integrated into the current version of SIDRA-RU (see Fig. 2).

First, an evapotranspiration module converts PET into an approximate value of actual evapotranspiration, called corrected evapotranspiration (CET), from the available water

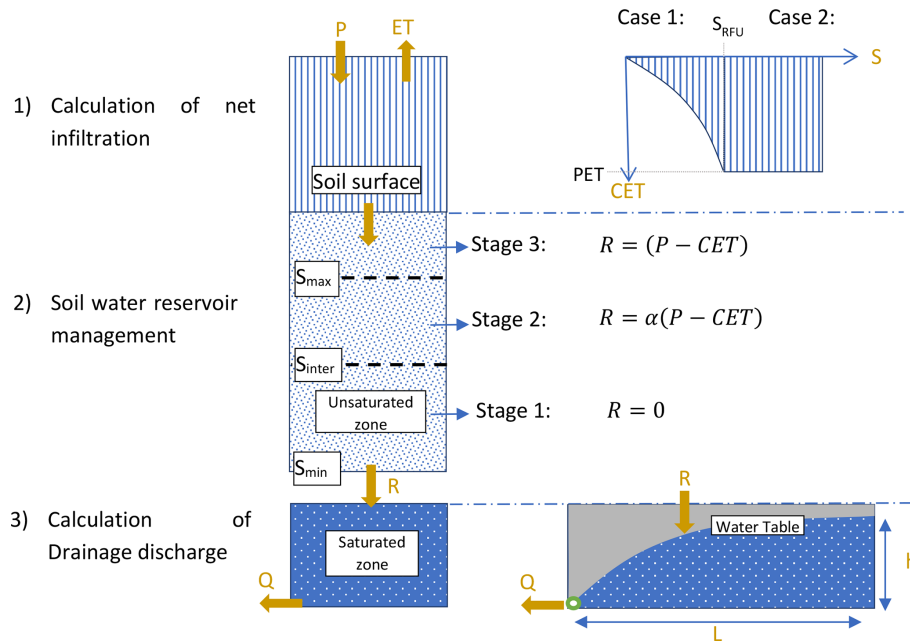


Figure 2. Diagram presenting the various modeling stages of the SIDRA-RU model.

level $S(t)$ in storage to satisfy the evapotranspiration constraint. A S_{RFU} threshold is set, thereby assigning the minimum water level to fully satisfy PET as follows (see Eq. 1):

$$CET(t) = \begin{cases} PET(t) \cdot e^{-\frac{S_{RFU}-S(t)}{S(t)}} & \text{if } S(t) < S_{RFU} \\ PET(t) & \text{if } S(t) \geq S_{RFU} \end{cases} \quad (1)$$

The net infiltration $P_{net}(t)$ is calculated by subtracting $CET(t)$ from $P(t)$.

Second, the RU module, a conceptual storage, calculates the water table recharge term $R(t)$ (millimeters) from the meteorological input and water storage capacity of the soil reservoir. There are two main parameters that control this RU module. On the one hand, the S_{inter} (millimeters) parameter serves as an intermediate threshold of the soil reservoir, defining the water quantity required to generate flow in the reservoir before saturation of the storage as follows (see Eq. 2):

$$S_{RFU} = a \cdot S_{inter} \quad (2)$$

Here, the parameter a is set to 0.4 due to the water capacity being easily available for use by the crops (RFU is for Réserve Facilement Utilisable), representing approximately 60 % of S_{inter} (approximate concept of water-holding capacity) in French drained soils (Tournebize et al., 2015). On the other hand, the S_{max} (millimeters) parameter represents the maximum capacity of the soil reservoir from which the net infiltration is fully converted into $R(t)$. These two parameters constitute an approximate concept of the water-holding capacity of a soil. A total of three stages are to be considered, as follows (Fig. 2):

- Stage 1: $S(t) < S_{inter}$, the water level is too low to allow for the generation of subsurface flows to the drains, i.e., Eq. (2) as follows:

$$R(t) = 0; \quad S(t) = S(t-1) + P_{net}(t). \quad (3)$$

- Stage 2: $S(t) \in [S_{inter}; S_{max}[$, the water level is high enough to partially allow for the generation of water table recharge $R(t)$. The parameter α defines the proportion of $P_{net}(t)$ being converted to recharge $R(t)$, while the remainder updates the water level, i.e., Eq. (3) as follows:

$$R(t) = \alpha \cdot P_{net}(t); \quad S(t+1) = (1-\alpha)P_{net}(t) + S(t). \quad (4)$$

A sensitivity analysis on the SIDRA-RU model has revealed that α is not sensitive to the KGE' criterion (Henine et al., 2021), used in this study as OF (see Sect. 2.4.1) and, moreover, can be set at one-third. Hence, to limit uncertainties relative to the calibration process for a non-sensitive parameter, this approach has been conserved herein.

- Stage 3: $S(t) \geq S_{max}$, water storage is full, i.e., Eq. (4) as follows:

$$R(t) = P_{net}(t) = P(t) - CET(t). \quad (5)$$

Third, the calculated water table recharge $R(t)$ feeds the original SIDRA module (Lesaffre and Zimmer, 1987; Bouarfa and Zimmer, 2000) in order to calculate the water table level $h(t)$ and drainage discharge $Q(t)$ (see Eqs. 5 and 6), in solving a semi-analytical formula derived from the Boussinesq

equation (Boussinesq, 1904). This physically based module is mainly controlled by two parameters, namely the horizontal hydraulic conductivity K (meters per day; m d^{-1}), and drainage porosity μ (–).

$$\frac{dh(t)}{dt} = \frac{R(t) - K \frac{h(t)^2}{L^2}}{A_2 \mu}; \quad h(t+1) = h(t) + \frac{dh(t)}{dt} \quad (6)$$

$$Q(t) = AK \frac{h(t)^2}{L^2} + (1 - A)R(t). \quad (7)$$

It can be noted that surface runoff is considered to be negligible in the model, only contributing slightly to total flow (Kuzmanovski et al., 2015). Furthermore, one of the assumptions made in the SIDRA module was to consider that pipes lie on an impervious layer; thus, all excess water is fully released through the pipes (Lesaffre, 1989). This assumption seems rather reasonable since a large majority of French drained sites lie on such soils, according to the studies carried out on the aforementioned drainage reference areas (Lagacherie and Favrot, 1987; Jannot, 1988; Tournebize et al., 2012, 2017; Tallec et al., 2015; Lebrun et al., 2019). To be completely operational, SIDRA-RU requires information on technical characteristics, such as drain depth P (meters) and mid-drain spacing L (meters) between the drain and inter-drain. Furthermore, due to the aforementioned assumptions dealing with the parameters a and α , a calibration process is only necessary for the following four parameters: K and μ , with the K/μ ratio describing the responsiveness of the system, and S_{inter} and S_{max} from the RU module.

2.4 Methods

2.4.1 Calibration method

Parameter optimization (i.e., calibration) is commonly performed in a hydrological modeling context in order to adapt the hydrological model parameters to the specific study area context. This process is relevant for conceptual parameters since, by construction, they can neither be measured directly nor be easily correlated with any physical characteristics of the studied system. Some of the physically based parameters that are too difficult to measure can also be calibrated.

The model calibration herein has been based on the algorithm implemented in the airGR R package (Coron et al., 2017, 2020) and is composed of two parts. First, a systematic examination of the parameter space provides the most likely zone of convergence, on the basis of a grid-screening algorithm (Mathevet, 2005), according to a given performance criterion (i.e., OF). Each parameter space is defined by its specific distribution and intrinsic statistical characteristics with respect to the soil texture. Second, a steepest-descent local search procedure (Michel, 1991) seeks to improve the OF, beginning with the grid-screening part, and find a more accurate estimate of the parameter set, i.e., with higher model performance.

The hydraulic conductivity K and drainage porosity μ follow a lognormal distribution (Rousselot and Peyrieux, 1977; Kosugi, 1994, 1996, 1999; Rousseva et al., 2017; Ren and Santamarina, 2018). Parameters S_{inter} and S_{max} are conceptual and, thus, not defined by an intrinsic distribution. However, they are similar to the water-holding capacity of a soil, which follows a normal distribution (Vachaud et al., 1985; Brocca et al., 2007; Biswas et al., 2012; Biswas, 2019); consequently, in this study, both S_{inter} and S_{max} are described as following a normal distribution. The mean and standard deviation of each parameter are available in Appendix A. The ones for K and μ were extracted per soil texture from the aforementioned reference drainage areas. The ones for S_{inter} and S_{max} were numerically fixed after many calibration tests.

Various OFs are commonly used in hydrological calibration processes, depending to a great extent on the primary aim of the study. The most widespread OFs are RMSE (Anderson and Woessner, 1992), MSE (mean squared error; Ye et al., 2020), NSE (Nash and Sutcliffe, 1970), and, more recently, KGE (Gupta et al., 2009). Our goal here is to evaluate model performance in order to simulate an entire hydrological cycle and represent the interannual variations in the study plot to produce long-term projections about future drainage hydrology. We have thus introduced the KGE' criterion (Kling et al., 2012), an evolution of KGE that is more relevant than NSE in reproducing internal flow rate variability (Santos et al., 2018). KGE' is defined by three modeling error components, as combined in Eq. (8), as follows:

$$\text{KGE}' = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + (\beta - 1)^2 + (\gamma - 1)^2}, \quad (8)$$

together with the following:

- $r = \frac{\text{cov}(Q_{\text{obs}}, Q_{\text{sim}})}{\sigma_{\text{obs}} \sigma_{\text{sim}}}$ is the Pearson correlation coefficient, which serves to evaluate the error in both shape and timing between observed and simulated flows, with cov being the covariance between observed and simulated flows and σ their standard deviation.
- $\beta = \mu_{\text{sim}}/\mu_{\text{obs}}$ is the bias term, which evaluates the bias between observed and simulated flows, with μ being the mean of observed and simulated discharges, respectively.
- $\gamma = \mu_{\text{obs}}\sigma_{\text{sim}}/\sigma_{\text{obs}}\mu_{\text{sim}}$ is the ratio between observed and simulated coefficients of variation, which serves to evaluate the flow variability bias.

KGE' values range from $-\infty$ to 1. The model performance improves as KGE' increases towards 1. If the reader intends to use the mean flow benchmark as a reference (corresponding to NSE = 0) in order to assess KGE', the target value is $\text{KGE}' = -0.41$ (Knoben et al., 2019). During the model calibration step, the data series over the whole time period was used for each studied plot (Table 1).

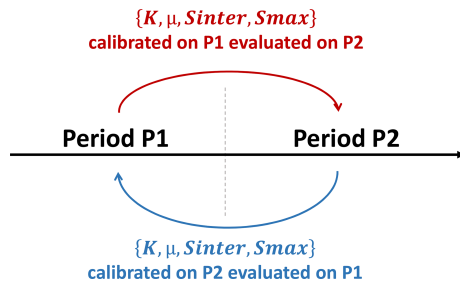


Figure 3. Functional diagram of the split-sample test.

2.4.2 Split-sample test

The temporal robustness of the model proves to be of use when facing a time period different from that chosen for calibration, i.e., enhancing the model's capacity to perform equally well over different and contrasting time periods (Li et al., 2012). This point is particularly important when the model is intended for application under future climate change scenarios (Thirel et al., 2015b).

The choice of evaluation strategy mainly depends on model structure. For lumped conceptual models, a simple split-sample test (Klemeš, 1986) is sufficient to assess the robustness of such a model (Refsgaard and Storm, 1996; Daggupati et al., 2015). The split-sample test, as illustrated in Fig. 3, consists of splitting the data period into two sub-periods (P1 and P2) and then calibrating the model over both of them independently.

Thus, two optimal parameter sets are obtained (one covering P1 and the other P2), with each being tested over the other sub-period (e.g., evaluation sub-period P2 for a calibration over sub-period P1). If the KGE' scores from the evaluation sub-period lie close to the calibration KGE' score, then the model calibration is considered as being temporally robust and independent of the chosen time period.

This test was performed on the records from nine plots showing at least 10 years of time series data (Table 1). These series were split into two equal length periods, and the KGE' scores produced over the calibration and evaluation sub-periods were assessed and compared.

2.4.3 Numerical evaluation criteria

Evaluating and highlighting model performance limitations during the calibration process using numerical scores, such as NSE, RMSE, or KGE criteria, are often recommended, in addition to graphical analysis (Moriassi et al., 2015). However, understanding their evolution is indeed difficult. To overcome this difficulty, a model performance classification by means of a range of numerical score values will help assess the calibration quality.

In subsurface drainage modeling, the bibliography is not exhaustive with respect to KGE' score ranges. The few articles published deal instead with catchment hydrology mod-

eling (Crochemore et al., 2015; Poncelet et al., 2017). Use of the NSE criterion has been detailed more extensively (Moriassi et al., 2007; Ritter and Muñoz-Carpena, 2013; Moriassi et al., 2015); moreover, studies focusing on model calibration using the NSE score in subsurface drainage modeling state that values above 0.5 are considered to be acceptable (Helwig et al., 2002; Tuohy et al., 2018a). Even if a comparison between the NSE and KGE' scores is theoretically incorrect and not unequivocal (Criss and Winston, 2008; Knoben et al., 2019), we are assuming herein that the score ranges using the NSE criterion can be transposed to those using the KGE' criterion. We have decided to qualify the KGE' values as follows: the model calibration using KGE' values greater than or equal to 0.5 leads to “acceptable” model performance. KGE' values ranging from 0.6 to 0.7 are considered to reflect “good” performance, while a KGE' greater than or equal to 0.7 is deemed “very good” performance (Table 2). All KGE' values below 0.5 are considered to reflect unsatisfactory performance.

The model has also been evaluated in terms of its capacity to reproduce annual cumulative discharges, with a direct comparison conducted between observed and simulated flow rates using both the linear correlation coefficient R^2 (Bailly and Carrère, 2015) and the associated linear regression equation.

3 Results

3.1 Model performance after calibration

Table 1 lists the performance over the entire calibration period obtained from all 22 sites, and Table 2 classifies the model performance from each soil texture according to the score ranges. Performance varies across the three soil textures, with both unsatisfactory KGE' values, e.g., for the Courcival_P3 site, and some very good KGE' values, e.g., Parisot. For 21 of the 22 referenced plots, the calibration KGE' lies above 0.5, thus revealing at least acceptable KGE' values. The silty plots show values ranging from 0.54 to 0.83, including the best model performances, such as the La_Jaillièrè_P4 plot, with a KGE' of 0.83. They include three acceptable scores, reaching good levels for six of them and very good levels for another six. The silty-clay plots exhibit relatively homogenous KGE' values, ranging from 0.54 to 0.76. As regards the clayey plots, KGE' values display a wider range than on the silty-clay plots, i.e., from 0.44 at the Courcival_P3 plot to 0.76 at Saint_Laurent_P2, but the model performance remains at least acceptable on most of them (including one being very good). Courcival_P3 is the only one indicating an unsatisfactory KGE' value.

The La_Jaillièrè_P4 plot is used as an example to illustrate the temporal comparison between observed and simulated discharges over 16 years (see Fig. 4). These same graphs are available in Appendix B to illustrate the case of a silty-clay

Table 2. KGE' calibration scores.

KGE' value range	Scores	Number of plots	Silty soils	Silty-clay soils	Clayey soils
< 0.50	Unsatisfactory	1	–	–	1
[0.50–0.60[Acceptable	6	3	1	2
[0.60–0.70[Good	6	6	–	–
≥ 0.70	Very good	9	6	2	1
Total	–	22	15	3	4

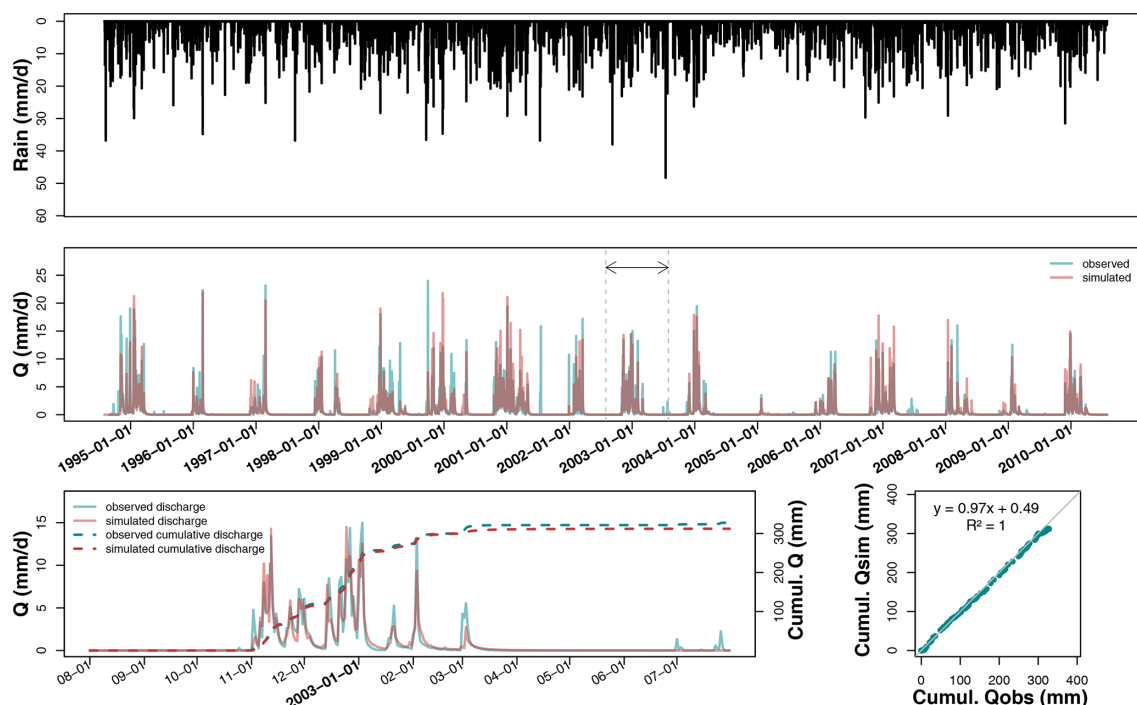


Figure 4. Hydrograph on La_Jaillière_P4 after calibration over the entire available record, plus a magnification of hydrological year 2002–2003 and the associated temporal and direct comparisons between observed (blue curve) and predicted (red curve) cumulative discharges.

soil at La Bouzule_P2 and in Appendix C for the case of a clayey soil at Saint-Laurent_P2.

Figure 4 shows that the simulated discharges are in good agreement with observations in terms of both seasonal dynamics (dry and wet season alternation) and cumulative distribution. Rainfall series are not directly correlated with discharge, as some rainfall events appearing from September to November do not systematically lead to subsurface flow. However, winter rains typically turn into discharge after a period of 1 or 2 days. A graphical analysis shows that simulated drainage discharges generally start in the same period as the observed discharge, with various delays depending on the soil type.

During hydrological year 2002–2003, the drainage season starts on the same day for both simulation and observation (i.e., 1 November). In 2002–2003, the maximum observed drainage discharge lies close to 15 mm d^{-1} , versus a lower simulated peak of 12 mm d^{-1} . The SIDRA-RU model

correctly predicts the temporal evolution and magnitude of drainage discharges while accurately delimiting the drainage seasons. The simulated peak flows closely match the observed ones. Peak flows often tend to be underestimated in simulation by a few millimeters per day (hereafter mm d^{-1}), although the timing is usually well estimated. On the whole, the dry periods are well represented by the model. Drying times are a bit longer for the simulations but typically lie within a few days of observations. Note that spring flows are sometimes not well simulated, as was the case in February 2001 and July 2006.

The capacity of the SIDRA-RU model to represent the water balance has also been assessed. Figure 4 shows that the simulated cumulative drainage discharge over March 2002 lies close to the observed discharge, with a slight underestimation of 10 mm, i.e., below 3% of the annual drained water balance relative to 350 mm. The linear regression between observed and simulated cumulative discharges yields

an equation close to a 1 : 1 equation, with an R^2 of 1, leading to the assessment that the water balance is fully respected over this year on the La_Jailli re_P4 plot, in terms of both time and total quantity.

Unlike at La_Jailli re_P4, the SIDRA-RU model at the Courcival_P3 plot (see Fig. 5), which lies on a swelling clayey soil, shows larger discrepancies between observed and simulated discharges on the plots. The red and blue curves do not coincide on a significant portion of the logs. From 1985 to 1995, simulated discharges often started later than the observed ones, with delays ranging approximately from 2 weeks to 2 months. The start of the drainage season is defined here when significant discharges appear.

The plots for the cumulative drained discharge in 1992–1993 reveal that the annual drained water balance diverges by +3 mm from simulations, but the linear regression indicates a slope equal to 1.1, which is quite high and, moreover, shows that the cumulative discharges have not been well simulated.

Figure 6 provides a comparison between the predicted and observed total cumulative discharges on each plot and for each hydrological year, as classified by soil texture. The linear regressions lie close to the 1 : 1 equation, with an R^2 above 0.9 for all three textures, thereby indicating that SIDRA-RU is representing the water balance at nearly all times. However, Fig. 6 does show a few discrepancies between prediction and observation, especially on the silty plots, with a deviation in the simulated cumulative discharge of 300 mm. These same observations are drawn on clayey soils, with the same discrepancies and a smaller data set.

In order to use the SIDRA-RU model for a long-term prediction of agricultural drainage management in France, the model must first be able to reproduce both high and low drainage discharges. Figure 7a depicts the differences in the Q_{05} quantile between observed and simulated drainage discharge. This quantile represents the values under which the annual drainage discharge occurs 5 % of the time; it is used in order to evaluate low flows. The Q_{95} analysis (Fig. 7b) result, under which the annual drainage discharge occurs in 95 % of the cases, serves to evaluate high flows. Figure 7c displays an analysis of the average discharges (Q_{mean}). This Q_{mean} analysis is then applied to each hydrological year of each plot on the nonzero flows, thus reducing the predicted drainage discharges by the observed ones; results are classified by texture, using box plots (Tukey, 1977). Regarding the Q_{05} quantiles (Fig. 7a), results show that, for the three textures, bias between simulated and observed Q_{05} ranges from -0.020 to 0.030 mm d^{-1} , with some extreme points (mainly on the silty texture). The medians of biases all lie close to zero as well (from -0.002 to 0.002 mm d^{-1}), thus revealing that the model correctly predicts low flows. Regarding the Q_{95} quantiles (Fig. 7b), the median values are once again close to zero (from -0.247 to -0.040 mm d^{-1}); however, the ranges of the Q_{95} biases lie above those of the Q_{05} quantiles. On silty soils, the box plot limits of Q_{95} biases range from -1 to $+0.5 \text{ mm d}^{-1}$, and the whiskers range

from -3 to $+3 \text{ mm d}^{-1}$. Similarly, for silty–clay soils, the Q_{95} biases vary from -3 to -2 mm d^{-1} ; the discrepancies are larger on clayey soils, where the Q_{95} biases vary from -4 to $+4 \text{ mm d}^{-1}$.

Figure 7c shows that the box plot medians for the Q_{mean} biases also lie close to zero (from 0.007 to 0.057 mm d^{-1}). The Q_{mean} biases range from -0.5 to $+0.5 \text{ mm d}^{-1}$ for silty soils, from -0.3 to $+0.6 \text{ mm d}^{-1}$ for silty–clay soils, and from -0.8 to $+0.9 \text{ mm d}^{-1}$ for clayey soils. SIDRA-RU performs at a level of good agreement with respect to the average drainage discharges. The deviation on Q_{mean} biases is higher on clayey soils, thus reflecting the greater difficulties of the SIDRA-RU model in simulating Q_{mean} on this texture.

3.2 Model robustness

The KGE' values obtained during the evaluation period were then compared to those found during the calibration period, as illustrated in Fig. 8.

For starters, this figure shows that all points are located under the line $y = x$, informing, therefore, that all evaluation KGE' values from a specific period are always less than the calibration KGE' values from the same period. Moreover, Fig. 8 indicates that the deviations differ according to soil texture.

On silty soils, the maximum variation is observed at Melarchez (the largest studied site, with 700 ha), with KGE' values varying from 0.66 to 0.55 over the second sub-period (Table 1), yet the evaluation and calibration KGE' values are similar on four of the silty plots over both sub-periods. Furthermore, the evaluation KGE' values on silty soils remain at least acceptable. Results are similar for the silty–clay soils, which feature validated KGE' values close to the calibration values. The deviations in KGE' values are more significant on clayey soils. Indeed, KGE' varies from 0.75 to 0.58 at the Saint_Laurent_P2 site, i.e., a score going from very good to acceptable. Saint_Laurent_P2 is the only clayey plot that remains at least acceptable, according to Table 2. On the La_Bouzule_P1 plot, the KGE' value is reduced from 0.52 in calibration to 0.31 in validation. However, the results of Fig. 8 show that KGE' deviations on clayey soils are less than 0.21.

A graphical comparison between the predicted drainage discharges, calculated using the evaluation parameter set, and the observed discharges helps assess model robustness, as depicted in Fig. 9 at La_Jailli re_P4 during the 2002–2003 hydrological year. The calibration simulations use the parameter set calibrated over sub-period P2 (including the 2002–2003 season), while the evaluation simulations use the parameter set calibrated over sub-period P1. Figure 9 indicates that both calibration and evaluation drainage discharges lie close to the observed levels. The peak flows from both simulation curves have been superimposed on the main part of the drainage season; hence, the evaluation parameter set performs well over the studied time period.

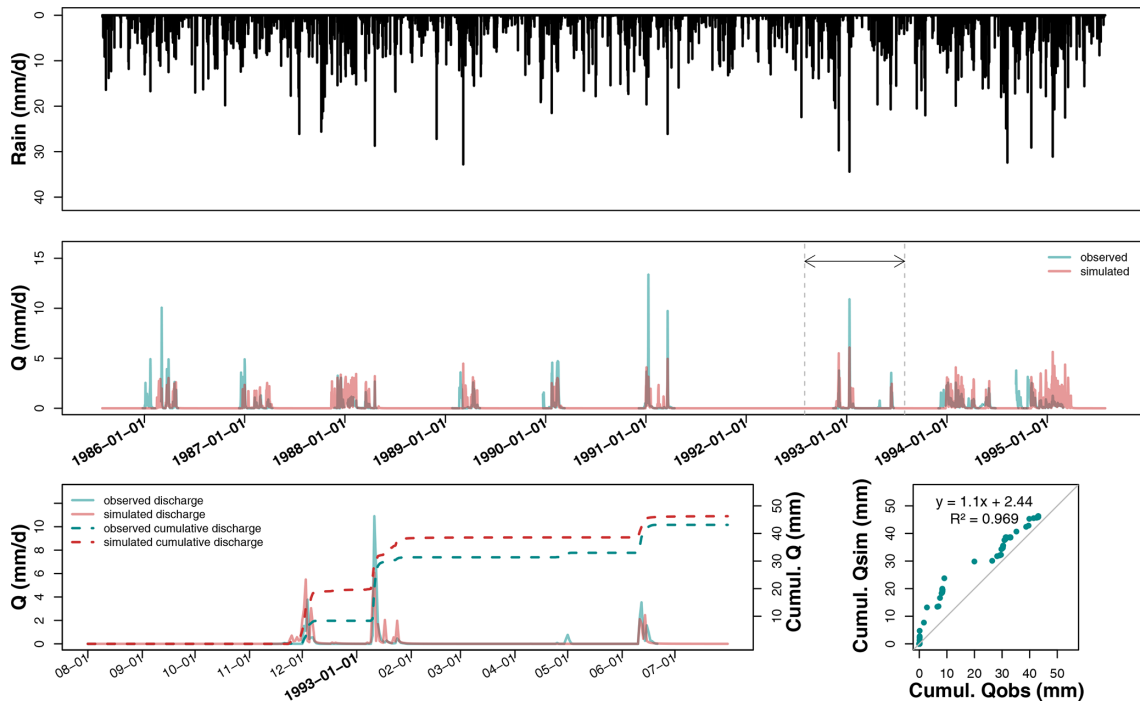


Figure 5. Hydrograph on Courcival_P3 after calibration over the entire available record, plus a magnification of the hydrological year 1992–1993 and the associated temporal and direct comparisons between observed (blue curve) and predicted (red curve) cumulative discharges.

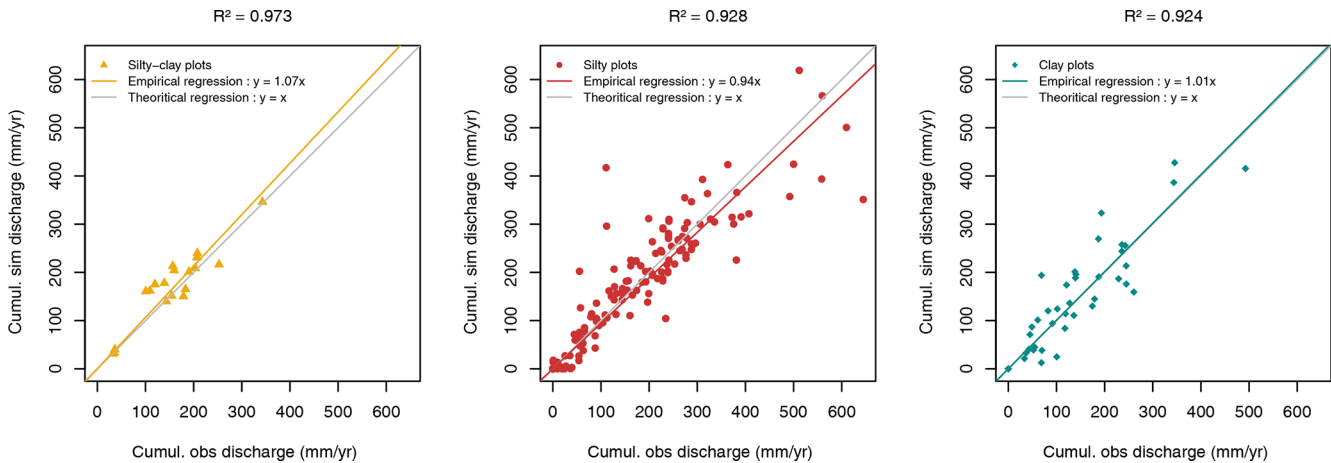


Figure 6. Comparison of the drained annual discharges between simulation and observation – each point represents the drained water quantity from a hydrological year for a given site, and all points have been classified by texture.

Differences between the two simulations only exist at the beginning of the drainage season, as strongly controlled by the RU module. The drainage season appears to start on the same day, according to both simulation curves, but the discharge magnitude during the first few days differs from one simulation to another. This same graphical approach has been used on a clayey soil available in Appendix D for Saint_Laurent_P2 during the 1982–1983 season. These observations are similar to the previous ones on La_Jaillière_P4.

Similar observations have also been recorded on the cumulative discharges (Fig. 9), which display an identical behavior, except for a gap between two predicted flows appearing at the start of the drainage season, and have tended to remain so throughout the year. A direct comparison of the cumulative flows between observation and simulation yields linear regressions near the 1 : 1 equation, with an R^2 of 0.999 in evaluation and 1 in calibration. This result attests to the water balance in the calibration being close to that in evaluation. These same results are listed in Appendix D for

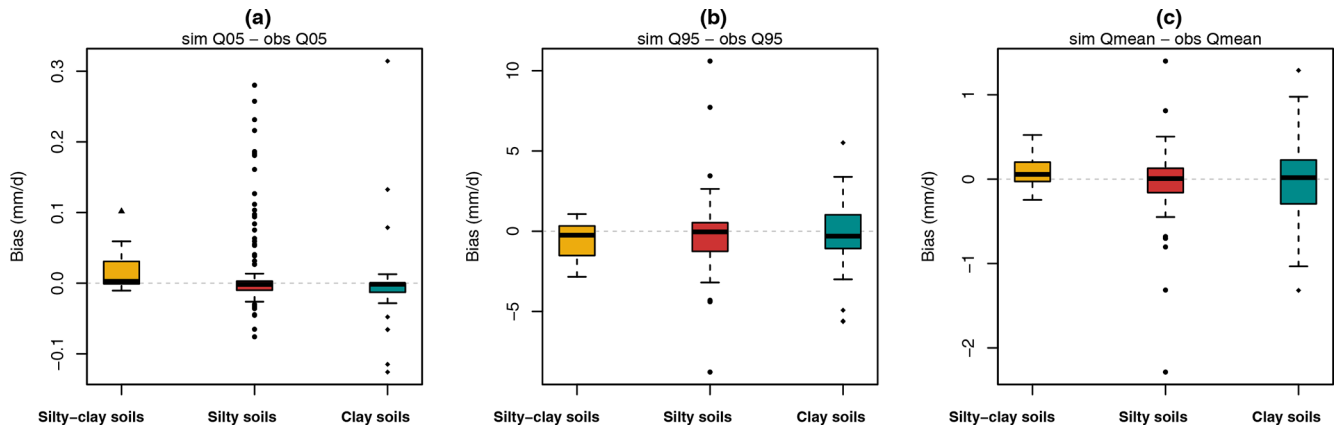


Figure 7. Differences between prediction and observation of low (Q_{05}), high (Q_{95}), and average (Q_{mean}) flows. Each hydrological year from each site has been independently considered. Results are compiled by soil texture as follows: 142 points for silty soils, 17 for silty-clay soils, and 44 for clayey soils.

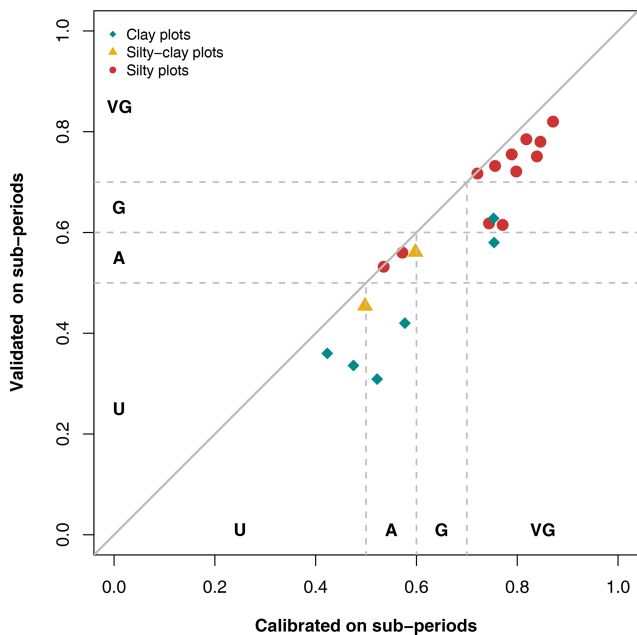


Figure 8. Comparison between the KGE' values assessed over the calibration and evaluation periods on the nine plots used for the split-sample test, where U is unsatisfactory, A is acceptable, G is good, and VG is very good.

Saint_Laurent_P2. With the exception of the deviation at the beginning of the curves due to an early evaluation start, the curves are parallel. The water balances are similar when using either parameter set.

The use of the split-sample test for model calibration raises the question of parameter set similarity between the two calibration periods across all sites studied. Figure 10 illustrates how each of the four parameters (K , μ , S_{inter} , and S_{max}) evolves, depending on the two calibration periods. Each study site has been labeled in Fig. 10 with the avail-

able corresponding index from Table 1. Results indicate that hydraulic conductivity K is the least-changing parameter between the two periods.

One of the two extreme outlier points corresponds to Melarchez (point S4), where K changes from 1.46 m d^{-1} for sub-period P1 to 1.75 m d^{-1} for sub-period P2, thus demonstrating that hydraulic conductivity values remain within the same order of magnitude. Similar results were found for drainage porosity μ , with seven of the nine sites lying very close to the 1 : 1 line, thus confirming the similarity of both calibrated μ values. La_Bouzule_P1 (i.e., C1; Fig. 10) displays the strongest deviation, from 0.03 in P1 to 0.01 in P2, which is nonetheless a small variation and acknowledges that μ is conserved between both sub-periods.

Soil reservoir parameters S_{inter} and S_{max} are those exhibiting the greatest change between the two calibrated parameter sets, and in a very similar pattern. Among the nine sites, six show a deviation of less than 40 mm on S_{max} , which seems to be acceptable. However, for the three other sites, i.e., Melarchez (S4), La_Bouzule_P1 (C2) and Saint_Laurent_P2 (C3), deviations range from 50 to 150 mm, indicating larger deviations for both conceptual parameters, especially on clayey soils. These observations are consistent with those derived from Fig. 8 for La_Jaillièrè_P4 and from Appendix D.

4 Discussion

4.1 A representative database

The literature (Perrin, 2000; Coron et al., 2012; Montanari et al., 2013; Thirel et al., 2015a) suggest that, when assessing generalizable hydrological models, the aim typically consists of determining the ability of a model to reproduce the hydrological behaviors of various study areas. The larger the database, the more reliable the study because the model is being evaluated over a wider diversity of geological and cli-

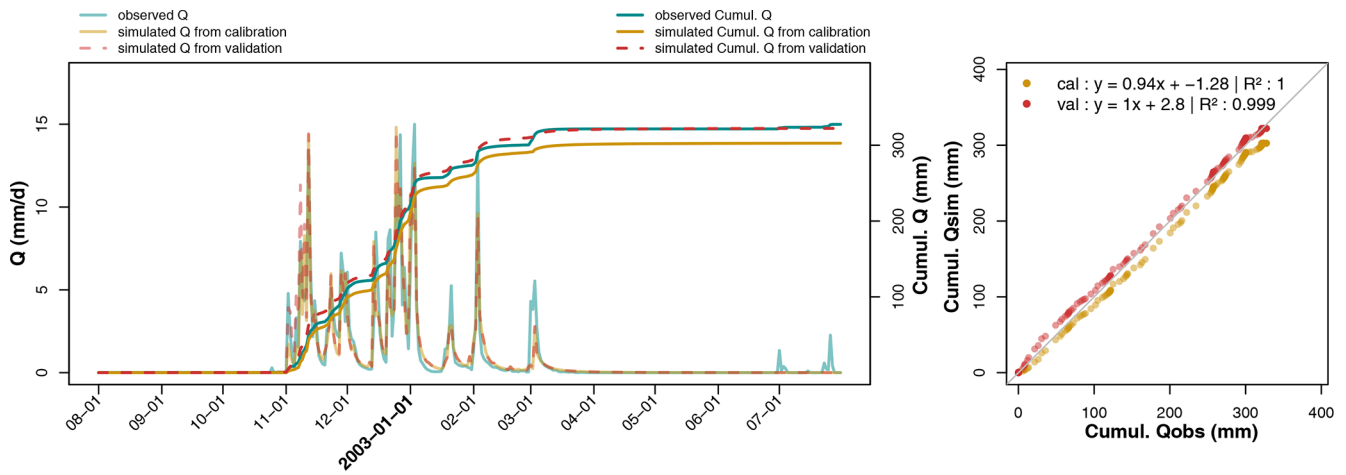


Figure 9. Hydrographs of observed and predicted discharges on calibration (parameter set derived from sub-period P2) and evaluation (parameter set from sub-period P1) recorded at La Jaillière in 2002–2003. Predicted cumulative discharges are directly compared to observations.

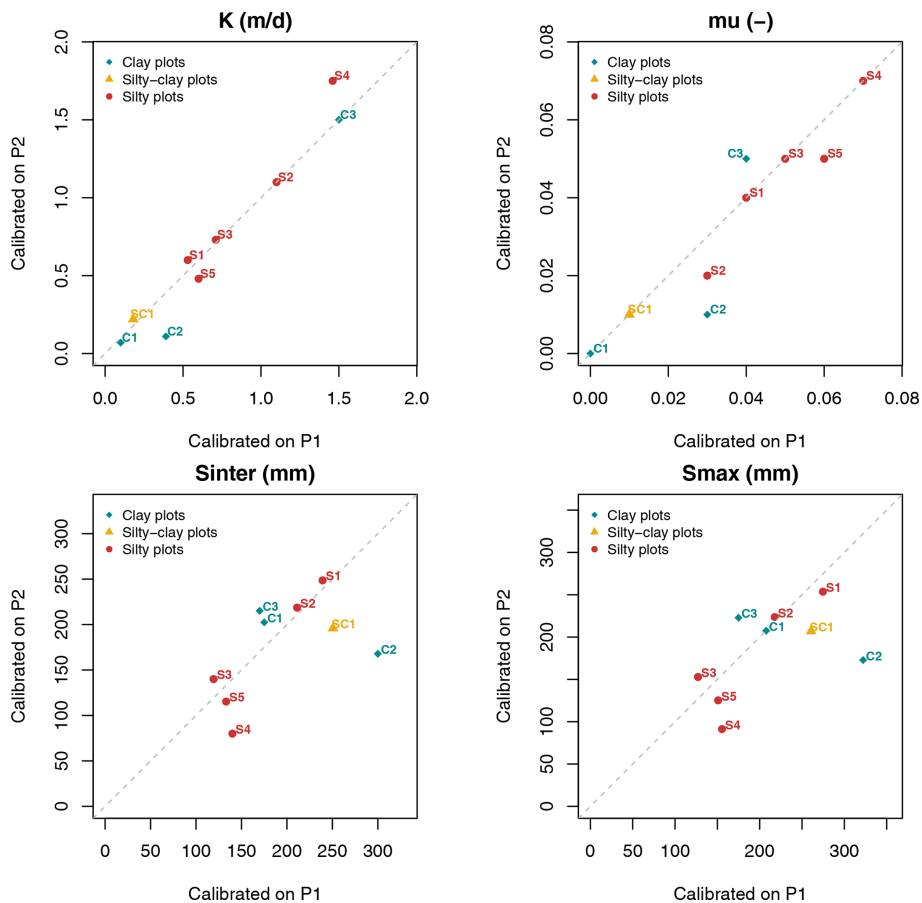


Figure 10. Comparison of parameter sets from both calibration periods (sites are referenced by their associated index, as shown in Table 1).

matic contexts (Gupta et al., 2014). To the best of our knowledge, however, in drainage modeling, the models are often evaluated on a short-term database, with just a few years on a few sites, e.g., DRAINMOD (Skaggs et al., 2012), MACRO (Jarvis and Larsbo, 2012), ADAPT (Gowda et al., 2012), and SWAT (Arnold et al., 2012). This lack of data limits the opportunities to test models in various soil types and, moreover, prevents the assessment of the relevance of models over a broad array of spatial scales.

The database used in this study was specifically built to assess the performance of a drainage discharge model on a larger data set. In total, 22 experimental sites were compiled, accounting for nearly 200 hydrological years spread over the main drainage areas in France, on contrasting soil types and in different pedoclimatic settings, featuring an extensive plot-scale range. This database has been classified according to three main soil textures (silty, silty–clay, and clayey) using available drainage discharge data. Not all regions with a high drainage rate are well represented; however, 80 % of French drained soils do have silty soil textures, as represented by the majority (15 of the 22 plots) in the database. The real advantage of this database is the ability it offers to apply the model to referenced sites that represent a large majority of France's drainage diversity. This topic accounts for both the originality and key contribution of this study.

4.2 A parsimonious hydrological model

The diversity of the database introduced requires a model that operates correctly and in accordance with each site's specific conditions, i.e., as generalizable as possible. In this context, a physically based model is theoretically better suited. However, this kind of model is generally composed of many parameters representing the complexity of a study site, such as current crop, root depth, saturated water content (i.e., unsaturated one), hydraulic parameters, or water-holding capacity. Using such a model on a large database requires providing all these characteristics for each site, which is in practice very difficult because the measurement technics are globally expensive. The calibration might be useful, but it is time consuming due to the large number of parameters. Conversely, a simple model like SIDRA-RU offers significant advantages, as it requires little information and faster calibration, thus becoming in practice suitable for generalizing. The model is lumped and, initially requiring the calibration of six parameters, the assumptions made in this study allow us to reduce this number to four parameters. Compared to the original SIDRA model (Lesaffre and Zimmer, 1987), the current version simulates continuous discharges over several hydrological years, thus simulating both wet and dry periods. The calibration process only necessitates brief rudimentary knowledge of the soil texture, used here as a priori input data to establish the model parameter distributions. Regarding input variables, the model requires rainfall and PET data at a daily time step to predict the drainage discharge. Managed in con-

junction with the SAFRAN climate database to satisfy data needs across France, SIDRA-RU can easily be launched on all drained areas throughout the territory.

4.3 SIDRA-RU model performance

Once calibrated, the model shows a performance ranging from acceptable to very good on all sites, judging from the KGE' value, except for clayey soil. The model provides accurate simulations on small plots (0.8 ha at Parisot_P2) and on large plots (700 ha at Melarchez). In comparing the SIDRA-RU performance with that of other models tested in more local studies (Gowda et al., 2012; Skaggs et al., 2012; Muma et al., 2017; Revuelta-Acosta et al., 2021), SIDRA-RU exhibits an equivalent simulation quality. For a vast majority of simulations carried out by the model, the observed annual water balance is indeed reproduced with a good agreement. These performances are close to those obtained using pure physical approaches, like the models RZWQM (Ma et al., 2007) and ADAPT (Sands et al., 2003). Moreover, this congruence in annual cumulative water quantity between observation (integrating drained discharge and runoff) and simulation (without runoff) validates the assumption that considers runoff to be negligible, according to the conclusions of Kuzmanovski et al. (2015). Similarly, this result validates the assumption made regarding the fact that a large majority of drained soils lie on an impervious layer, hence authorizing us to neglect the recharge to groundwater. This result also supports the assumption made regarding the fact that the effect of the current crop growth is neglected as long as subsurface drainage occurs mainly in winter on non-fallow soil. Also, the SIDRA-RU model allows the simulation of the temporal variation in drainage discharge for both dry and wet periods; moreover, flood peaks are simulated on time, as are recession periods, thus offering a performance comparable to that of more complex models, e.g., DRAINMOD (Skaggs et al., 2012), CATHY (Muma et al., 2017), and RZWQM (Jiang et al., 2020a). Overall, the simple design of the SIDRA-RU model allows the achievement of a performance at least as good as that found in current models, like MACRO, on the La Jaillière plot (Kuzmanovski et al., 2015), or WEPP (Revuelta-Acosta et al., 2021).

Let us note, however, that some peak flows have been slightly underestimated. This behavior is generalizable and has been observed on most database sites. However, the phenomenon varies from one site to another without any clear relationship with any soil characteristic and mostly depending on the calibration quality. One explanation might be that the SIDRA-RU model is calibrated on both high and low drainage discharges, as represented by a unique parameter set, which consequently introduces biases. These biases become more significant on extreme discharges. Furthermore, the missed variations sometimes lead to missing the beginning of the drainage season. During some hydrological years, the observed drainage discharge starts before water

level in the soil reservoir reaches the S_{inter} threshold during simulation. Indeed, a rainfall event appearing from August to October is not specifically converted to discharge every time, mainly due to the nonlinear processes controlling the precipitation–discharge transformation. Furthermore, the assumptions related to SIDRA-RU, e.g., neglecting lateral communication with other plots of land, might also be responsible for this phenomenon. This early start might prevent the complete filling of the annual water balance. However, deviations in this indicator remain minor in the large majority of the cases, i.e., from 5 % to 10 %, and produce no significant consequences on long-term studies.

Regarding the split-sample test, results first showed that evaluation KGE' values were all lower than calibration KGE' values from the same period. This finding seems to be normal and assesses the consistency of the test, since an evaluation parameter set will normally always yield a lower KGE' value than the one obtained from the calibration set, thus corresponding to the best result, depending on the chosen OF (here the KGE' criterion). Second, performances using calibration parameters from both sub-periods are similar across all sites, with the evaluation KGE' values being close to the calibration values and, moreover, remaining quite good, especially on silty and silty–clay soils. Performance is lower on the clayey soils, while still remaining acceptable when considering the difficulties the model experiences on clayey soils during calibration. The drainage discharge behaviors are similar as well, as logs from both evaluation and calibration simulations do merge on most occasions with equal water balances. These results attest to the temporal robustness of the SIDRA-RU model on the studied textures, which represent the largest proportion of drained areas in France.

4.4 Calibration consistency

Another important analysis is the consistency of model calibration. The SIDRA module actually solves a simplified formula derived from the Boussinesq equation and requires a good estimation of both hydraulic parameters, namely hydraulic conductivity K and drainage porosity μ . Thus, model calibration is only reliable if the calibrated K and μ are probable according to the case study soil type. Figure 11 compares the distribution of the calibrated values of silty plots with the distribution obtained using the measured values of K and μ during tests conducted on reference silty drainage sites. The theoretical curves have also been drawn according to these distributions, using the mean and standard deviation of each sample while following a lognormal law. The database provided only allows the assessment of the quality of the calibration on silty soils since 15 sites are referenced for this particular texture. On both of the other soil textures, only three sites are available for silty–clay soils and four for clayey soils, which is insufficient to compare the calibrated values to a reference base, hence constituting a limitation of this study.

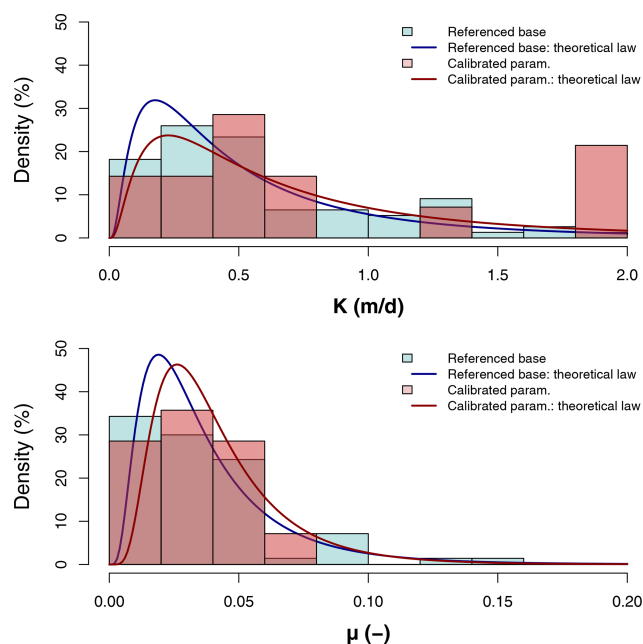


Figure 11. Distribution of K and μ from calibrated values on silty soils vs. values extracted from reference drainage sites placed on silty soils.

Regarding hydraulic conductivity K , some divergences exist between the reference base and the calibrated values, especially for the highest hydraulic conductivity values, i.e., close to 2 m d^{-1} . However, over the remaining range of values, the histograms from the calibrated K are congruent with the one from the reference drainage tests. The theoretical laws are also similar between the reference base and calibrated values, even though the curve derived from the calibrated value shows a higher standard deviation due to high hydraulic conductivity values. Despite some discrepancies, the distribution of calibrated K values for silty soils seems to be reliable on the basis of soil type. As for μ , the same method has been applied (Fig. 11); the histograms and theoretical laws do match, thereby concluding that the calibration process reliably estimates μ as well. The split-sample test confirms this analysis, showing that K and μ from silty sites are conserved from both calibration sub-periods. Each K and μ value seems to be calibrated with a robust and consistent data point, attesting to the relevance of calibration on the physically based module.

As regards S_{inter} and S_{max} , these parameters are conceptual, and no observed data can be used as a reference to define their statistical distributions. Furthermore, even if they were to constitute a conceptual approach of the water-holding capacity, soil texture is insufficient as a description, and no distributions can be determined based on the database classification employed. One solution might consist of comparing the S_{inter} and S_{max} of each site with the associated actual value of the water-holding capacity; however, the database

does not provide this information for every experimental site, and measuring it in situ would be very expensive and, thus, infeasible. Nevertheless, it can be noticed that the range of values of S_{\max} are consistent with water-holding capacities of those kinds of soils, ranging from 70 to 200 mm for 1 m depth of soil.

4.5 Weaker performance on clayey soils

On non-deformable clayey soils, such as Saint_Laurent_P2, SIDRA-RU produces a good performance. However, at Courcival_P3, a plot lying on a deformable swelling clayey soil, the SIDRA-RU performance is significantly poorer. As such, the latter does not constitute an exception in the drainage modeling community. Indeed, the literature identifies clayey soils as being a recurring problem for drainage modeling (Robinson et al., 1987; Snow et al., 2007), especially in mole drainage, as currently practiced on heavy clayey soils and swelling clays (Jarvis and Leeds-Harrison, 1987; Tuohy et al., 2016). This finding is mainly due to a difference in hydraulic characteristics between silty soils, on which the model design is primarily based, and heavy or swelling clayey soils. The latter are characterized by natural pedological deformations, like soil surface fracturing, which lead to preferential flow zones before saturation (Beven and Germann, 1982; Jarvis and Leeds-Harrison, 1987). The horizontal soil profile is no longer homogeneous, which contradicts one of the main hypotheses of SIDRA. Moreover, agricultural practices like plowing exacerbate this phenomenon and, therefore, affect soil porosity. One way to improve the results at Courcival_P3 would be to artificially locate the pipe at a depth of 30 cm instead of the current 90 cm.

Another critical assumption of the SIDRA module is the elliptical shape of the water table; this assumption facilitates the numerical resolution of the Boussinesq equation. As regards heavy clayey soils, this hypothesis is no longer suitable, since the water table shape evolves towards a rectangular structure (Fig. 12). This phenomenon is due to the very low hydraulic conductivity (Robinson and Rycroft, 1999; Skaggs et al., 1999), which, for SIDRA-RU, is difficult to integrate. Furthermore, the water table level drops when approaching the drain because the soil has been turned over on this profile in order to bury the drain, like for the aforementioned natural pedological deformations.

Furthermore, the issues observed on clayey soils are specifically significant at the start of the drainage season. At Saint_Laurent_P2, delays occur more frequently than on silty soil, so the more the plot is defined by heavy or swelling clayey soil, the longer the delay. At Courcival_P3, these delays were of the order of 1 month. The RU module design partially addresses this problem by generating a soil profile recharge before saturation, but this issue remains a major limitation of the model, i.e., the more clayey the soil, the poorer the model performs. A soil is considered to be mainly clayey once the clay fraction exceeds 35 % (Richer-

de-Forges et al., 2008), which can be defined as the limit beyond which good model performance is no longer guaranteed.

Some models show their efficiency when simulating drainage discharge on such soils. Among them, there is the MACRO model which showed its efficiency in simulating drainage discharge in Europe, including structured soils like heavy clayey soils (Köhne et al., 2009). However, these models are based on a more physically oriented approach than SIDRA-RU. Building on this type of concept would probably improve the latter in simulating drainage discharges on clayey soils but might undermine its generalist nature.

4.6 A less robust RU module

Another limitation of this model is that the RU parameters are slightly less temporally robust than the SIDRA parameters, showing fewer stable values between calibration sub-periods than the SIDRA parameters. This issue might originate from dependencies of the RU module on interannual meteorological variations. The S_{inter} parameter represents the soil storage threshold that allows the model to initiate each drainage season. Compared to a common hydrological period without too many extreme discharge events, a dry calibration period, defined by a larger occurrence of dry events on a same period due to climate conditions, increases S_{inter} values; hence, the model stores a larger quantity of water, delaying the start of the drainage season. Conversely, a wet calibration period will tend to decrease S_{inter} in anticipation of the start of the drainage season. Regarding Courcival_P3, the split-sample test showed that S_{inter} evolved from 175 mm in 1986–1990 to 202 mm in 1990–1995, a dry period (see Fig. 5). Consequently, if the two sub-periods are meteorologically contrasted, S_{inter} (also as S_{\max}) will differ from the two calibrated parameter sets. One solution might be to consider the S_{inter} parameter as being a variable to be adjusted according to the meteorological conditions of the previous year and to soil parameters, e.g., whereby the actual water-holding capacity is defined as a new parameter. Clayey soils intensify this robustness issue due to weather fluctuations exacerbating the formation of preferential flow zones.

4.7 Interpretations bounded by choices

Another point we wish to discuss deals with the dependency of the aforementioned interpretations on the conditions and choices involved in conducting this study. We noted above the lack of data in the database used for certain French regions. Making assumptions, e.g., grouping soils by categories, to address this weaknesses would then offer a good alternative yet still be dependent on arbitrary decisions. Adding reference sites could complete and significantly improve the SIDRA-RU model robustness analysis.

Moreover, the model is based on some rather important assumptions, such as neglecting both the surface runoff and

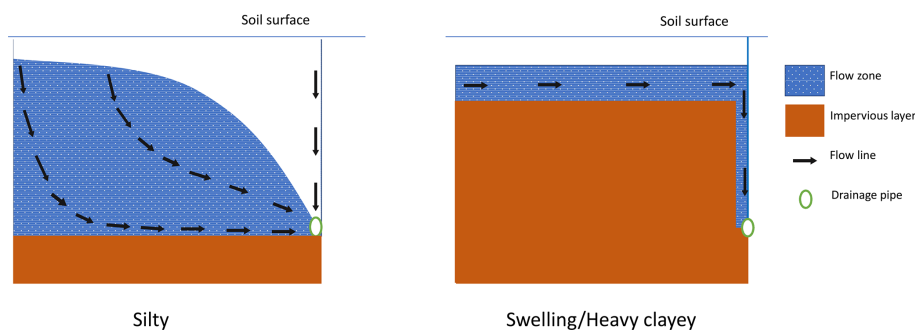


Figure 12. Evolution of the water table shape between a silty and a heavy clayey drained soil, adapted from Bouarfa and Zimmer (2000) and Branger et al. (2009).

recharge to groundwater, or the ones made on the parameters a and α , which limit its field of application. Indeed, even if these assumptions do seem to be acceptable on sites used to represent French subsurface drainage, up to now there is no evidence of their relevance on other sites. This limits the use of SIDRA-RU to the specific conditions outlined herein. Nonetheless, it should be noted that SIDRA-RU may be used without this assumption, in integrating the depth infiltration with Hooghoudt's equation, according to the principle of equivalent depth (Zimmer, 1992). A term, D_s , designating the deep seepage rate, is introduced in the Boussinesq's equation to reduce the recharge rate to the drains.

Furthermore, the choice of calibration process drives the calibration results based on study goals. We have implemented herein a grid-screening algorithm that assigns the best combination of parameters according to their respective distributions, coupled with a step-by-step algorithm. This approach has the advantage of being theoretically entirely automatic and, thus, eliminates the subjective aspect of calibration; however, external decisions influencing results are still necessary.

As an example, in order to track the main purpose of this study, SIDRA-RU is calibrated using the KGE' criterion as its OF, in combining three criteria (Kling et al., 2012), for a relevant approach to properly represent the interannual variability in drainage discharge. However, if this model is to be used for another purpose, like predicting drainage season initiation, then the KGE' criterion might not be the most efficient OF. This statement highlights the fact that the SIDRA-RU model is robust with respect to KGE' , yet nothing proves to be the same for other OFs or purposes.

The distribution functions of each model parameter are required for the calibration, which in this case depends on the decision to classify soils based on their texture. Regarding K and μ , these distributions are established from measured data extracted from the reference drainage tests conducted in the 1980s, as mentioned above. These measurements are subjected to uncertainty, depending on both the number of measurements and the method employed; they constitute a significant source of error. We also mentioned above that

classifying a soil by its texture alone is a major assumption and one that distorts the distributions. Consequently, the calibrated parameters, constrained by the distributions a priori defined, might be biased due to an overly wide range of referenced values that bias the mean and standard deviation, as shown in Fig. 10 on silty sites. This problem is particularly worrisome since both those parameters are physical, making it prohibited to set outliers.

Driving the distribution with realistic value ranges at each site can prove to be a relevant solution. For example, if we consider that, on a specific soil, K might be included within a smaller value range, according to information obtained from the study site, then the calibration might lead to a more realistic value of K . This strategy reduces the risk of extracting parameters with secondary optima, and moreover, calibration accuracy is refined. However, better knowledge of the soil characteristics is required, with the assumption that by knowing the reliable ranges, calibration becomes semi-automatic, thus introducing an arbitrary decision-making factor into the process. In addition, this supplementary knowledge requires relatively complete databases of drained plots, which, as previously discussed, constitutes a persistent issue.

4.8 Coupling with modules to simulate pollutant leaching

In the perspective of long-term management on drained plots, predicting flows in order to better monitor the use of agricultural pollutants is a major concern due to pollutant transfers occurring with drainage flow (Kladivko et al., 2001; Trajanov et al., 2018). Thus, a good model can be used as a decision-making tool, for example to restrict pollutants' application during flow period for the case of pesticides (Lewan et al., 2009; Zajíček et al., 2018; Kobińska et al., 2020). Indeed, using water content as an indicator to anticipate the start of drainage flow in order to reduce pesticide applications is a recommended strategy instead of restriction timing (Brown and van Beinum, 2009; Lewan et al., 2009). In this context, using SIDRA-RU may be quite relevant. However, the current form of the RU module is not optimal to accu-

rately represent the fate of pollutant in soil profile as it is too simple to precisely represent the behavior of the water table inside the unsaturated zone. To overcome this problem, this model type is generally coupled with pedotransfer functions (Jury and Roth, 1992; Magesan et al., 1994) to transfer water and pollutant stock from the unsaturated zone to the saturated zone. Within this framework, the perspective of the PESTDRAIN module (Branger et al., 2009), coupled with the SIDRA-RU model, should allow the simulation of pesticide leaching by including two reservoirs, namely a fast reservoir to mimic preferential flow above the drain area and a slow reservoir through the soil matrix. Based on a similar approach, combining SIDRA-RU with a nitrate leaching module might also be useful in order to correctly assess water pollution on French drained plots.

5 Conclusion

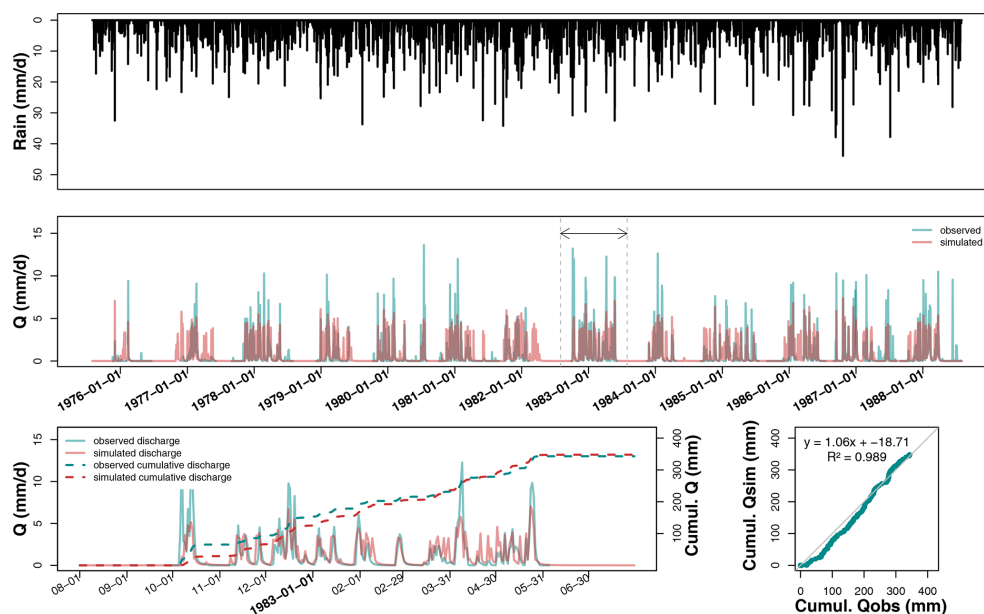
The aim of this study has been to implement an large database characterizing the main drainage areas throughout France, so as to assess the performance and robustness of the SIDRA-RU model. A database comprising 22 drained sites was built to represent French soil diversity and describe the three main soil textures from France's main drained parts (i.e., silty, silty-clay, and clayey). Results indicate that the SIDRA-RU model yields satisfactory drainage discharge simulations for nearly all studied sites. Moreover, the model shows especially good performance on silty soils, which account for 80 % of all drained plots in France. Despite a number of limitations, particularly for clayey soils, the model was found to be temporally robust at the national scale, which enables us to conduct long-term impact studies. Once calibrated, this model can indeed be used to assess the resilience of drainage systems under climate change according to climate scenarios like those from the CMIP5 project (Eyring et al., 2007; Taylor et al., 2011) or the upcoming CMIP6 project.

Appendix A

Table A1. Table of mean and standard deviation (SD) per soil texture used for the parameter distribution.

Texture	K (m d^{-1})		μ (–)		Sinter (mm)		Smax (mm)	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
Clayey	0.32	2.53	0.017	2.081	138.39	53.33	171.68	70.19
Silty–clay	0.99	3.52	0.018	2.189	138.39	53.33	171.68	70.19
Silty	0.90	3.17	0.031	1.926	138.39	53.33	171.68	70.19

Appendix B

**Figure B1.** Hydrograph on La_Bouzule_P2 after calibration over the entire available record, plus a magnified plot of hydrological year 1982–1983 and the associated temporal and direct comparisons between observed (blue curve) and predicted (red curve) cumulative discharges.

Appendix C

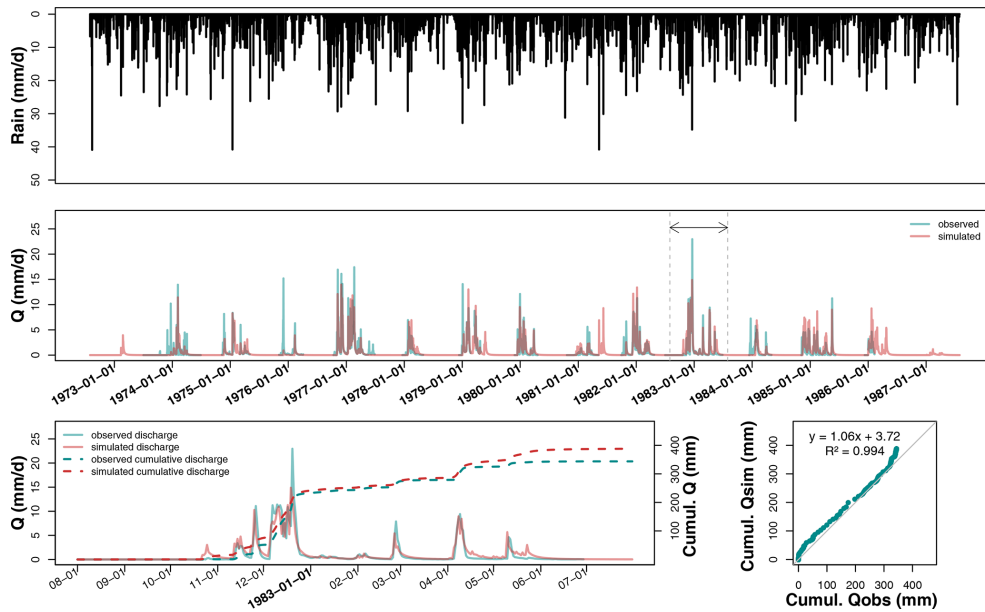


Figure C1. Hydrograph on Saint-Laurent_P2 after calibration over the entire available record, plus a magnified plot of hydrological year 1982–1983 and the associated temporal and direct comparisons between observed (blue curve) and predicted (red curve) cumulative discharges.

Appendix D

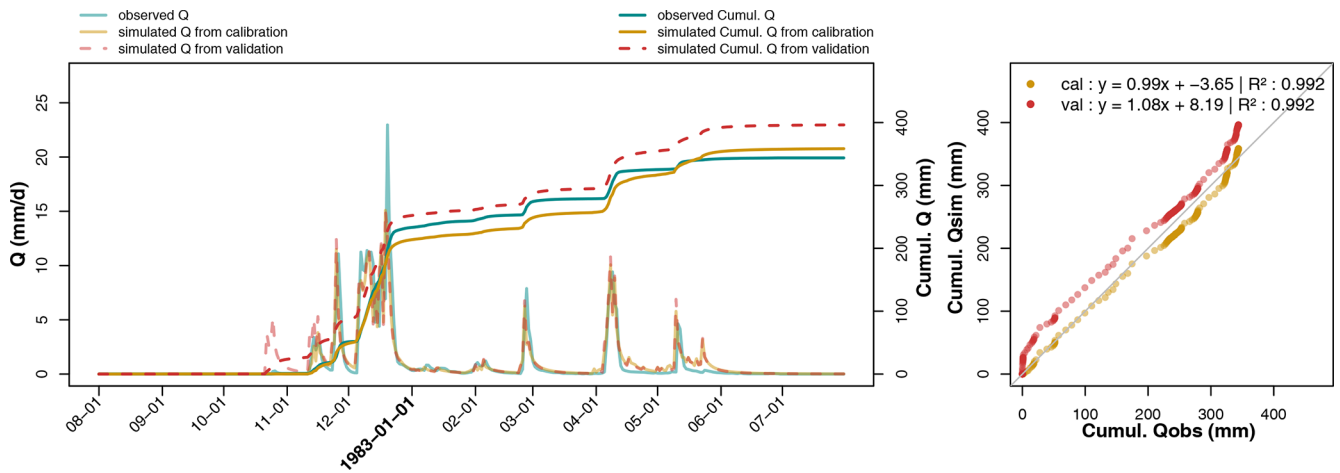


Figure D1. Hydrographs of observed and predicted discharges on the calibration (parameter set derived from sub-period P2) and evaluation (parameter set from sub-period P1) recorded at Saint-Laurent_P2 in 1982–1983. Predicted cumulative discharges are directly compared to observations.

Code availability. An intellectual property certificate has been issued by the Agency for Program Protection for the model code, under the reference IDDN.FR.001.260018.000.S.P.2018.000.30100. There is no public repository providing it. However, this paper provides an exhaustive description of the model, enabling readers to easily reproduce it. The code is written in FORTRAN language and then imported in R software, to be computed with the calibration algorithm “airGR” (Coron et al., 2017, 2020) available on CRAN (Comprehensive R Archive Network).

Data availability. Climatic data for this work were provided by Météo-France and are not publicly available since they are part of a commercial product. Météo-France can freely provide them on request for research and non-profit purposes. Most of the flow data are available on request. However, some flow data are provided by private partners and are not available.

Author contributions. AJ, HH, and JT conceptualized the work. LC and GT provided the methodological guidelines. CC, HH, and JT collected data and rendered them sustainable. AJ drafted the paper. HH, CC, LC, GT, and JT all revised the paper and contributed to its analyses and discussions.

Competing interests. The authors declare that they have no conflict of interest.

Disclaimer. Publisher’s note: Copernicus Publications remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

Acknowledgements. This work benefited from the French state aid managed by the ANR under the Investissements d’avenir programme (grant no. ANR-16-CONV-0003; CLAND project). Our gratitude is also expressed to the Météo-France Meteorological Agency for providing the data used in this work from the SAFRAN database. Moreover, thanks are addressed to both the ARVALIS Plant Sciences Institute for data from the La Jaillière measurement site and the ORACLE Research Observatory for its data. The authors would like to thank the editor (Christian Stamm) and the two reviewers, for their constructive and kind comments and suggestions.

Financial support. This research has been supported by the ANR under the Investissements d’avenir programme (grant no. ANR-16-CONV-0003; CLAND project).

Review statement. This paper was edited by Christian Stamm and reviewed by Nicholas Jarvis and one anonymous referee.

References

- Abd-Elaty, I., Sallam, G. A. H., Straface, S., and Scozzari, A.: Effects of climate change on the design of subsurface drainage systems in coastal aquifers in arid/semi-arid regions: Case study of the Nile delta, *Sci. Total Environ.*, 672, 283–295, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.483>, 2019.
- Adriaanse, P., Allen, R., Gouy, V., Hollis, J., Hosang, J., Jarvis, N., Jarvis, T., Klein, M., Layton, R., and Linders, J.: Surface water models and EU registration of plant protection products, IRSTEA, available at: https://esdac.jrc.ec.europa.eu/public_path/projects_data/focus/docs/sw_en_6476VI96_24Feb1997.pdf (last access: 7 October 2021), 1996.
- Anderson, M. P. and Woessner, W. W.: Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport, Academic Press, San Diego, CA, USA, 1992.
- Anon: RGA 2010 – Agreste, available at: <http://recensement-agricole.agriculture.gouv.fr/> (last access: 25 August 2020), 2010.
- Armstrong, A. C., Rands, J. G., and Castle, D. A.: Drainage benefits: Watertable control, workability and crop yields, *Agr. Water Manage.*, 14, 43–52, [https://doi.org/10.1016/0378-3774\(88\)90059-5](https://doi.org/10.1016/0378-3774(88)90059-5), 1988.
- Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R. D., van Griensven, A., Van Liew, M., Kannan, N., and Jha, M. K.: SWAT: Model Use, Calibration, and Validation, *T. ASABE*, 55, 1491–1508, <https://doi.org/10/f39v78>, 2012.
- Bailly, P. and Carrère, C.: Statistiques descriptives: Théorie et applications, in *Statistiques descriptives. L’économie et les chiffres*, 165–167, Presses universitaires de Grenoble, Grenoble, France, available at: <http://journals.openedition.org/lectures/17705> (last access: 12 November 2020), 2015.
- Baize, D. and Jabiol, B.: Guide pour la description des sols, Editions Quae, Versailles, France, available at: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01195043> (last access: 10 November 2020), 2011.
- Beskow, S., Mello, C. R., Norton, L. D., and da Silva, A. M.: Performance of a distributed semi-conceptual hydrological model under tropical watershed conditions, *CATENA*, 86, 160–171, <https://doi.org/10/dvz95p>, 2011.
- Beulke, S., Brown, C. D., and Jarvis, N. J.: Macro: A Preferential Flow Model to Simulate Pesticide Leaching and Movement to Drains, in *Modelling of Environmental Chemical Exposure and Risk*, edited by: Linders, J. B. H. J., 117–132, Springer Netherlands, Dordrecht, https://doi.org/10.1007/978-94-010-0884-6_12, 2001.
- Beven, K.: Changing ideas in hydrology – The case of physically-based models, *J. Hydrol.*, 105, 157–172, <https://doi.org/10/c8wt7q>, 1989.
- Beven, K. and Germann, P.: Macropores and water flow in soils, *Water Resour. Res.*, 18, 1311–1325, <https://doi.org/10.1029/WR018i005p01311>, 1982.
- Biswas, A.: Joint multifractal analysis for three variables: Characterizing the effect of topography and soil texture on soil water storage, *Geoderma*, 334, 15–23, <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.035>, 2019.
- Biswas, A., Chau, H. W., Bedard-Haughn, A. K., and Si, B. C.: Factors controlling soil water storage in the hummocky landscape of

- the Prairie Pothole Region of North America, *Can. J. Soil. Sci.*, 92, 649–663, <https://doi.org/10.4141/cjss2011-045>, 2012.
- Boesten, J., Helweg, A., Businelli, M., Bergstrom, L., Schaefer, H., Delmas, A., Kloskowski, R., Walker, A., Travis, K., and Smeets, L.: Soil persistence models and EU registration, Final Report of the Work of the Soil Modelling Work Group of FOCUS, 1997.
- Bouarfa, S. and Zimmer, D.: Water-table shapes and drain flow rates in shallow drainage systems, *J. Hydrol.*, 235, 264–275, [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00280-8](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00280-8), 2000.
- Boussinesq, J.: Recherches théoriques sur l'écoulement des nappes d'eau infiltrées dans le sol et sur le débit des sources, *J. Math. Pure. Appl.*, 10, 5–78, 1904.
- Branger, F., Tournebize, J., Carlier, N., Kao, C., Braud, I., and Vauclin, M.: A simplified modelling approach for pesticide transport in a tile-drained field: The PESTDRAIN model, *Agr. Water Manage.*, 96, 415–428, <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.09.005>, 2009.
- Breve, M. A., Skaggs, R. W., Gilliam, J. W., Parsons, J. E., Mohammad, A. T., Chescheir, G. M., and Evans, R. O.: Field testing of drainmod-N, Transactions of the ASAE (USA), available at: <http://agris.fao.org/openagris/search.do?recordID=US1997059848> (last access: 28 February 2020), 1997.
- Broadhead, R. G. and Skaggs, R. W.: Drainage strategies and peak flood flows, in 1982 Summer Meeting, St. Joseph, MI, American Society of Agricultural Engineers (ASAE), 1982.
- Brocca, L., Morbidelli, R., Melone, F., and Moramarco, T.: Soil moisture spatial variability in experimental areas of central Italy, *J. Hydrol.*, 333, 356–373, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.09.004>, 2007.
- Brown, C. D. and van Beinum, W.: Pesticide transport via subsurface drains in Europe, *Environ. Pollut.*, 157, 3314–3324, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.09.033>, 2009.
- Brown, R. A., Skaggs, R. W., and Hunt, W. F.: Calibration and validation of DRAINMOD to model bioretention hydrology, *J. Hydrol.*, 486, 430–442, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.02.017>, 2013.
- Córdova, M., Carrillo-Rojas, G., Crespo, P., Wilcox, B., and Céleri, R.: Evaluation of the Penman-Monteith (FAO 56 PM) Method for Calculating Reference Evapotranspiration Using Limited Data, *Mt. Res. Dev.*, 35, 230–239, <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-14-0024.1>, 2015.
- Coron, L., Andréassian, V., Perrin, C., Lerat, J., Vaze, J., Bourqui, M., and Hendrickx, F.: Crash testing hydrological models in contrasted climate conditions: An experiment on 216 Australian catchments, *Water Resour. Res.*, 48, <https://doi.org/10.1029/2011WR011721>, 2012.
- Coron, L., Thirel, G., Delaigue, O., Perrin, C., and Andréassian, V.: The Suite of Lumped GR Hydrological Models in an R package, *Environ. Modell. Softw.*, 94, 166–171, <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.05.002>, 2017.
- Coron, L., Delaigue, O., Thirel, G., Perrin, C., and Michel, C.: airGR: Suite of GR Hydrological Models for Precipitation-Runoff Modelling, R package version 1.4.3.65, INRAE, 2020.
- Criss, R. E. and Winston, W. E.: Do Nash values have value? Discussion and alternate proposals, *Hydrol. Process.*, 22, 2723–2725, <https://doi.org/10.1002/hyp.7072>, 2008.
- Crochemore, L., Perrin, C., Andréassian, V., Ehret, U., Seibert, S. P., Grimaldi, S., Gupta, H., and Paturol, J.-E.: Comparing expert judgement and numerical criteria for hydrograph evaluation, *Hydrolog. Sci. J.*, 60, 402–423, <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.903331>, 2015.
- Daggupati, P., Pai, N., Ale, S., Douglas-Mankin, K., Zeckoski, R., Jeong, J., Parajuli, P., Saraswat, D., and Youssef, M.: A Recommended Calibration and Validation Strategy for Hydrologic and Water Quality Models, *T. ASABE*, 58, 1705–1719, <https://doi.org/10.13031/trans.58.10712>, 2015.
- Dairon, R., Dutertre, A., Tournebize, J., Marks-Perreau, J., and Carlier, N.: Long-term impact of reduced tillage on water and pesticide flow in a drained context, *Environ. Sci. Pollut. R.*, 24, 6866–6877, <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8123-x>, 2017.
- Deelstra, J.: Climate change and subsurface drainage design: results from a small field-scale catchment in southwestern Norway, *Acta Agr. Scand. B-S. P.*, 65, 58–65, <https://doi.org/10.1080/09064710.2014.975836>, 2015.
- Driessen, P., Deckers, J., Spaargaren, O., and Nachtergaele, F.: Lecture notes on the major soils of the world., Food and Agriculture Organization (FAO), Roma, Italy, 2000.
- Eyring, V., Waugh, D. W., Bodeker, G. E., Cordero, E., Akiyoshi, H., Austin, J., Beagley, S. R., Boville, B. A., Braesicke, P., Brühl, C., Butchart, N., Chipperfield, M. P., Dameris, M., Deckert, R., Deushi, M., Frith, S. M., Garcia, R. R., Gettelman, A., Giorgetta, M. A., Kinnison, D. E., Mancini, E., Manzini, E., Marsh, D. R., Matthes, S., Nagashima, T., Newman, P. A., Nielsen, J. E., Pawson, S., Pitari, G., Plummer, D. A., Rozanov, E., Schraner, M., Scinocca, J. F., Semeniuk, K., Shepherd, T. G., Shibata, K., Steil, B., Stolarski, R. S., Tian, W., and Yoshiki, M.: Multimodel projections of stratospheric ozone in the 21st century, *J. Geophys. Res.*, 112, D16303, <https://doi.org/10.1029/2007JD009077>, 2007.
- FAO: FAO-Unesco Soil Map of the World, Revised Legend, Reprinted with corrections, Tech. Rep., Rome, 1988.
- Gowda, P. H., Mulla, D. J., Desmond, E. D., Ward, A. D., and Moriasi, D. N.: ADAPT: Model use, calibration, and validation, *T. ASABE*, 55, 1345–1352, <https://doi.org/10.13031/2013.43999>, 2012.
- Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K. K., and Martinez, G. F.: Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling, *J. Hydrol.*, 377, 80–91, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>, 2009.
- Gupta, H. V., Perrin, C., Blöschl, G., Montanari, A., Kumar, R., Clark, M., and Andréassian, V.: Large-sample hydrology: a need to balance depth with breadth, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 18, 463–477, <https://doi.org/10.5194/hess-18-463-2014>, 2014.
- Helwig, T. G., Madramootoo, C. A., and Dodds, G. T.: Modelling nitrate losses in drainage water using DRAINMOD 5.0, *Agr. Water Manage.*, 56, 153–168, [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(02\)00005-7](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(02)00005-7), 2002.
- Henine, H., Nédélec, Y., and Ribstein, P.: Coupled modelling of the effect of overpressure on water discharge in a tile drainage system, *J. Hydrol.*, 511, 39–48, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.12.016>, 2014.
- Henine, H., Jeantet, A., Chaumont, C., Chelil, S., Lauvernet, C., and Tournebize, J.: Coupling of a subsurface drainage model with a soil reservoir model to simulate drainage discharge and drain flow start, *Agr. Water Manage.*, in review, 2021.
- Henriksen, H. J., Troldborg, L., Nyegaard, P., Sonnenborg, T. O., Refsgaard, J. C., and Madsen, B.: Methodology for construction, calibration and validation of a national hydrological model for Denmark, *J. Hydrol.*, 280, 52–71, [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00186-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00186-0), 2003.

- Ibrahim, T. G., Fenton, O., Richards, K. G., Fealy, R. M., and Healy, M. G.: Spatial and temporal variations of nutrient loads in overland flow and subsurface drainage from a marginal land site in South-East Ireland, *Biol. Environ.*, 113B, 169–186, 2013.
- Jamagne, M.: Bases et techniques d'une cartographie des sols, Institut National de la Recherche Agronomique, Paris, 139 pp., 1968.
- Jamagne, M., Betremieux, R., Begon, J. C., and Mori, A.: Quelques données sur la variabilité dans le milieu naturel de la réserve en eau des sols, *Bulletin Technique d'Information*, 324–325, 627–641, 1977.
- Jannot, P.: Drainage and crop production system on intensive dairy farms in Western France, *Agr. Water Manage.*, 14, 61–68, <https://doi.org/10/d3z76b>, 1988.
- Jarvis, N. and Larsbo, M.: MACRO (v5.2): Model Use, Calibration, and Validation, *T. ASABE*, 55, 1413–1423, <https://doi.org/10.13031/2013.42251>, 2012.
- Jarvis, N. J. and Leeds-Harrison, P. B.: Modelling water movement in drained clay soil. I. Description of the model, sample output and sensitivity analysis, *J. Soil Sci.*, 38, 487–498, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1987.tb02284.x>, 1987.
- Jarvis, N. J., Hollis, J. M., Nicholls, P. H., Mayr, T., and Evans, S. P.: MACRO – DB: a decision-support tool for assessing pesticide fate and mobility in soils, *Environ. Modell. Softw.*, 12, 251–265, [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(97\)00147-3](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(97)00147-3), 1997.
- Jiang, Q., Qi, Z., Lu, C., Tan, C. S., Zhang, T., and Prasher, S. O.: Evaluating RZ-SHAW model for simulating surface runoff and subsurface tile drainage under regular and controlled drainage with subirrigation in southern Ontario, *Agr. Water Manage.*, 237, 106179, <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106179>, 2020a.
- Jiang, Q., Qi, Z., Xue, L., Bukovsky, M., Madramootoo, C. A., and Smith, W.: Assessing climate change impacts on greenhouse gas emissions, N losses in drainage and crop production in a subsurface drained field, *Sci. Total Environ.*, 705, 135969, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135969>, 2020b.
- Jury, W. and Roth, K.: Transfer Functions and Solute Movement Through Soil: Theory and Applications, *J. Plant Nutr. Soil Sc.*, 155, 77–166, 1992.
- Kao, C., Nedelec, Y., and Zimmer, D.: Surface runoff mechanisms and modelling in subsurface drained fields, Orlando, USA, 1998.
- Kladivko, E. J., Brown, L. C., and Baker, J. L.: Pesticide Transport to Subsurface Tile Drains in Humid Regions of North America, *Crit. Rev. Env. Sci. Tec.*, 31, 1–62, <https://doi.org/10.1080/20016491089163>, 2001.
- Klemeš, V.: Operational testing of hydrological simulation models, *Hydrolog. Sci. J.*, 31, 13–24, <https://doi.org/10.1080/02626668609491024>, 1986.
- Kling, H., Fuchs, M., and Paulin, M.: Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios, *J. Hydrol.*, 424–425, 264–277, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.011>, 2012.
- Knoben, W. J. M., Freer, J. E., and Woods, R. A.: Technical note: Inherent benchmark or not? Comparing Nash–Sutcliffe and Kling–Gupta efficiency scores, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 23, 4323–4331, <https://doi.org/10.5194/hess-23-4323-2019>, 2019.
- Kobierska, F., Koch, U., Kasteel, R., Stamm, C., and Prasuhn, V.: Plant protection product losses via tile drainage: A conceptual model and mitigation measures, *Agrarforsch. Schweiz*, 11, 115–123, <https://doi.org/10/gmf2xr>, 2020.
- Köhne, J. M., Köhne, S., and Šimůnek, J.: A review of model applications for structured soils: Water flow and tracer transport, *J. Contam. Hydrol.*, 104, 4–35, <https://doi.org/10/fbdvsh>, 2009.
- Konyha, D. and Skaggs, R. W.: A Coupled, Field Hydrology – Open Channel Flow Model: Theory, *T. ASAE*, 35, 1431–1440, <https://doi.org/10.13031/2013.28750>, 1992.
- Kosugi, K.: Three-parameter lognormal distribution model for soil water retention, *Water Resour. Res.*, 30, 891–901, <https://doi.org/10.1029/93WR02931>, 1994.
- Kosugi, K.: Lognormal Distribution Model for Unsaturated Soil Hydraulic Properties, *Water Resour. Res.*, 32, 2697–2703, <https://doi.org/10.1029/96WR01776>, 1996.
- Kosugi, K.: General Model for Unsaturated Hydraulic Conductivity for Soils with Lognormal Pore-Size Distribution, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63, 270–277, <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.03615995006300020003x>, 1999.
- Krogh, L. and Greve, M. H.: Evaluation of World Reference Base for Soil Resources and FAO Soil Map of the World using nationwide grid soil data from Denmark, *Soil Use Manage.*, 15, 157–166, <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1999.tb00082.x>, 1999.
- Kuzmanovski, V., Trajanov, A., Leprince, F., Džeroski, S., and Debeljak, M.: Modeling water outflow from tile-drained agricultural fields, *Sci. Total Environ.*, 505, 390–401, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.009>, 2015.
- Lagacherie, P. and Favrot, J. C.: Synthèse générale sur les études de secteurs de référence drainage, INRA, Paris, France, 1987.
- Lange, B., Germann, P. F., and Lüscher, P.: Runoff-generating processes in hydromorphic soils on a plot scale: free gravity-driven versus pressure-controlled flow, *Hydrol. Process.*, 25, 873–885, <https://doi.org/10.1002/hyp.7873>, 2011.
- Larsbo, M., Roulier, S., Stenemo, F., Kasteel, R., and Jarvis, N.: An Improved Dual-Permeability Model of Water Flow and Solute Transport in the Vadose Zone, *Vadose Zone J.*, 4, 398–406, <https://doi.org/10/bszhwz>, 2005.
- Lebrun, J. D., Ayrault, S., Drouet, A., Bordier, L., Fechner, L. C., Uher, E., Chaumont, C., and Tournebize, J.: Ecodynamics and bioavailability of metal contaminants in a constructed wetland within an agricultural drained catchment, *Ecol. Eng.*, 136, 108–117, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.06.012>, 2019.
- Lesaffre, B.: Fonctionnement hydrologique et hydraulique du drainage souterrain des sols temporairement engorgés: débits de pointe et modèle SIDRA: extension des principes théoriques de Boussinesq et Guyon, PhD thesis, Paris 6, 1989.
- Lesaffre, B. and Zimmer, D.: Field evaluation of a subsurface drainage simulation model predicting peak flow, p. 8, Chicago, USA, 1987.
- Lévy, G.: Premiers résultats concernant deux expériences d'assainissement du sol sur plantations de résineux, *Ann. For. Sci.*, 29, 427–450, <https://doi.org/10.1051/forest/19720402>, 1972.
- Lewan, E., Kreuger, J., and Jarvis, N.: Implications of precipitation patterns and antecedent soil water content for leaching of pesticides from arable land, *Agr. Water Manage.*, 96, 1633–1640, <https://doi.org/10/cx2jb9>, 2009.
- Li, C. Z., Zhang, L., Wang, H., Zhang, Y. Q., Yu, F. L., and Yan, D. H.: The transferability of hydrological models under nonstationary climatic conditions, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 16, 1239–1254, <https://doi.org/10.5194/hess-16-1239-2012>, 2012.

- Ma, L., Malone, R. W., Heilman, P., Ahuja, L. R., Meade, T., Saseendran, S. A., Ascough, J. C., and Kanwar, R. S.: Sensitivity of tile drainage flow and crop yield on measured and calibrated soil hydraulic properties, *Geoderma*, 140, 284–296, <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.04.012>, 2007.
- Magesan, G. N., Scotter, D. R., and White, R. E.: A transfer function approach to modeling the leaching of solutes to subsurface drains I, Nonreactive solutes, *Soil Res.*, 32, 69–83, <https://doi.org/10/fwf5vw>, 1994.
- Mathevet, T.: Quels modèles pluie-débit globaux au pas de temps horaire? Développements empiriques et comparaison de modèles sur un large échantillon de bassins versants, Thèse de Doctorat, à l'École Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts, Paris, France, 2005.
- Meyer, N., Bergez, J.-E., Constantin, J., and Justes, E.: Cover crops reduce water drainage in temperate climates: A meta-analysis, *Agron. Sustain. Dev.*, 39, 3, <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0546-y>, 2018.
- Michel, C.: Hydrologie Appliquée Aux Petits Bassins Ruraux (Applied Hydrology for Small Catchments), Internal Report, Cemagref, Antony, France, 1991.
- 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., Schaefli, B., Arheimer, B., Boegh, E., Schymanski, S. J., Baldassarre, G. D., 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., and Belyaev, V.: “Panta Rhei – Everything Flows”: Change in hydrology and society – The IAHS Scientific Decade 2013–2022, *Hydrolog. Sci. J.*, 58, 1256–1275, <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.809088>, 2013.
- Moriasi, D., Arnold, J., Van Liew, M., Bingner, R., Harmel, R. D., and Veith, T.: Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations, *T. ASABE*, 50, 885–900, <https://doi.org/10.13031/2013.23153>, 2007.
- Moriasi, D., Gitau, M., Pai, N., and Daggupati, P.: Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria, *T. ASABE*, 58, 1763–1785, <https://doi.org/10.13031/trans.58.10715>, 2015.
- Mulqueen, J.: Depth, spacing and length of mole drains with applications to afforestation, *Irish J. Agr. Food Res.*, 37, 39–49, 1998.
- Muma, M., Rousseau, A. N., and Gumiere, S. J.: Modeling of subsurface agricultural drainage using two hydrological models with different conceptual approaches as well as dimensions and spatial scales, *Can. Water Resour. J.*, 42, 38–53, <https://doi.org/10.1080/07011784.2016.1231014>, 2017.
- Nash, J. E. and Sutcliffe, J. V.: River flow forecasting through conceptual models part I – A discussion of principles, *J. Hydrol.*, 10, 282–290, [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6), 1970.
- Nijland, H., Croon, F., and Ritzema, H.: Subsurface drainage practices: Guidelines for the implementation, operation and maintenance of subsurface pipe drainage systems, Alterra-ILRI, Wageningen, the Netherlands, 2005.
- Pease, L. A., Fausey, N. R., Martin, J. F., and Brown, L. C.: Projected climate change effects on subsurface drainage and the performance of controlled drainage in the Western Lake Erie Basin, *J. Soil Water Conserv.*, 72, 240–250, <https://doi.org/10.2489/jswc.72.3.240>, 2017.
- Perrin, C.: Vers une amélioration d'un modèle global pluie-débit au travers d'une approche comparative, INPG (Grenoble)/Cemagref (Antony), 2000.
- Perrin, C., Michel, C., and Andréassian, V.: Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation, *J. Hydrol.*, 279, 275–289, [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00225-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00225-7), 2003.
- Poncelet, C., Merz, R., Merz, B., Parajka, J., Oudin, L., Andréassian, V., and Perrin, C.: Process-based interpretation of conceptual hydrological model performance using a multi-national catchment set, *Water Resour. Res.*, 53, 7247–7268, <https://doi.org/10.1002/2016WR019991>, 2017.
- Refsgaard, J. C.: Parameterisation, calibration and validation of distributed hydrological models, *J. Hydrol.*, 198, 69–97, [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03329-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03329-X), 1997.
- Refsgaard, J. C.: Towards a formal approach to calibration and validation of models using spatial data, in: *Spatial patterns in catchment hydrology: observations and modelling*, Cambridge University Press, Cambridge, 329–354, 2001.
- Refsgaard, J. C. and Storm, B.: Construction, Calibration And Validation of Hydrological Models, in *Distributed Hydrological Modelling*, edited by: Abbott, M. B. and Refsgaard, J. C., 41–54, Springer Netherlands, Dordrecht, https://doi.org/10.1007/978-94-009-0257-2_3, 1996.
- Ren, X. W. and Santamarina, J. C.: The hydraulic conductivity of sediments: A pore size perspective, *Eng. Geol.*, 233, 48–54, <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2017.11.022>, 2018.
- Revuelta-Acosta, J. D., Flanagan, D. C., Engel, B. A., and King, K. W.: Improvement of the Water Erosion Prediction Project (WEPP) model for quantifying field scale subsurface drainage discharge, *Agr. Water Manage.*, 244, 106597, <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106597>, 2021.
- Richer-de-Forges, A., Feller, C., Jamagne, M., and Arrouays, D.: Perdus dans le triangle des textures, *Étude et Gestions des Sols*, 15, 97–112, 2008.
- Ritter, A. and Muñoz-Carpena, R.: Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments, *J. Hydrol.*, 480, 33–45, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.004>, 2013.
- Robinson, M. and Rycroft, D. W.: The Impact of Drainage on Streamflow, in: *Agricultural Drainage*, 767–800, John Wiley & Sons, Ltd., <https://doi.org/10.2134/agronmonogr38.c23>, 1999.
- Robinson, M., Mulqueen, J., and Burke, W.: On flows from a clay soil – Seasonal changes and the effect of mole drainage, *J. Hydrol.*, 91, 339–350, [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(87\)90210-1](https://doi.org/10.1016/0022-1694(87)90210-1), 1987.
- Rousselot, D. and Peyrieux, J.-C.: Proposition pour une loi de distribution des perméabilités et des transmissivités, Ministère de l'industrie et de la recherche, Lyon, 1977.
- Rousseva, S., Kercheva, M., Shishkov, T., Lair, G. J., Nikolaidis, N. P., Moraetis, D., Krám, P., Bernasconi, S. M., Blum, W. E. H., Menon, M., and Banwart, S. A.: Chapter Two – Soil Water Characteristics of European SoilTrEC Critical Zone Observatories, in: *Advances in Agronomy*, 142, edited by: Banwart, S. A. and Sparks, D. L., 29–72, Academic Press, Cambridge, UK, <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2016.10.004>, 2017.
- Sands, G. R., Jin, C.-X., Mendez, A., Basin, B., Wotzka, P., and Gowda, P.: Comparing the subsurface drainage flow prediction of the DRAINMOD and ADAPT models for a cold climate, *Trans-*

- actions of the American Society of Agricultural Engineers, 46, 645–656, 2003.
- Santos, L., Thirel, G., and Perrin, C.: 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>, 2018.
- Skaggs, R. W.: *Methods for Design and Evaluation of Drainage Water Management Systems for Soils with High Water Tables*, DRAINMOD, North Carolina State University, Raleigh, 1981.
- Skaggs, R. W., Van Schilfgaarde, J., Bartels, J. M., Hatfield, J. L., Volenec, J. J., and Bigham, J. M.: *Agricultural drainage*, American Society of Agronomy Madison, WI, USA, 1999.
- Skaggs, R. W., Youssef, M., and Chescheir, G. M.: DRAINMOD: model use, calibration, and validation, *T. ASABE*, 55, 1509–1522, <https://doi.org/10.13031/2013.42259>, 2012.
- Snow, V. O., Houlbrooke, D. J., and Huth, N. I.: Predicting soil water, tile drainage, and runoff in a mole-tile drained soil, *New Zeal. J. Agr. Res.*, 50, 13–24, <https://doi.org/10.1080/00288230709510278>, 2007.
- Talleg, G., Ansart, P., Guérin, A., Delaigue, O., and Blanchouin, A.: *Observatoire Oracle*, <https://doi.org/10.17180/OBS.ORACLE>, 2015.
- Taylor, K. E., Stouffer, R. J., and Meehl, G. A.: An Overview of CMIP5 and the Experiment Design, *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, 93, 485–498, <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-11-00094.1>, 2011.
- Thirel, G., Andréassian, V., Perrin, C., Audouy, J.-N., Berthet, L., Edwards, P., Folton, N., Furusho, C., Kuentz, A., Lerat, J., Lindström, G., Martin, E., Mathevet, T., Merz, R., Parajka, J., Ruelland, D., and Vaze, J.: Hydrology under change: an evaluation protocol to investigate how hydrological models deal with changing catchments, *Hydrolog. Sci. J.*, 60, 1184–1199, <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.967248>, 2015a.
- Thirel, G., Andréassian, V., and Perrin, C.: On the need to test hydrological models under changing conditions, *Hydrolog. Sci. J.*, 60, 1165–1173, <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1050027>, 2015b.
- Thompson, J. A., Bell, J. C., and Butler, C. A.: Quantitative Soil-Landscape Modeling for Estimating the Areal Extent of Hydromorphic Soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61, 971–980, <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100030037x>, 1997.
- Tournebize, J., Gramaglia, C., Birmant, F., Bouarfa, S., Chaumont, C., and Vincent, B.: Co-Design of Constructed Wetlands to Mitigate Pesticide Pollution in a Drained Catch-Basin: A Solution to Improve Groundwater Quality, *Irrig. Drain.*, 61, 75–86, <https://doi.org/10.1002/ird.1655>, 2012.
- Tournebize, J., Chaumont, C., Marcon, A., Molina, S., and Berthault, D.: Guide technique à l’implantation des zones tampons humides artificielles (ZTHA) pour réduire les transferts de nitrates et de pesticides dans les eaux de drainage, Version 3, IRSTEA, Antony, France, 2015.
- Tournebize, J., Chaumont, C., and Mander, Ü.: Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds, *Ecol. Eng.*, 103, 415–425, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.014>, 2017.
- Tournebize, J., Henine, H., and Chaumont, C.: Gérer les eaux de drainage agricole: du génie hydraulique au génie écologique, *ciences, Eaux et Territoires*, 32, 32–41, <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.2.06>, 2020.
- Trajanov, A., Kuzmanovski, V., Real, B., Perreau, J. M., Džeroski, S., and Debeljak, M.: Modeling the risk of water pollution by pesticides from imbalanced data, *Environ. Sci. Pollut. R.*, 25, 18781–18792, <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2099-7>, 2018.
- Tukey, J. W.: *Exploratory data analysis*, Reading, MA, USA, 1977.
- Tuohy, P., Humphreys, J., Holden, N. M., and Fenton, O.: Runoff and subsurface drain response from mole and gravel mole drainage across episodic rainfall events, *Agr. Water Manage.*, 169, 129–139, <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.02.020>, 2016.
- Tuohy, P., O’Loughlin, J., and Fenton, O.: Modeling Performance of a Tile Drainage System Incorporating Mole Drainage, *T. ASABE*, 61, 169–178, <https://doi.org/10.13031/trans.12203>, 2018a.
- Tuohy, P., O’Loughlin, J., Peyton, D., and Fenton, O.: The performance and behavior of land drainage systems and their impact on field scale hydrology in an increasingly volatile climate, *Agr. Water Manage.*, 210, 96–107, <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.07.033>, 2018b.
- Vachaud, G., Passerat De Silans, A., Balabanis, P., and Vauclin, M.: Temporal Stability of Spatially Measured Soil Water Probability Density Function 1, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49, 822–828, <https://doi.org/10.2136/sssaj1985.03615995004900040006x>, 1985.
- Vidal, J.-P., Martin, E., Franchistéguy, L., Baillon, M., and Soubeyrou, J.-M.: A 50 year high-resolution atmospheric reanalysis over France with the Safran system, *Int. J. Climatol.*, 30, 1627–1644, <https://doi.org/10.1002/joc.2003>, 2010.
- Ye, W., Zhang, J., Xu, W., and Zhang, Z.: Numerical investigation on the flow structures of the multi-strut mixing enhancement ejector, *Appl. Therm. Eng.*, 179, 115653, <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2020.115653>, 2020.
- Zajčček, A., Fučík, P., Kaplická, M., Liška, M., Maxová, J., and Dobíáš, J.: Pesticide leaching by agricultural drainage in sloping, mid-textured soil conditions – the role of runoff components, *Water Sci. Technol.*, 77, 1879–1890, <https://doi.org/10/gdgn2>, 2018.
- Zimmer, D.: Effect of deep seepage on drainage functioning and design in shallow soils, 6th international drainage symposium “Drainage and water table control”, Nashville, USA, 13–15 December 1992, 272, 1992.
- Zimmer, D.: Lessons gained from the land drainage performance assessment programs in France during the 80’s, Workshop on the Evaluation of the Performance of Subsurface Drainage Systems, 16th International congress of ICID, 15–22 September 1996, Cairo, Egypt, 96/0511, 57–69, 1996.

Le modèle hydrologique de drainage SIDRA-RU a montré de bonnes performances sur la grande majorité des 22 sites de la base de données, tant en termes de critères numériques comme le KGE' (Gupta et al., 2009 ; Kling et al., 2012) qu'en termes d'analyses graphiques. Les évaluations ont montré que le modèle représentait correctement la dynamique temporelle des débits ainsi que le bilan hydrologique. Toutefois, ces performances se sont révélées légèrement plus faibles sur les sols argileux, bien que restant acceptables. Sur les neuf sites disposant de suffisamment de données pour réaliser un split-sample test (Klemeš, 1986), le modèle SIDRA-RU a prouvé qu'il était robuste temporellement et que dès lors ses performances ne dépendent pas significativement de la période d'optimisation des paramètres. L'ensemble de ces résultats tend à prouver que le modèle SIDRA-RU peut être utilisé pour la modélisation hydrologique sous changement climatique dans les conditions pédoclimatiques de la France métropolitaine. Les paramètres du modèle SIDRA-RU sur les 22 sites sont disponibles en matériel supplémentaire (Annexe B).

Chapitre III.2 : Impact du changement climatique sur les descripteurs de drainage pour un site représentatif français

Après avoir évalué les performances et la robustesse temporelle du modèle hydrologique de drainage SIDRA-RU, il convient de tester la capacité de ce modèle à simuler des descripteurs hydrologiques spécifiques au drainage agricole lorsqu'il est forcé par des projections climatiques. Un ensemble de projections climatiques, au nombre de 12 sur une période historique et au nombre de 30 répartis sur trois scénarios socio-économiques futurs, est mis en entrée du modèle SIDRA-RU. Une première série d'analyses consiste à évaluer les biais induits par l'utilisation des projections climatiques sur les 17 descripteurs hydrologiques définis dans la section II.3.2 sur une période de référence passée. Ensuite, une deuxième série d'analyses s'intéresse à l'évolution de ces descripteurs sous changement climatique pour déterminer l'hydrologie future du drainage agricole. Nous avons travaillé sur le site de la Jaillière, site jugé représentatif du drainage en France. Ce travail a fait l'objet d'un article (Jeantet et al., 2022) publié dans la revue scientifique "*Frontiers in Environmental Science*".



Effects of Climate Change on Hydrological Indicators of Subsurface Drainage for a Representative French Drainage Site

Alexis Jeantet¹, Guillaume Thirel¹, Alienor Jeliakov¹, Philippe Martin² and Julien Tournebize^{1*}

¹HYCAR Research Unit, INRAE, Université Paris-Saclay, Antony, France, ²SADAPT Mixed Research Unit, AgroParisTech and INRAE, Paris, France

OPEN ACCESS

Edited by:

David Makowski,
l'alimentation et l'environnement
(INRAE), France

Reviewed by:

Bertrand Guenet,
Centre National de la Recherche
Scientifique (CNRS), France
Pat Tuohy,
Teagasc Food Research Centre,
Ireland
Nicolas Guilpart,
AgroParisTech Institut des Sciences et
Industries du Vivant et de
L'environnement, France

*Correspondence:

Julien Tournebize
julien.tournebize@inrae.fr

Specialty section:

This article was submitted to
Interdisciplinary Climate Studies,
a section of the journal
Frontiers in Environmental Science

Received: 18 March 2022

Accepted: 03 June 2022

Published: 29 June 2022

Citation:

Jeantet A, Thirel G, Jeliakov A,
Martin P and Tournebize J (2022)
Effects of Climate Change on
Hydrological Indicators of Subsurface
Drainage for a Representative French
Drainage Site.
Front. Environ. Sci. 10:899226.
doi: 10.3389/fenvs.2022.899226

The aim of this study is to evaluate from a hydrological perspective and in the context of climate change the future of subsurface drainage of the *La Jaillière* site (western France), which is representative of the pedology of the majority of French subsurface drainage. We used a uniquely large and comprehensive range of 17 hydrological indicators (HIs), describing the temporal dynamics of drainage season, soil saturation, drained water balance and flood events. The HI values are calculated from simulated discharges provided by a subsurface drainage model, the SIDRA-RU model, fed by 12 climate projections from 1975 to 2100 (CMIP5 Euro-Cordex project), with three climate change scenarios: Representative Concentration Pathways (RCP) 2.6, RCP4.5 and RCP8.5. We first verified that the HIs simulated using climate projections in the SIDRA-RU model over the historical period were not critically biased compared to the HIs obtained from the reference climatic reanalysis (SAFRAN). Second, we analysed and compared the HI evolution over different periods and under different scenarios. Our results showed that the number of significant changes in HI values increased under climate change by 2100, depending on the RCP: 2 HIs out of the 17 changed under RCP2.6; 6 HIs under RCP4.5; 10 HIs under RCP8.5. The intensity of drainage peak flows linked to flood events and the annual maximal discharge changed significantly under all RCPs. The temporality of the drainage season was substantially affected according to how pessimistic the RCP was. The worst changes were observed under RCP8.5, which exacerbated extreme events: The wet period was shorter while the dry period was longer by about 67%; the drought index increased by 100%; the summer drained water balance decreased by 9%. On the contrary, in winter, the duration of the wet period decreased while maintaining the same drained water balance, thus inducing stronger flood events leading to an earlier saturation of the drainage networks. The sustainability of the drainage system design at *La Jaillière* is therefore threatened, with the risk of fulfilling its function less effectively by 2100, exposing current crops to more important runoff and affecting water quality by increasing the leaching of agrochemical inputs.

Keywords: subsurface drainage, hydrological indicators, climate change, modelling chain, uncertainties, adaptation

INTRODUCTION

In its successive reports, the IPCC stated that the climate will be subject to several changes by 2100, including an increasing number of rapid and intense events (Garner et al., 2015), such as flash floods (Kundzewicz et al., 2014; Yin et al., 2016; Xu et al., 2019; Zhang et al., 2019), and a global increase in air temperature (IPCC, 2008, 2014) resulting in more frequent drought events (Prudhomme et al., 2014). Numerous studies have been carried out to assess the impact of climate change on the hydrological cycle, both at the catchment and regional levels, mostly on hydrologically unmodified systems and at large spatial scales (Khaliq et al., 2009; Arnell and Gosling, 2016; Carvalho-Santos et al., 2016; Lemaitre-Basset et al., 2021).

The future of subsurface drainage hydrology under climate change is also assessed but sometimes studies reports contrasting results. Sojka et al. (2020) and Pease et al. (2017) found that the annual drained water balance decreases in central western Poland, and in the north-eastern United States (United States), respectively. Some studies, however, show the opposite pattern in eastern Canada and Quebec (Dayyani et al., 2012; Mehan et al., 2019; Jiang et al., 2020; Golmohammadi et al., 2021), even among sites from the same geographical area. Furthermore, making broad conclusions about the future of subsurface drainage under climate change, e.g. using a meta-analysis procedure, is particularly challenging due to the lack of available studies on this topic. A case-by-case study is then one of the remaining ways to assess the future of subsurface drainage system in view of possible and appropriate improvements. Indeed, the sustainability of the drainage network design, i.e. its capacity of fulfilling its function in the current design, is questioned (Deelstra, 2015; Abd-Elaty et al., 2019; Sojka et al., 2020), since the depth and spacing between each drain may no longer be suitable for future conditions. Stable hydric conditions in drained plots are no longer guaranteed, as they are exposed to more frequent flood events under climate change (IPCC, 2014) or drought events that increase crop water demand to which farmers may respond with increasing irrigation (Grusson et al., 2021).

Assessing subsurface drainage future is a key point to mitigate or adapt to the impacts of climate change on the concerned lands, especially regarding crop yields. Currently used on plots that show infiltration issues such as hydromorphic soils (Jamagne, 1968; Thompson et al., 1997; Baize and Jabiol, 2011; Lange et al., 2011), subsurface drainage is a soil management technique that consists in introducing a network of perforated pipes into the ground to facilitate water infiltration and reduce surface runoff (Henine et al., 2014; Tuohy et al., 2018). In Europe, the proportion of drained agricultural lands varies across countries depending on pedological properties, climate conditions and agricultural policies. Higher proportions are observed in northern Europe with more than 50% in the United Kingdom, the Netherlands and Finland, while in southern countries the proportions are lower, such as Belgium (from 10 to 20%), France and Spain (below 10%) (ICID, 2021). In France, subsurface drainage plays an important role in the environment and in the dynamics and quality of water resources (Tournebize et al., 2012; Tournebize et al., 2017; Lebrun et al., 2019). To adapt

subsurface drainage management sustainably, it is therefore essential to assess and understand its functioning under climate change.

Studies dealing with subsurface drainage differ in their view of the subsurface drainage and in their choice of hydrological indicators (HIs) with which to study the system. One limitation characterizing these studies comes from the low number of HIs commonly used to describe the subsurface drainage hydrology. Usually, HIs deal with the drained water balance (Dayyani et al., 2012; Mehan et al., 2019; Golmohammadi et al., 2021) and the daily discharge (Pease et al., 2017; Jiang et al., 2020). However, these characteristics do not offer a precise description of the future of subsurface drainage. On the contrary, indicators describing flood events, such as the flashiness index (Deelstra, 2015) that indicates the speed of change from one state to another, can be useful for describing drainage dynamics. Other HI classes helping farmers in the management of pollutants can also be particularly relevant, such as the beginning of the drainage season (Henine et al., 2022) or the duration of soil dryness or saturation. Introducing these new HI classes in drainage research can help gain knowledge about the future of subsurface drainage, providing useful information to the stakeholders concerned.

Running a hydrological model with climate change scenarios is a classic method for assessing the impact of climate change on hydrology (Arnell and Reynard, 1996; Prudhomme et al., 2010; Charlton and Arnell, 2014). A common approach is to use climate projections following different Representative Concentration Pathways (RCPs) induced by greenhouse gas emissions by 2100 (Moss et al., 2008; Kalantari, 2011; IPCC, 2014; Nam et al., 2015; Mukundan et al., 2020). Although useful, this method may induce biases in the calculation of the HIs. For instance, it is strongly recommended to use several climate projections (i.e. using different general circulation models, GCMs, Randall et al. (2001); Mechoso and Arakawa (2003)) per RCP to better account for uncertainties (Shrestha et al., 2018). Assessing and integrating them is therefore a necessary step that must be carefully addressed and is given specific attention in the present paper.

The aim of this study is thus to assess the future of subsurface drainage under climate change in one specific French drained plot in the *La Jaillièrè* site in western France, chosen for its representativeness of French subsurface drainage. To our knowledge, this is the first analysis of climate change effects on drainage in France. We use 30 Euro-Cordex future climate projections distributed over three RCPs: RCP2.6, RCP4.5 and RCP8.5. These climate projections feed the subsurface drainage model SIDRA-RU (Henine et al., 2022), a lumped and parsimonious model which has demonstrated good performance and temporal robustness in simulating subsurface drainage fluxes in France (Jeantet et al., 2021). The SIDRA-RU model provides subsurface drainage discharges, which then allow us to calculate 17 hydrological indicators specific to subsurface drainage, which constitute a uniquely large range of complementary indicators and give a comprehensive view of the subsurface drainage response. First, we assess the potential bias induced by the use of the climate projections in

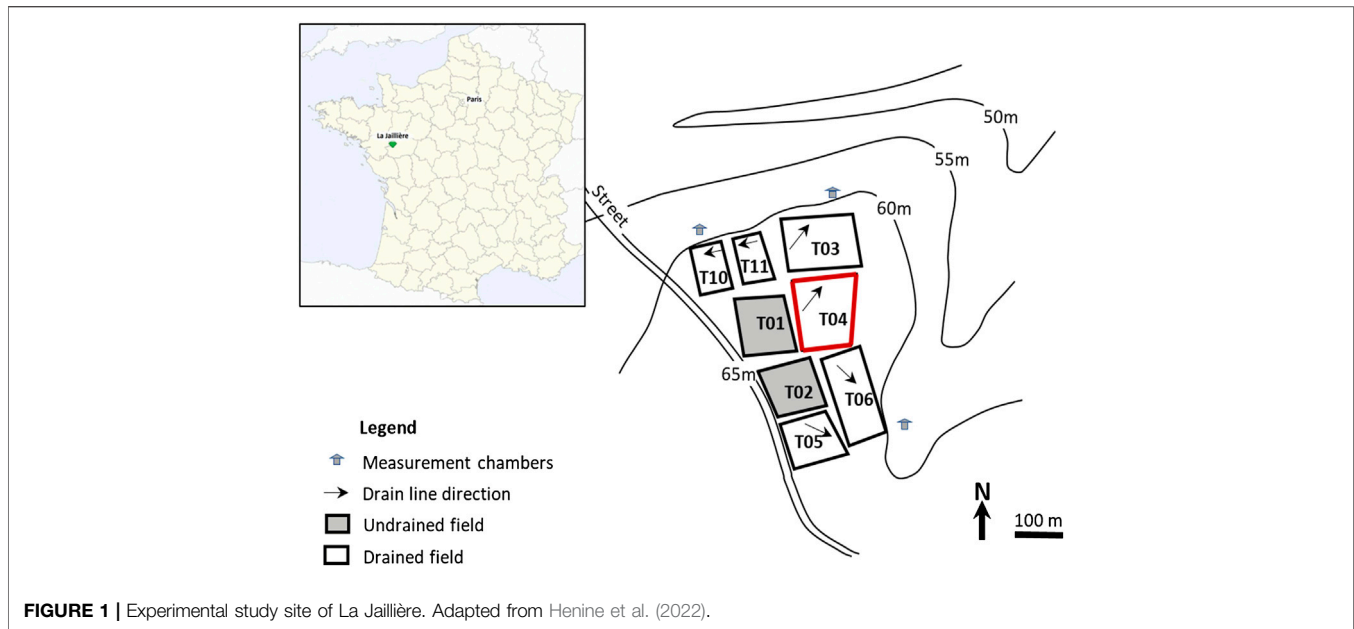


FIGURE 1 | Experimental study site of La Jaillière. Adapted from Henine et al. (2022).

the SIDRA-RU model on these indicators over a historical period (1975–2004). Second, we analyse the evolution of the indicators from the historical period to a future period (2006–2099) in order to assess the potential impact of climate change on subsurface drainage in *La Jaillière*.

MATERIALS AND METHODS

Study Site

The *La Jaillière* site (Figure 1) is an experimental station located in the Loire-Atlantique region in western France, managed by Cemagref and ITCF institutes between 1987 and 1999, and by Arvalis-“Institut du végétal” (Vegetal institute in France) from 1999 to the present. The soil of *La Jaillière* is hydromorphic and brown belonging to the Luvisol category (IUSS Working Group WRB, 2015; Dairon et al., 2017) with a loamy soil texture. This combination is found in approximately 80% of the total French drained areas (Lagacherie and Favrot, 1987) and is thus a good representative of French subsurface drained areas. *La Jaillière* is also a reference site as part of the EU agricultural experimental sites for the assessment of the dynamics of active pesticide substances in drained soils (FOCUS, 2012). Our study focuses on plot T4 (Figure 1) that covers 0.9 ha and is characterized by a mainly silty-sandy soil texture at the soil horizon (20–25% clayey, 40–45% silty, 30–40% sandy) and silty-clayey texture in the lower horizon (40–50% clayey, 35% silty, 15–25% sandy).

The climate in the study site is oceanic with an annual cumulative rainfall and a mean potential evapotranspiration, respectively, of 709 and 738 mm, and with a mean annual temperature of approximately 11°C. A subsurface drainage system composed of perforated polyvinyl chloride (PVC) pipes drains the plot, with an inter-drain spacing of 10 m at an average depth of 0.9 m. The drainage network was settled in

the 80s during campaigns managed by INRAE (formerly CEMAGREF) to evaluate drainage modalities according to pedological and climatic conditions. The water-holding capacity was estimated to be 104 mm (Henine et al., 2022). The crop system is a two-year rotation of winter wheat and maize. winter wheat is cultivated from the second half of October to the second half of the next July, while maize is cultivated from late April/early May to September. Cover crops are used once every two years in the period included from the harvest of winter wheat to the sowing of maize. The surface runoff is deemed negligible on this site (Kuzmanovski et al., 2015; Henine et al., 2022) and thus it was not studied here.

Input Data

The meteorological data used as a reference for the historical period were provided by the SAFRAN database (Vidal et al., 2010), supplying a meteorological reanalysis of precipitation (P) and potential evapotranspiration (PE, based on the FAO-56 Penman–Monteith PE formulation (Córdova et al., 2015)) over France. Data are available from 1959 to 2019 at a daily time step and on a regular grid of 8 × 8 km.

In this study, climate projection data were provided by six GCMs coupled with nine regional circulation models (RCMs) in order to spatially disaggregate data from GCMs. Due to the computation time limitations in generating the climate projections (CPs), not all GCM–RCM couples are available for every RCP (Table 1, Lemaitre-Basset et al., 2022). In our study, we considered 12 CPs (Soubeyrou et al., 2021) from the Euro-Cordex project (Jacob et al., 2014) selected by Météo-France to ensure the representativeness of future conditions in France. Post-treatment through the ADAMONT method (Verfaillie et al., 2017) was carried out on the CPs, first to correct bias versus SAFRAN data using the quantile–quantile mapping method (Maurer et al.,

TABLE 1 | Availability of climate projections. The numbers (2.6, 4.5 and 8.5) refer to the RCPs used by the GCM (rows)/RCM (columns) pairs. “-” indicates the absence of data. Adapted from Lemaître-Basset et al. (2022).

GCM/RCM	Aladin63	CCLM4-8	HIRHAM5	Racmo22E	RCA4	RegCM4	REMO2009	REMO2015	WRF381P
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	—	—	—	—
IPSL-CM5A	—	—	—	—	4.5–8.5	—	—	—	4.5–8.5
HadGEM2-ES	—	4.5–8.5	—	—	—	2.6–8.5	—	—	—
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	—

2010; Navarro-Racines et al., 2020; Potter et al., 2020), and second to downscale the CPs to the same spatial resolution as SAFRAN. These CPs provide simulations following three RCPs: the very stringent pathway RCP2.6 (van Vuuren et al., 2007), the intermediate pathway RCP4.5 (Thomson et al., 2011) and the worst-case pathway RCP8.5 (Riahi et al., 2011). Projections are available at a daily time step from 1975 to 2100 and are split into two parts:

- “Historical” from 1975 to 2004: All climate models are forced by the observed greenhouse gases concentrations. According to the hydrological year concept, we considered data from August 1, 1975 to July 31, 2004;
- “Projected” from 2006 to 2100: The projections are led by the RCPs, defining the evolution of greenhouse gas concentrations. As the year 2005 is the transitional year between the two periods, we excluded it from the analyses. Thus, we considered data from August 1, 2006 to July 31, 2099.

The SIDRA-RU Model

The hydrological model used in this study was the SIDRA-RU model (Henine et al., 2022), a four-parameter lumped and semi-conceptual model, designed to simulate subsurface drainage discharges from artificially drained plots. The model uses the principle of rainfall–discharge conversion being fed by daily precipitation P(t) (without distinguishing liquid and solid parts) and PE(t) to predict drainage discharge Q(t) at the drainage network outlet. First, an evapotranspiration module converts PET(t) into an approximate value of actual evapotranspiration, called corrected evapotranspiration CET(t), from the available water level S(t) in a conceptual storage to satisfy the evapotranspiration (see Eq. 1):

$$CET(t) = PET(t) * e^{-\frac{S_{RFU}-S(t)}{S(t)}} \tag{1}$$

With S_{RFU} a threshold assigning the minimal water level to fully satisfy PET(t). Let us note that current crop is not used to simulate CET, only depending on the water availability of the storage. Second, the net infiltration $P_{net}(t)$ is calculated by subtracting CET(t) from P(t) in order to simulate the water table recharge term R(t) (mm) using the RU module (“Réserve Utile” in French designated the water holding capacity of a soil). R(t) is simulated from the meteorological input and the available water level S(t) in the reservoir (see Eq. 2) distinguishing three situations:

$$\begin{cases} \text{if } S(t) < S_{inter}: S(t) = S(t-1) + P_{net}(t) \mid R(t) = 0; \\ \text{if } S(t) \in [S_{inter}; S_{max}]: S(t) = (1 - \alpha) P_{net}(t) + S(t-1) \mid R(t) = \alpha * P_{net}(t); \\ \text{if } S(t) \geq S_{max}: S(t) = S_{max} \mid R(t) = P_{net}(t). \end{cases} \tag{2}$$

With:

- α (-), proportion of $P_{net}(t)$ experimentally set at 1/3 (Henine et al., 2022);
- S_{inter} (mm), intermediate threshold of the soil reservoir defining the water quantity needed to generate flow in the reservoir before saturation of the storage ($S_{RFU} = 0.4 * S_{inter}$, Jeantet et al. (2021));
- S_{max} (mm), parameter representing the maximal capacity of the soil reservoir from which the net infiltration is fully converted into R(t).

Let us note that S_{inter} and S_{max} are the two main parameters of the RU module, used to simulate some hydrological indicators (see *Hydrological Indicators of Subsurface Drainage Section*). Third, the physically-based SIDRA module (“Simulation du DRAinage” for drainage simulation in French) converts R(t) into Q(t) (see Eqs 3, 4), following the Boussinesq equation (Boussinesq, 1904):

$$\frac{dh(t)}{dt} = \frac{R(t) - K \frac{h(t)^2}{L^2}}{A_2 \mu} ; h(t+1) = h(t) + \frac{dh(t)}{dt} \tag{3}$$

$$Q(t) = AK \frac{h(t)^2}{L^2} + (1 - A)R(t) \tag{4}$$

With:

- L: space between drain and inter-drain (m);
- A_2 : second water table shape factor (Lesaffre, 1989), $A_2 \approx 0.89$ (-);
- A: third water table shape factor (Lesaffre, 1989), $A = 0.869$ (-). Here, we assume that the shape of the water table between the drain and the mid-drain is an ellipse. Therefore, A is obtained by integrating $\frac{1}{4}$ of this reference ellipse.

The SIDRA module is mainly controlled by two parameters: the horizontal hydraulic conductivity K ($m.d^{-1}$), and drainage porosity μ (-). The four calibrated parameters are K, μ , S_{inter} and S_{max} . In this study, their values were extracted from the analysis of Jeantet et al. (2021). Unlike most current subsurface drainage models, the SIDRA-RU model use strong assumptions, such

TABLE 2 | Hydrological indicators (HIs) and corresponding variables analysed.

Indicator Classes	HIs	Analysed Variables from HIs	Units	Key Index for Illustrations
1. Temporality of the drainage season	Beginning of the drainage season	Annual date of the drainage season	date	1. BegDS 1. LenDS
	Length of the drainage season	Number of days in a year	d	
2. Water content in the storage	Wet index	Number of days with a saturated storage $S(t) = S_{max}$	d	2. WetInd 2. DrouInd
	Drought index	Number of days with a level in the storage $S(t) \leq 25$ mm	d	
3. Drained water balance	Annual drained water balance (ADWB)	Quantity of drained water over a year	mm	3. ADWB 3. SDWB
	Summer drained water balance (SDWB)	Quantity of drained water from April to September	mm	
4. Temporal flow dynamics	Length of the dry period	Number of days in a year	d	4. LenDryP 4. LenRechP 4. LenWetP 4. LenReceP
	Length of the recharge period	Number of days in a year	d	
	Length of the wet period	Number of days in a year	d	
	Length of the recession period	Number of days in a year	d	
5. Annual flood events	Number of annual flood events	Number of annual flood events	—	5. NumFE 5. CumLenFE 5. MaxDisch 5. PkFlowAve
	Annual cumulative length in flood	Number of days in a year	d	
	Annual maximal discharge	Annual maximal discharge	mm.d ⁻¹	
	Annual average of peak flows	Annual mean of peak flows from floods	mm.d ⁻¹	
6. Sustainability of current networks	Return period (RP) of the regime change	RP at the regime change in the $Q_{spe} = f(RP)$ equation	y	—
	Associated specific discharge	Specific discharge Q_{spe} corresponding to the RP at the regime change	mm.d ⁻¹	—
	QRP05, QRP10, QRP20 and QRP50	Specific discharge respectively for RP = 5, 10, 20 and 50 years	mm.d ⁻¹	—

neglecting current crop to simulate CET. This assumption is based on the fact that, despite being managed by the two-year crop rotation winter wheat/maize and the absence/presence of cover crops, the water balance of the studied site is not affected by current crop (Henine et al., 2022). A more detailed description of the SIDRA-RU model is provided by Henine et al. (2022) and Jeantet et al. (2021).

Hydrological Indicators of Subsurface Drainage

To describe the future reaction of subsurface drainage systems as precisely as possible so as to help farmers and decision-makers, 17 HIs gathered into six classes were defined (see Table 2). The drained water balance and the water content in the storage categories are mainly used to evaluate the arable nature of a soil. The categories of annual flood events and the sustainability of the current networks are analysed to assess whether the drainage network is still able to reduce flooding or whether it requires resizing. Finally, the temporality of the drainage season and the temporal flow dynamic categories are useful for assessing the effects of hydrological changes on water quality due to pollutant leaching. These classes and indicators are further detailed below:

1) Temporality of the drainage season. Considering a hydrological year defined from August 1 to next July 31, we considered two HIs: the beginning of the drainage season and its length. The beginning of the drainage season is set to

day d using the cumulative discharge at d $Cum_Q(d)$ since the last August 1 (see Eq. 5):

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{on the day } d : Cum_Q(d) \geq Cum_{Drainage} \\ [d + 1 : d + 5] : Cum_Q(d) \geq Cum_{Drainage} + Cum_{reliable} \end{array} \right\} \quad (5)$$

$Cum_{Drainage}$ and $Cum_{reliable}$ correspond to thresholds of cumulative discharges from the previous August 1, considered as minimum water quantities required to assess that the drainage season started at day d (Henine et al., 2022). They were experimentally set to 1.4 and 2.7 mm, respectively. The duration of the drainage season is defined as the number of days between the start and the end of the drainage season. The end of the drainage season is set on the first day d when the difference between the annual drained water balance on July 31, i.e. the end of the hydrological year, and $Cum_Q(d)$ is lower than $Cum_{Drainage}$:

- 2) Water content in the soil profile: the number of days the storage is saturated ($S(t) = S_{max}$) and the number of days the storage is close to being empty ($S(t) \leq 25$ mm). Below 25 mm, the remaining stock is assimilated to non-available water to crops or PE demand. These two HIs are, respectively, defined as the wet index and the drought index;
- 3) Drained water balance: annual drained water balance (ADWB) and summer drained water balance (SDWB), for each hydrological year. The latter is set from April to September, i.e. until the end of the winter runoff to the end of the period when the soil storage is empty in most cases;

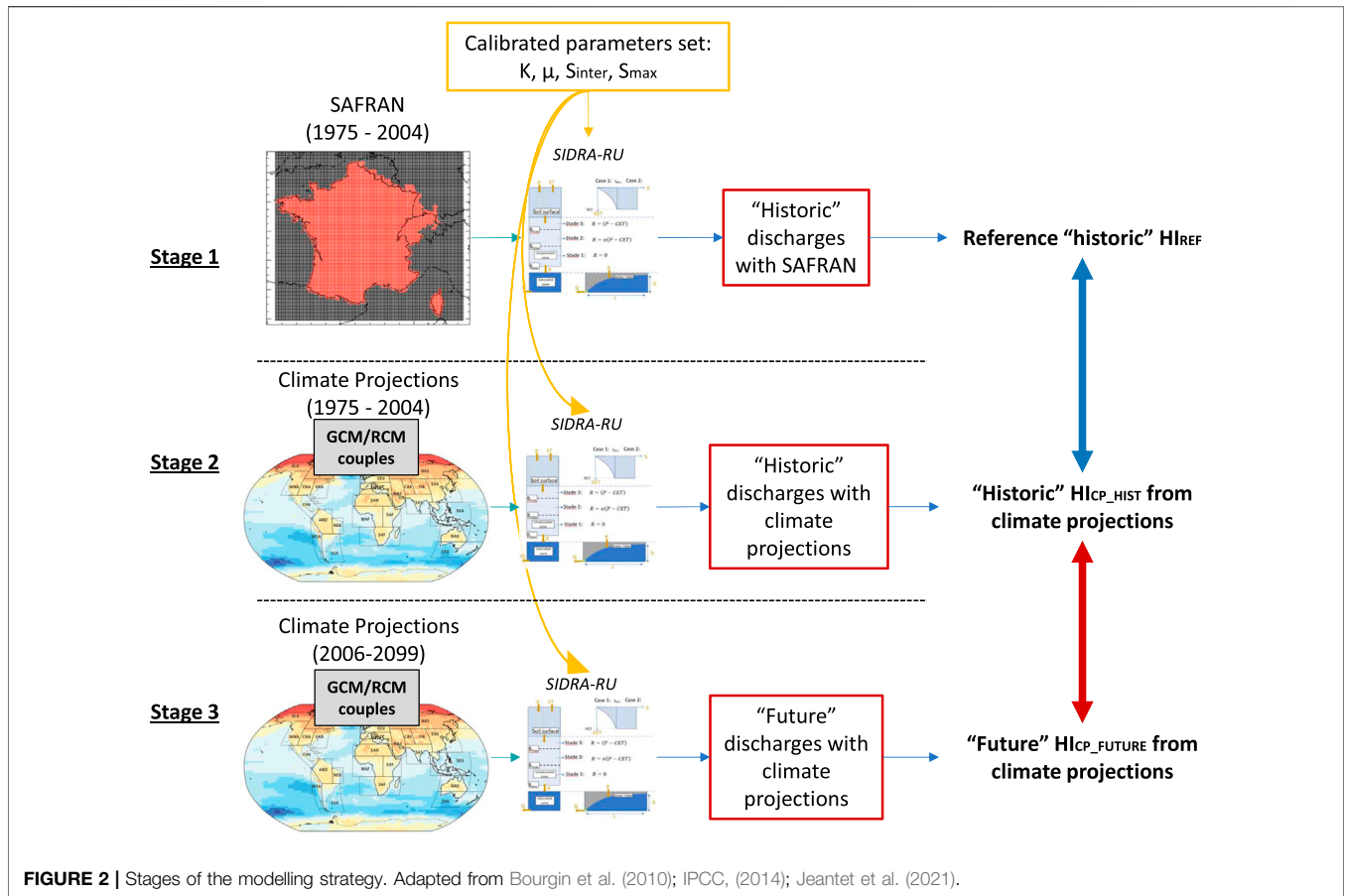


FIGURE 2 | Stages of the modelling strategy. Adapted from Bourgin et al. (2010); IPCC, (2014); Jeantet et al. (2021).

- 4) Temporal flow dynamics: the annual flow hydrograph is split into four phases per hydrological year (Humbert et al., 2015; Strohmenger et al., 2020): dry period, recharge period, wet period and recession period. The duration of each phase was analysed;
- 5) Annual flood events: a discharge Q_d on day d is considered as a flood event following Eq. 6:

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{on the day } d : Q_d \geq T_{flood} \\ \text{on the day } d + 1 : Q_{d+1} \geq Q_d + T_{flood} \end{array} \right\} \quad (6)$$

The threshold T_{flood} is set to 1 mm d^{-1} (Nedelec, 2005). A flood ends on day d following Eq. 7:

$$\left\{ \begin{array}{l} Q_d < T_{flood} \\ Q_d < 0.8 * Q_{flood_max} \end{array} \right\} \quad (7)$$

with Q_{flood_max} the maximal discharge of the flood event (peak flow). The number of annual flood events, the annual cumulative duration in flood events, the annual maximal discharge and the annual mean of peak flows were considered;

- 6) Sustainability of the current networks: a regression analysis is carried out on the evolution of a specific discharge Q_{spe} according to the associated return period (RP). The regime from the relation $Q_{spe} = f(RP)$ is characterized by two

different linear regimes split by a breaking point close to 2 years, due to design criteria in order to intercept a rainfall of 15 mm d^{-1} (Augeard et al., 2008; Henine et al., 2012). Above this value, the pipe is pressurized (Henine et al., 2010) and the specific discharge may be strongly reduced (Nedelec, 2005; Henine et al., 2012), according to the size of the networks and depending on the intensity of the event. If the RP of the breaking point decreases, the size of the networks might be considered as no longer suitable to fulfil efficiently their flood protection function. In this study, Hazen’s relation and the Gumbel distribution function (Gumbel, 1954) were used to establish the piecewise function of the regime and determine the breakpoint (see Eqs 8, 9) so as to assess its evolution under climate change:

$$Q_{spe} = \begin{cases} a_1 * u + b_0 & \text{if } u \leq u_{RC}; \\ a_2 * u + a_1 * u_{RC} + b_0 & \text{if } u > u_{RC}; \end{cases} \quad (8)$$

$$u = \ln \left[- \ln \left(1 - \frac{1}{RP} \right) \right] \quad (9)$$

with:

- > u : the change of variable in the Gumbel relation;
- > u_{RC} : the change of variable corresponding to RP_{RC} , the RP at the regime change;

TABLE 3 | Temporal split of the climate projections.

Sub-period years	1975–2004	2006–2040	2041–2070	2071–2099
Sub-period name	Historical	PP1	PP2	PP3

> a_1 , a_2 and b_0 : parameters from the non-linear regression.

The evolution of Q_{spe} at RP = 5, 10, 20 and 50 years (QRP05, QRP10, QRP20 and QRP50) was also assessed.

Modelling Strategy

The modelling strategy is divided into three parts (Figure 2). First, we established reference hydrological indicators in the historical period (HI_{REF}) from 1975 to 2004 by simulating historical discharge using the SIDRA-RU model fed with the SAFRAN meteorological data. Second, the SIDRA-RU was fed with each historical CP to calculate all historical hydrological indicators (HI_{CP_HIST}) for the same historical period. Third, the SIDRA-RU was fed with the CPs in the future projected period, from 2006 to 2099. The future discharge series obtained were split into three continuous sub-periods, each one of approximately 30 years (Table 3) to represent the dispersion of climatic patterns (Soubeyroux et al., 2021). Then, we calculated future hydrological indicators (HI_{CP_FUTURE}) in the whole future period for HI classes 1–5 and in each future sub-period for HI class 6. Two sequences of analysis were performed: 1) the HI_{REF} and the HI_{CP_HIST} were compared to assess the bias induced by the use of climate projections in the SIDRA-RU model on the HIs; 2) the HI_{CP_FUTURE} were compared to the HI_{CP_HIST} to assess the impact of climate change on subsurface drainage hydrology.

Evaluation of Bias From Projections in the SIDRA-RU Model Over the Historical Period

To assess the potential bias induced by the use of CPs in the SIDRA-RU model, the distribution functions of the HI_{CP_HIST} were compared with those from the HI_{REF} . We calculated the distribution functions from the HI values extracted on an annual basis and we then ranked them in ascending order. For each HI from classes 1 to 5 (Table 2), comparisons were made between the HI_{CP_HIST} from 12 different CPs (Table 1), i.e. from 12 series of HI_{CP_HIST} obtained for 30 hydrological years from 1975 to 2004. To avoid the comparison of each of these 12 series while preserving two samples of equivalent sizes, we averaged the 12 distribution functions of the HI_{CP_HIST} and compared the mean of the distribution function obtained to the corresponding HI_{REF} . The mean was calculated with a confidence interval at 95%, following a normal distribution (see Eq. 10, Saporta, (2006)):

$$\left[\mu - t_{0.025, n-1} * \frac{\sigma}{\sqrt{n}} ; \mu + t_{0.025, n-1} * \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \right] \quad (10)$$

with:

> μ : the mean quantile from the distribution function from the CPs, per HI;

> σ : the associated standard deviation;

> n : the size of the sample, corresponding to the number of CPs tested (here, $n = 12$);

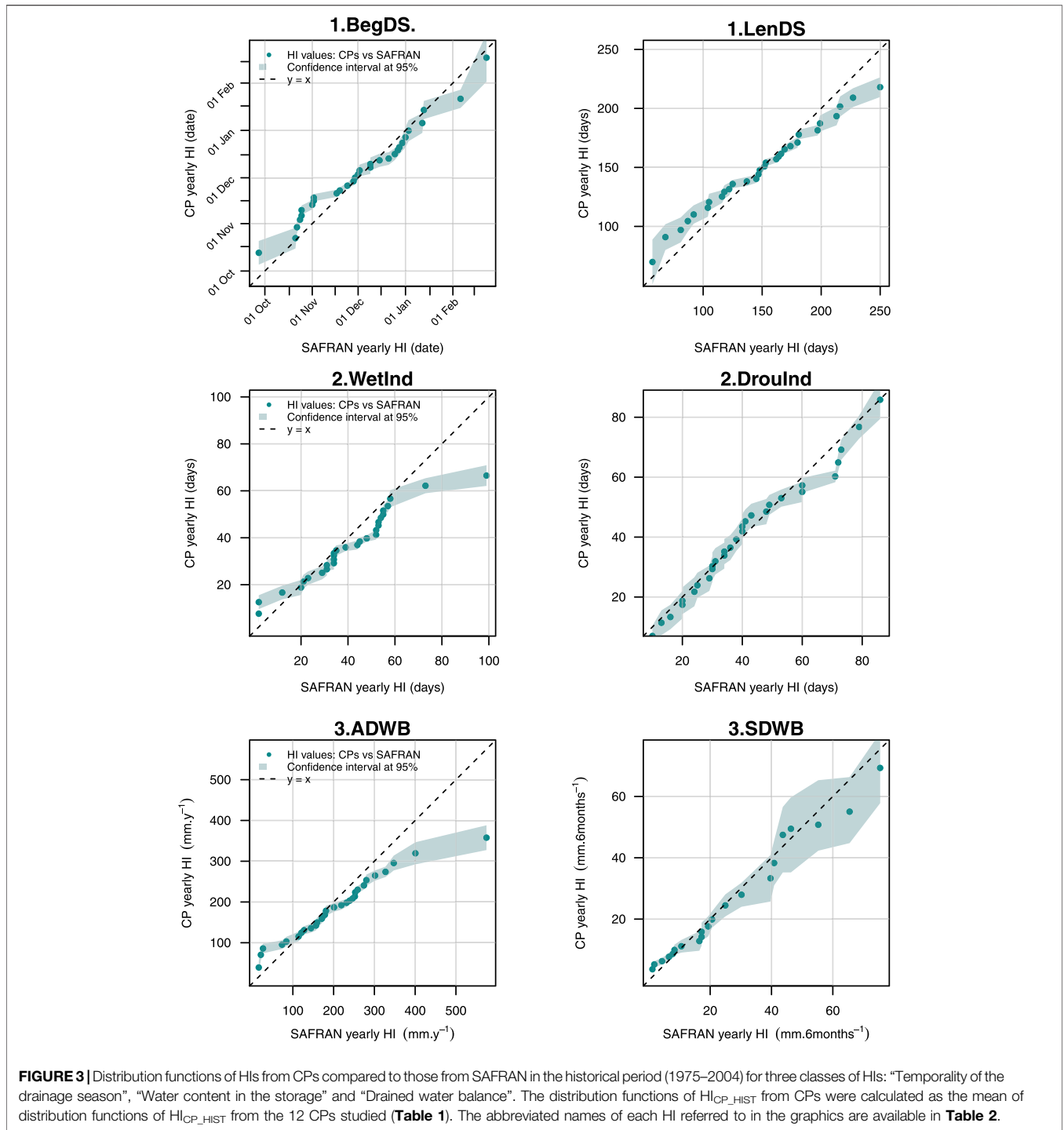
> $t_{0.025}$: a coefficient used to establish a theoretical confidence interval at 95% according to n (Barrett et al., 2015), assuming a normal distribution.

In practice, an initial graphic evaluation of quantile-quantile plots (Saporta, 2006) made it possible to compare the mean of the distribution functions of HI_{CP_HIST} with the distribution function of HI_{REF} . Second, we statistically tested the similarity between the HI_{CP_HIST} and the HI_{REF} by two non-parametric similarity tests: the Mann–Whitney–Wilcoxon test (Mann and Whitney, 1947; Hollander and Wolfe, 1973) and the Kolmogorov–Smirnov test (Birnbaum and Tingey, 1951; Conover, 1971). Third, two correlation tests were performed to assess the correlation between these two distribution functions: the Pearson test (Pearson and Galton, 1895) and the Spearman test (Spearman, 1904). The R package “stats” (R Core Team, 2021) was used for all these tests. The threshold for statistical significance was set at $p \leq 0.05$.

For HI class 6 (see Table 2), the analyses consisted in a graphic comparison of specific discharges Q_{spe} associated with RPs in the historical period (Table 1), namely between Q_{spe} from the historical reference and those from CPs. Here, Q_{spe} was associated with the annual maximal discharge Q_{max} , defined in HI class 5 (Table 2). Q_{max} values from CPs were extracted from the mean of the distribution functions of Q_{max} from the 12 CPs, calculated with a confidence interval at 95%. Then, piecewise functions (see Eq. 8) from both situations were fitted by a non-linear regression using smoothed Q_{max} series and the R package “stats” to extract the parameters a_1 , a_2 and b_0 . Finally, RP values for the regime change were compared, along with the corresponding Q_{max} . Moreover, the QRP05, QRP10, QRP20 and QRP50 values from the historical reference were compared with those from CPs.

Evolution of the Hydrological Indicators in the Projected Period

For HI classes 1–5 (Table 2) and for each of the three RCPs, we calculated a 5-years rolling mean for the period 1975–2099 of each HI_{CP_HIST} and the associated HI_{CP_FUTURE} to assess the temporal trend of HIs in the future, with a confidence interval at 95%. Because of the CP data availability from 1975 to 2099, the rolling period was not centred on the first two years, i.e. 1975 and 1976, or the last two years, i.e. 2098 and 2099. As mentioned in *Input data Section*, the year 2005 was excluded from the analyses because it marks the transition from the projected past to the projected future. Therefore, the rolling period was not centred on 2003, 2004, 2006 and 2007 either. The significance of the trend of each HI_{CP_FUTURE} was assessed by performing a Mann–Kendall test (Mann, 1945; Hipel and McLeod, 1994) on both means and lower and upper limits of the confidence interval (R package “Kendall”, McLeod, (2011)). The threshold for statistical significance was set at $p \leq 0.05$. In those cases, the trends were calculated as a percentage change from the HI_{CP_HIST} from the historical period 1975–2004 and the corresponding HI_{CP_FUTURE}



from the future period PP3 (Table 3). The trends of HI_{CP_HIST} were calculated using the 12 CPs whereas the trends of HI_{CP_FUTURE} were calculated using the available CPs according to the corresponding RCP (Table 1).

For HI class 6, the analyses consisted in a graphic comparison between specific discharges Q_{spe} associated with RPs from the historical period and those from the three future sub-periods (Table 1), all calculated from CPs. Similarly to the bias analysis

for the historical period (*Evaluation of Bias From Projections in the SIDRA-RU Model Over the Historical Period Section*), the Q_{spe} values from each future sub-period under each RCP (Table 3) were assimilated to the mean of the distribution functions of Q_{max} from the available corresponding CPs (Table 1), supported by a confidence interval at 95%. Then, piecewise functions (see Eq. 8) were fitted by non-linear regression from the smoothed Q_{max} of each case using the R package “stats”, and RP values for the

TABLE 4 | Results of the significant tests and the correlation tests comparing the HI_{CP_HIST} and HI_{REF} distribution functions in the historical period (1975–2004).

Hydrological Indicators		Kolmogorov–Smirnov's D (p)	Mann–Whitney's W (p)	Pearson's Correlation (p)	Spearman's Correlation (p)
1. Temporality of the drainage season	Beginning of the drainage season	0.200 (0.586)	437 (0.853)	0.998 (<0.001)	1.000 (<0.001)
	Length of the drainage season	0.133 (0.952)	449 (0.994)	0.995 (<0.001)	1.000 (<0.001)
2. Water content in the storage	Wet index	0.241 (0.367)	481 (0.351)	0.970 (<0.001)	0.998 (<0.001)
	Drought index	0.103 (0.998)	424 (0.957)	0.988 (<0.001)	0.999 (<0.001)
3. Drained water balance	ADWB	0.200 (0.586)	495 (0.513)	0.978 (<0.001)	1.000 (<0.001)
	SDWB	0.143 (0.983)	223 (0.960)	0.988 (<0.001)	0.999 (<0.001)
4. Temporal flow dynamics	Length of the dry period	0.138 (0.945)	387 (0.613)	0.996 (<0.001)	1.000 (<0.001)
	Length of the recharge period	0.172 (0.782)	386 (0.597)	0.981 (<0.001)	0.996 (<0.001)
	Length of the wet period	0.138 (0.945)	387 (0.663)	0.993 (<0.001)	1.000 (<0.001)
	Length of the recession period	0.138 (0.945)	396 (0.709)	0.971 (<0.001)	0.995 (<0.001)
5. Annual flood events	Number of annual flood events	0.138 (0.945)	430 (0.882)	0.966 (<0.001)	0.994 (<0.001)
	Annual cumulative duration in flood	0.172 (0.782)	456 (0.586)	0.960 (<0.001)	1.000 (<0.001)
	Annual maximal discharge	0.207 (0.564)	473 (0.367)	0.964 (<0.001)	1.000 (<0.001)
	Annual average of peak flows	0.241 (0.367)	480 (0.362)	0.946 (<0.001)	1.000 (<0.001)

The p -values of the statistical tests.

regime change were compared, along with the corresponding Q_{max} . The deviations between the historical and future RPs at the regime changes RP_{RC} were calculated only if they were significant, i.e. if the confidence intervals from scatter plots were not superimposed close to the regime change, the same as for the corresponding discharges Q_{RC} . Moreover, the QRP05, QRP10, QRP20 and QRP50 values from the three future sub-periods were extracted from the previously fitted piecewise functions (see Eq. 8) and were compared with the values from the historical period.

RESULTS

Evaluation of Potential Biases in HI Values From Climate Projections Over the Historical Reference

For the large majority of HIs, quantiles of HI_{CP_HIST} distributions were close to those of HI_{REF} following the 1:1 line, i.e. the line corresponding to the equation $y = x$ (Figure 3 for HI classes 1–3 and Supplementary Appendix Figure SA1, for HI classes 4 and 5). Only a few extreme values (1–3 out of 30) from HI_{CP_HIST} showed stronger deviations compared to those from HI_{REF} in particular for the wet index (2.WetInd in Figure 3), the annual drained water balance (3.ADWB in Figure 3), showing the strongest deviations although rarely exceeding 10%, and the length of the wet period (4.LenWetP on Supplementary Appendix Figure SA1) that were deemed negligible.

Results from the Mann–Whitney test and the Kolmogorov–Smirnov test showed no significant difference

between the distribution functions of HI_{CP_HIST} and the distribution functions of HI_{REF} from classes 1 to 5, with all p values being higher than 0.05 (Table 4). In addition, the results from Spearman and Pearson correlation tests showed that for HI classes 1–5 the HI_{REF} and HI_{CP_HIST} trends were significantly correlated (p values ≤ 0.05), with correlation coefficients currently over 0.95. Overall, these results (graphical exploration and statistical testing) supported the hypothesis that for all the HIs from classes 1 to 5, the HI_{CP_HIST} and HI_{REF} distributions did not substantially differ, which allowed us to consider that no critical bias was exposed in the use of SIDRA-RU.

The discrepancies between Q_{max} associated with the RPs from the historical reference and those obtained from the CPs in the historical period were relatively small (≤ 2 mm d^{-1}) and deemed negligible (Figure 4). Let us note that Q_{max} from the CPs appeared slightly underestimated compared to those from the historical reference, except for RPs shorter than 1.3 years. The two fitted piecewise functions, on Q_{max} from the CPs and on Q_{max} from the historical reference, were well fitted with respective small residual sum-of-squares of 0.79 and 1.98. The corresponding lines in Figure 4 show the regime change from CPs was 2 months late compared to the change from the historical reference, for an associated Q_{max} , respectively, equal to 12.3 mm d^{-1} and 12.8 mm d^{-1} . The coordinates from both breaking points appeared close.

Table 5 gathers the discharges calculated from specific RPs (QRPs) from the historical reference and those from CPs. Both sets of QRPs were calculated with the corresponding fitted piecewise functions from the analyses in Figure 4.

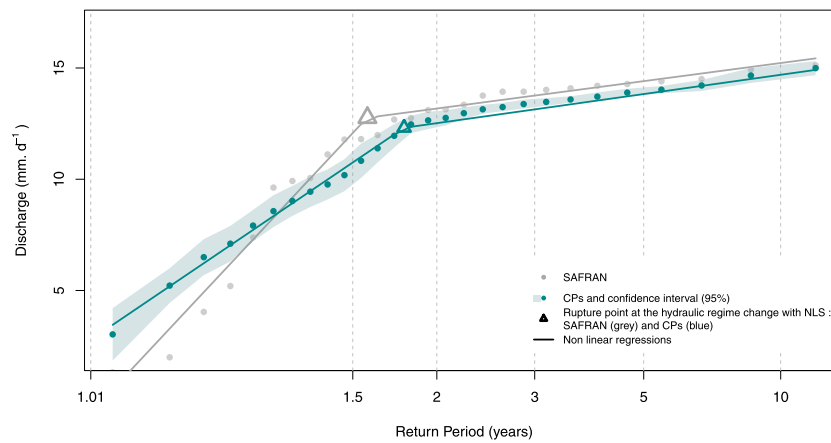


FIGURE 4 | Comparison of the specific discharges Q_{spe} (here the annual maximal discharge) associated with return periods RPs in the historical period 1975–2004 between those obtained from the CPs and those from the historical reference. The equation $Q_{spe} = f(RP)$ was fitted as a piecewise function (see **Eq. 8**) according to a non-linear regression, for both situations. The equation from the CPs was established from the mean of the distribution functions of the annual maximal discharge from the 12 CPs, supported by a confidence interval at 95%.

TABLE 5 | Comparison between the discharges from a specific return period (QRP) from the historical reference SAFRAN and those from CPs. The latter were obtained from the equation $Q_{spe} = f(RP)$ established from the mean of the distribution functions of Q_{max} from the 12 CPs.

Return Period (years)	QRP from SAFRAN (mm.d ⁻¹)	QRP from CPs (mm.d ⁻¹)
5	14.4	14.0
10	15.2	14.9
20	16.0	15.7
50	17.0	16.9

Results showed that QRPs from CPs and those from the historical reference were quite similar across the four RPs studied, except for RP = 5 years that showed the largest deviation of 0.4 mm d⁻¹, although remaining low and therefore negligible.

Evolution of the HIs From CPs in the Future

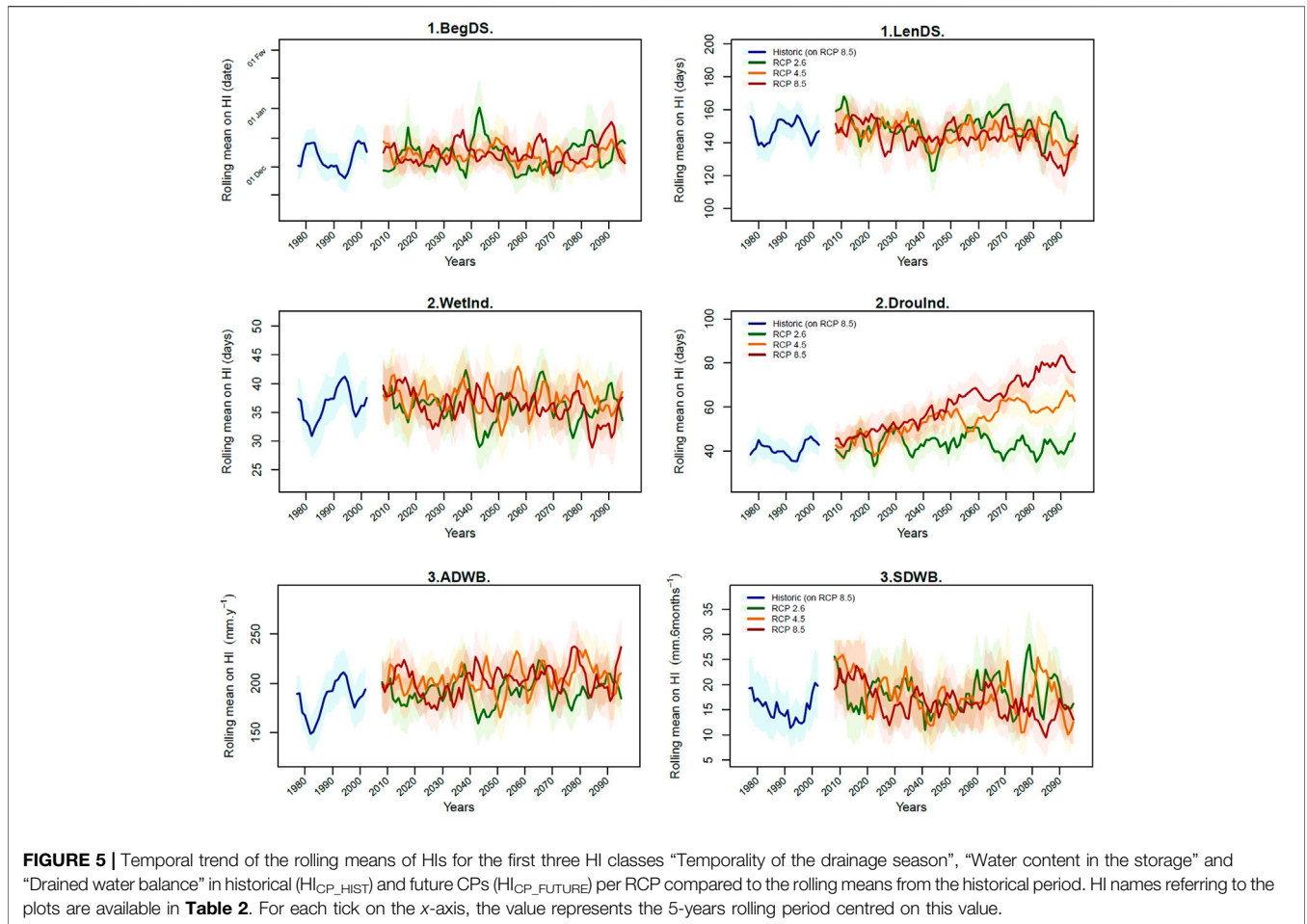
Figure 5 shows the evolution of the rolling mean in HI classes 1–3 for both the historical and the future CPs under the three RCPs (see **Supplementary Figure Appendix SB1** for the graphical results for HI classes 4–5). The results from the Mann–Kendall tests assessing the significance of trends are presented in **Table 6**. First, all of the HI_{CP_FUTURE} showed strong inter-annual variations but their trends remained relatively linear in most cases from 2006 to 2099. Second, the results showed that the number of changing HIs depended on the RCPs. The annual maximal discharge (5.MaxDisch on **Supplementary Figure Appendix SB1**) and the annual average of peak flow (5.PkFlowAve) were the only two HI_{CP_FUTURE} which changed significantly compared to the HI_{CP_HIST} under all the RCPs: They increased by 2 and 4%, respectively, under RCP2.6, by 9 and 12% under RCP4.5 and by 10 and 16% under RCP8.5. For the remaining HIs from classes 1 to 5, the more pessimistic the RCP, the higher the number of changed HIs.

Five HI_{CP_FUTURE} started to change from RCP4.5: the summer drained water balance (3.SDWB) increased by 12% and decreased by 9%, respectively, under RCP4.5 and RCP8.5; the drought index (2.DrouInd) increased by 50 and 85%, respectively, under RCP4.5 and RCP8.5; the length of the drainage season (1.LenDS) decreased by 3 and 7%, respectively, under RCP4.5 and RCP8.5; the length of the dry period increased by 2 and 6%, respectively, under RCP4.5 and RCP8.5. According to the Mann–Kendall test, the length of the recharge period (4.LenRechP) was the only HI_{CP_FUTURE} to change under RCP4.5, decreasing by 16%. Finally, two HI_{CP_FUTURE} changed significantly only under RCP8.5: the wet index (2.WetInd) and the length of the wet period (4.LenWetP) both decreased, respectively, by 5% and by 7%.

Some HI_{CP_FUTURE} showed no significant changes under any RCP: the beginning of the drainage season (1.BegDS), the annual drained water balance (3.ADWB), the length of the recession period (4.LenReceP), the annual number of flood events (5.NumFE) and the annual cumulative length in flood (5.CumLenFE). This was congruent with the graphic analysis showing that HI_{CP_FUTURE} had mean values close to the corresponding HI_{CP_HIST}.

An analysis performed on spring flood events, from April to June, showed that the number of spring flood events significantly changed from the historical period to PP3, depending on the RCP (**Supplementary Table Appendix SB1**). It increased by 43 and 10% under RCP2.6 and RCP4.5, respectively, and decreased by 5% under RCP8.5. The cumulative duration of spring floods started to change under RCP4.5, increasing by 23% and decreasing by 5% under RCP4.5 and RCP8.5, respectively. The average of spring peak flows increased by 12 and 3%, respectively, under RCP4.5 and RCP8.5. Finally, the spring maximal discharge increased only under RCP8.5 by 5%.

The comparison of Q_{max} associated with RPs from CPs between the historical period and PP3 (**Table 3**), for the three RCPs, revealed that no significant evolution in the future was



observed under RCP2.6, with the confidence intervals merging (**Figure 6**). However, Q_{max} values from the future period were slightly higher than values from the historical period under RCP4.5 and RCP8.5 for PP2 and PP3, with non-superimposing intervals (**Figure 6** and **Supplementary Figure Appendix SB2**). This was consistent with the previous result from HI class 5 showing that the more pessimistic the RCP, the higher the increase of Q_{max} . The same applies to the deviations, reaching 4 mm d⁻¹ from the same RP under RCP8.5. The lines in **Figure 6** represent the fitted piecewise functions (see **Eq. 8**) on Q_{max} series from the available CPs per RCP (**Table 1**).

Under RCP4.5, those from the future period were higher than the ones from the historical period and the regime change in RC appeared earlier by about 2.7 and 1.8 months, with the corresponding discharge Q_{RC} increasing by 0.3 and 0.4 mm d⁻¹, respectively, in PP2 and PP3 (**Table 7**). Regarding RCP8.5, the regime change appeared earlier by 2.5 and 2.9 months, with the corresponding Q_{RC} values both increasing by 0.5 mm d⁻¹, respectively, in PP2 and PP3. The discharge at the break point from the historical period was reached 4 months earlier by the end of the 21st century, i.e. twice every 3 years instead of once every 2 years.

Figure 7 shows the evolution of the QRP05, QRP10, QRP20 and QRP50 values per RCP and sub-period in the projected time.

The associated errors were established using the confidence intervals in the mean distribution function of Q_{max} from CPs. The results showed that no QRP in RCP2.6 varied from the historical period to the future, with the confidence intervals intersecting each other. In PP1, RCP8.5 induced no significant change due to intersecting confidence intervals, whereas RCP4.5 led to an increase in QRP20 and QRP50, respectively, by 0.3 and 0.5 mm d⁻¹. In PP2, neither RCP4.5 nor RCP8.5 induced significant changes in any QRP. In PP3, results showed that under RCP4.5 and RCP8.5, the four QRPs each increased by about 1 mm d⁻¹. There was no significant difference between RCP4.5 and RCP8.5 with regard to intersecting confidence intervals.

DISCUSSION

Impact of the Use of Climate Projections in SIDRA-RU on Hydrological Indicators

In this study, the future of subsurface drainage was assessed feeding the subsurface drainage model SIDRA-RU with climatic projections, resulting in climatic chronicles for a historical period (1975–2004) and a projected period (2006–2100). For HI classes 1–5, we showed that HI_{CP_HIST} and HI_{REF} trends were not

TABLE 6 | Results of Mann–Kendall tests regarding the trends from the first five HI classes—“Temporality of the drainage season”, “Water content in the storage”, “Drained water balance”, “Temporal flow dynamics” and “Annual flood events” in the projected future per RCP. Per HI, the p value corresponding to the rolling mean was supported by the p values from the tests on the confidence interval (lower limit; upper limit). The trends were defined as the relative deviation between a mean historical value from 1975–2004 and a mean future value from 2071–2099. Only trends with significant p values were calculated.

Hydrological Indicators		RCP2.6		RCP4.5		RCP8.5	
Families	Variables	Trend	Rolling mean ρ value (lower limit; upper limit)	Trend	Rolling mean ρ value (lower limit; upper limit)	Trend	Rolling mean ρ value (lower limit; upper limit)
1. Temporality of the drainage season	Beginning of the drainage season	=	0.113 (0.021; 0.385)	=	0.232 (0.355; 0.267)	⇒	0.26 (0.036; 0.554)
	Durability of the drainage season	=	0.374 (0.463; 0.196)	-3%	0.002 (0.027; <0.001)	-7%	<0.001 (<0.001; <0.001)
2. Water content in the storage	Wet index	=	0.552 (0.974; 0.208)	=	0.368 (0.487; 0.250)	-5%	<0.001 (<0.001; <0.001)
	Drought index	=	0.469 (0.385; 0.781)	+50%	<0.001 (<0.001; <0.001)	+85%	<0.001 (<0.001; <0.001)
3. Drained water balance	Annual drained water balance	=	0.060 (0.035; 0.222)	=	0.012 (0.064; 0.006)	=	0.024 (0.211; 0.001)
	Summer drained water balance	=	0.905 (0.174; 0.373)	+12%	0.001 (0.001; 0.001)	-9%	<0.001 (<0.001; <0.001)
4. Temporal flow dynamics	Dry period	=	0.894 (0.951; 0.934)	+2%	0.001 (<0.001; 0.013)	+6%	<0.001 (<0.001; <0.001)
	Recharge period	=	0.223 (0.358; 0.211)	-16%	0.005 (0.006; 0.004)	=	0.017 (0.003; 0.067)
	Wet period	=	0.832 (0.934; 0.737)	=	0.052 (0.284; 0.015)	-7%	<0.001 (<0.001; <0.001)
	Recession period	=	0.067 (0.177; 0.090)	=	0.057 (0.567; 0.011)	=	0.024 (0.119; 0.005)
5. Annual flood events	Number of annual flood events	=	0.542 (0.443; 0.860)	=	0.743 (0.447; 0.945)	=	0.197 (0.986; 0.038)
	Annual cumulative duration in flood	=	0.621 (0.294; 0.871)	=	0.145 (0.086; 0.262)	=	0.857 (0.601; 0.336)
	Annual maximal discharge	+2%	0.002 (0.001; 0.004)	+9%	0.002 (0.005; <0.001)	+10%	<0.001 (<0.001; <0.001)
	Annual average of peak flows	+4%	<0.001 (<0.001; <0.001)	+12%	0.001 (0.002; 0.001)	+16%	<0.001 (<0.001; <0.001)

The trends if the p-values are significant (p-values < 0.005).

significantly different and were strongly correlated (95%) in most cases. Although the analysis of HI class 6 revealed a possible bias in Eq. 8, it remained negligible as the regime change appeared almost at the same time and with the same specific discharge. Moreover, the QRP05, QRP10, QRP20 and QRP50 values from CPs were similar to those obtained using the observed SAFRAN reanalysis. Consequently, we assumed that bias correction of the indicators was not required to interpret their response under climate change; they have been used for long-term perspectives.

However, some of the deviations observed in extreme values between the HI_{CP_HIST} and the HI_{REF} , especially for the annual drained water balance, can be questioned. First, we can assume that the deviations arise from the method used to calculate the distribution function of each HI_{CP_HIST} . The latter was extracted from the mean of the distribution functions of the concerned HI from the 12 CPs studied in the historical period under RCP8.5 (Table 1). Consequently, the associated standard deviation was reduced compared to the reference, thus affecting extreme values. Second, the deviations arise from the modelling chain (Figure 2). There are different sources of uncertainty from the estimation of the greenhouse gas emission scenarios to the calculation of HIs, and each stage has its own contribution to the total uncertainty (Vidal et al., 2016; Lemaitre-Basset et al., 2021). The determination of these contributions is a key point in climate change impact studies (Hattermann et al., 2017), which requires further analyses. Third, the deviations arise from the

use of the SIDRA-RU model to simulate future discharges. One limitation of the study is that the specific impact of the SIDRA-RU model on the studied HIs was not analysed. One way to analyse it is to extract hydrological indicators from observation (HI_{OBS}) and to compare them to the HI_{REF} on the historical period. However, due to significant gaps in observed hydrological data to generate HI_{OBS} , we were unable to perform such a study. Another way joins the above-mentioned uncertainty analysis from climate components of the modelling chain, consisting of using several hydrological models to relatively establish the contribution of the used hydrological model to the total uncertainty. This will be done in a further study.

Evolution of Subsurface Drainage Under Climate Change

Our results showed that 2–10 out of the 17 HIs studied here were modified under climate change depending on the RCP considered. This change gradually increased as the RCP became more severe and the HIs that changed in a less severe RCP also changed in a more severe RCP: two under RCP2.6 (≈12% of HIs), six under RCP4.5 (≈35% of HIs), 10 under RCP8.5 (≈59% of HIs). This suggests that a very optimistic policy (RCP2.6) does not enable the prevention of all the changes but strongly reduces the number and the

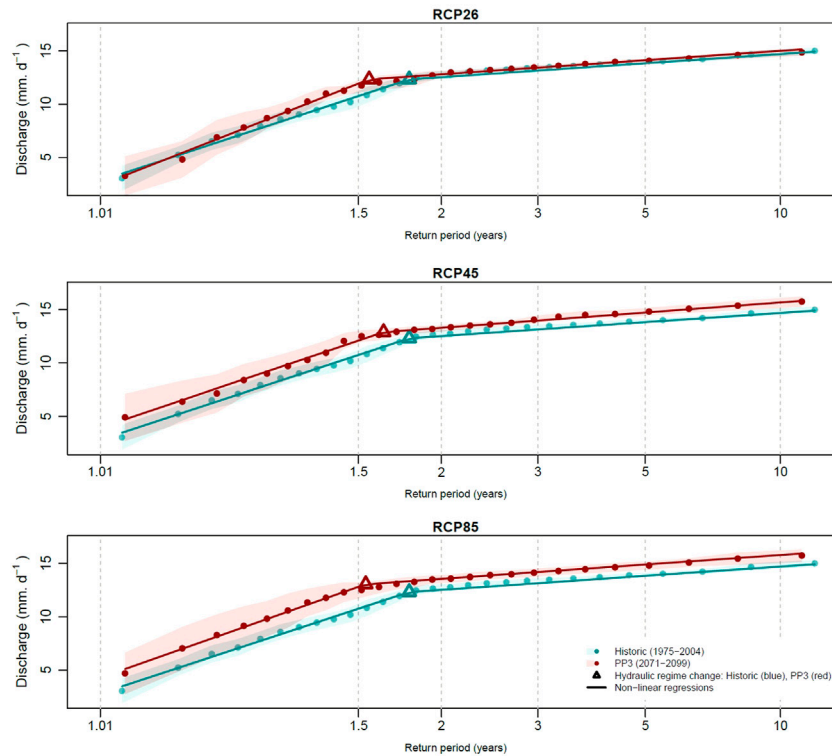


FIGURE 6 | Comparison of the specific discharges Q_{spe} (here Q_{max}) associated with return periods RPs between the projected future period 2071–2099 (red points) and the projected historical period 1975–2004 (blue points), for the three RCPs. Each scatter plot was calculated from the mean of the distribution functions of Q_{max} from the available CPs according to the corresponding RCP (Table 1), supported by a confidence interval at 95%. The equation $Q_{spe} = f(RP)$ was fitted as a piecewise function (see Eq. 8) by non-linear regression, for all cases.

TABLE 7 | Evolution of the return period in the regime change RP_{RC} and the corresponding discharges Q_{RC} in the projected future for the three RCPs. The deviations (Dev.) for RP_{RC} and Q_{RC} were only calculated when the deviations from the historical period to the future were significant, i.e. when the confidence intervals were not superimposed close to the regime change in the graphics.

RCP	Projected Time		RP_{RC} (y)	Dev. In RP_{RC} (months)	Q_{RC} (mm.d ⁻¹)	Dev. In Q_{RC} (mm.d ⁻¹)
	Historic					
			1.8	—	12.5	—
RCP 2.6	PP1		1.6	—	12.5	—
	PP2		1.7	—	12.6	—
	PP3		1.5	—	12.3	—
RCP 4.5	PP1		1.6	—	12.4	—
	PP2		1.6	-2.7	12.8	0.3
	PP3		1.6	-1.8	12.9	0.4
RCP 8.5	PP1		1.7	—	12.8	—
	PP2		1.6	-2.5	13	0.5
	PP3		1.5	-2.9	13	0.5

magnitude of changes. On the contrary, a policy that does not tackle climate change (RCP8.5, “Business as usual”) causes a larger number of changes in the present-day subsurface drainage in *La Jaillière*. First, changes appear in flood discharge. Second, the saturation in the storage is impacted, as is the hydraulic saturation of the drainage network. Finally, the temporal flow dynamics and the complete temporality of the drainage season are modified.

The HI showing the strongest change was the drought index, remaining stable under RCP2.6 but increasing significantly from 50% (+20 days) to 85% (+34 days), respectively, under RCPs 4.5 and 8.5 by 2100. This behaviour can be related to the evolution of the other HIs, such as the wet index and the length of the drainage season, both decreasing by approximately 5% under RCP8.5. Similarly, the temporal flow dynamics in the plot was modified, the dry period was longer while the wet period was shorter, by

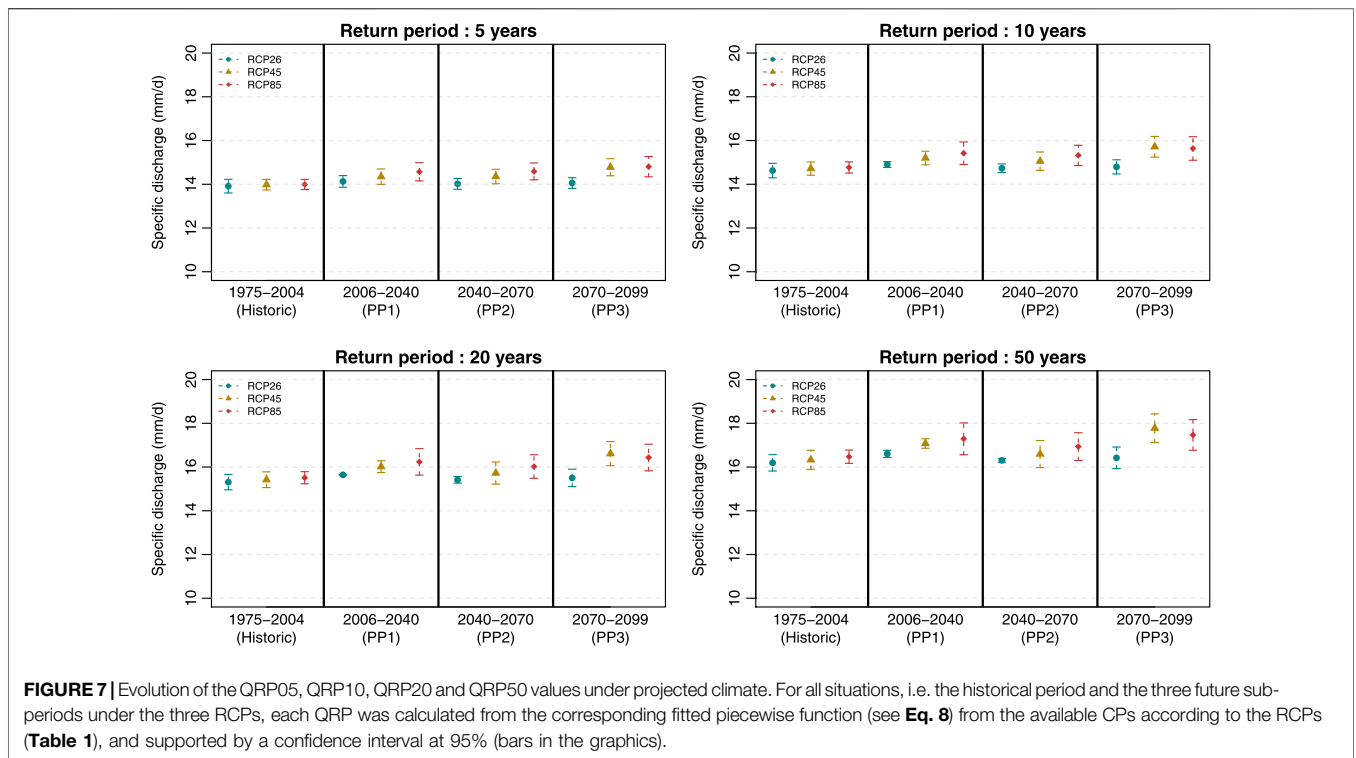


FIGURE 7 | Evolution of the QRP05, QRP10, QRP20 and QRP50 values under projected climate. For all situations, i.e. the historical period and the three future sub-periods under the three RCPs, each QRP was calculated from the corresponding fitted piecewise function (see **Eq. 8**) from the available CPs according to the RCPs (**Table 1**), and supported by a confidence interval at 95% (bars in the graphics).

approximately 6% under RCP8.5. These decreases represented an annual 15–30-days longer period of drought. Finally, the summer drained water balance under RCP8.5 by 2100 was reduced by about 10%. All these changes show that drought events are stronger according to how severe the RCP is.

On the other hand, our results showed an intensification of flood events. Indeed, the annual maximal discharge and the annual mean of peak flows were the only HIs to significantly change under all RCPs, with the strongest changes under a pessimistic RCP. Under RCP2.6, this increase was weak, approximately 2–4%. However, it was greater than 10% under RCP8.5. The intensity of flood events influences the regime of hydraulic saturation in the drainage network. Under RCP4.5 and RCP8.5, the regime change appeared 2–3 months earlier, and the same discharge appeared 4 months earlier compared to the historical period. Consequently, under these new conditions, the sustainability and effectiveness of the drainage network could be partially compromised. Moreover, the faster saturation of the drainage network may generate an earlier runoff, which is harmful for crops if the drainage system is less effective in reducing peak flow impacts.

Furthermore, the flood-specific discharge, i.e. the QRP05, QRP10, QRP20 and QRP50, potentially increasing by 2100 by approximately 0.5–1 mm d⁻¹ under RCP4.5 and RCP8.5, respectively, may enhance this effect. Considering that the risk of nitrate leaching during a flood event is highly correlated with the value of the peak flood flow, the increase in the peak flood flow may increase nitrate leaching, especially in winter (Billy et al., 2011; Tournebize et al., 2017). Pesticides, for their part, are less affected by the increase of peak flow in winter, and mostly depend

on the interaction between the beginning of the drainage season, which did not change, and the pesticide application (Branger et al., 2009; Delcour et al., 2015). This pertains to most pesticides except for the most mobile ones, e.g. glyphosate or isoproturon (Le Cor et al., 2021). Moreover, despite RCP8.5 being the most harmful RCP for water quality in winter due to nitrate leaching, our results showed that the frequency of spring flood events increased according to how optimistic the RCP was, changing from three events every 5 years to four to five events every 5 years and being more damaging for pesticide leaching during the main periods of use. The risk is weaker as the scenario becomes pessimistic, most likely correlated with the aforementioned reduction in summer discharge. A pessimistic scenario has a positive effect on water quality in terms of pesticide leaching in spring.

Some HIs did not vary under climate change, such as the beginning of the drainage season. Despite observing stronger flood events, the annual number of flood events and the annual cumulative duration of floods did not change under any RCP, which reinforces the fact that each flood event is stronger under climate change without being longer. The transitory periods from the temporal flow dynamics, i.e. the recharge and recessions periods, did not change either. Although the statistical analyses showed that the recharge period increased under RCP4.5, the increase was approximately 16% (+2 days) which is marginal given the level of uncertainty involved in this analysis cascade. This is reinforced by the fact that the drought index increased while the beginning of the drainage season did not change by 2100, meaning that the soil profile is empty during a longer period but this does not influence its recharge.

Finally, the annual drained water balance does not change under any RCP. This result contradicts the findings from the cited literature that shows either an increase (Pease et al., 2017; Sojka et al., 2020) or a decrease (Dayyani et al., 2012; Mehan et al., 2019; Jiang et al., 2020; Golmohammadi et al., 2021) by the end of the 21st century. Yet, these studies are based on methodologies similar to the one used here: A hydrological model is fed with climate projections simulated from greenhouse gas emission scenarios, mostly RCP4.5 and RCP8.5, to generate future trends. Similarly, four out of these six studies used the DRAINMOD model, including studies with divergent results, excluding the hydrological model effect on the deviation. The deviation therefore more likely arises from the differences in site locations and local climatic or pedologic conditions. This reinforces the point supported in the Introduction about how difficult it is to generalize the impacts of climate change on subsurface drainage. The results of our study are thus limited to the *La Jaillière* site. To sum up, the results can be used to make general, qualitative projections for the future of subsurface drainage in French sites with similar pedoclimatic contexts, especially the silty sites. However, it is necessary to carry out more precise studies of other drained sites in France to more accurately quantify the impact of climate change on French subsurface drainage.

To summarize, our results show an increase in drought and flood events, which is congruent with the literature predicting an intensification of extreme events such as droughts over France (IPCC, 2014; Marx et al., 2018), and depending on the socio-environmental path our societies follow, some adaptive strategies will be urgently needed. However, the reader has to keep in mind that this study is based on significant assumptions. Among them, current crop is neglected assuming that it does not significantly influence the water balance (see *The SIDRA-RU model Section*). For example, if the purpose of a future study is to assess the impact of climate change on subsurface drainage from a more agronomic point of view, the SIDRA-RU model does not appear as the wisest choice. This fact limits the emerging interpretations from this study.

Relevant Hydrological Subsurface Drainage Indicators

The major contribution of this study is to introduce 17 HIs to characterize subsurface drainage hydrology. Some HIs already existing in the literature were kept such as the annual drained water balance (Dayyani et al., 2012; Pease et al., 2017; Awad et al., 2020; Wang et al., 2021). To improve the accuracy of the analysis of subsurface drainage, new HIs were set—the length and beginning of the drainage season (Henine et al., 2022); the temporal flow dynamics class distinguishing each annual flow type (Molenat et al., 2008; Humbert et al., 2015; Strohmenger et al., 2020); HIs regarding the water content in the soil storage; HIs dealing with flood events and the discharge specific to an RP (QRP)—which is an approximate version of the indicators currently used to study the impact of climate change on conventional hydrology (Neves et al., 2020; Henriksen et al., 2021). The whole set

of HIs allows us to provide farmers and decision-makers with potentially useful tools and information (Kobierska et al., 2020) on crop management, on the risk of pesticide and nitrate leaching and on the sustainability of drainage networks designs.

Each HI informs on a different aspect of subsurface drainage. By assessing the future of 17 HIs (partially independent) instead of one-by-one, our study provides a more integrative understanding of the agrosystem response to climate change. Our study highlights three major possible changes, obviously depending on the scenario that is followed: 1) the increasing intensity of flood events enhances the exposure of crops; 2) this reinforcement also degrades agricultural water quality by favouring the leaching of pollutants; 3) drought events are longer in summer. Considered separately, each of these changes might lead decision-makers to opt for an adaptive strategy that could be inadequate for the other changes. Therefore, understanding the overall and combined impacts of these changes provides a general view of the effects of climate change on subsurface drainage and offers guidance towards the most suitable strategies to adapt to various changes.

Possible Adaptations of Subsurface Drainage to Climate Change

In the “Business as usual” RCP 8.5, the most important changes concern the increase in annual maximal discharge and the peak flows from flood events. Considering the possibly underdimensioned network of *La Jaillière*, these changes may result in the faster saturation of pipes and lead to surface runoff potentially damaging current crops. Farmers need to be informed about the risks and potential adaptation options.

One solution to prevent damage to crops from floods is to resize the network by reducing the spacing between drains and/or increasing the pipe diameter. This would increase the rate of water infiltration into the soil, so that the pipes would be filled less quickly thereby reducing the risk of crop-damaging runoff (Broadhead and Skaggs, 1982; Mulqueen, 1998; Nijland et al., 2005). Moreover, this would also reduce the risk of pollutant leaching, which is experienced when high discharges occur shortly after the application period. However, this solution is very expensive and seems difficult to achieve. Drainage system installation on new drained sites may be designed according to these requirements but complementary studies are required to show their efficiency in context of climate change.

Setting retention ponds is another way to prevent damage to crops from flood events (Ferk et al., 2020), to soften the impacts of stronger rainfall events (IPCC, 2014). Set downstream of drained plots, these ponds may also help reduce the leaching of agrochemical inputs (Blankenberg et al., 2007; Tournebize et al., 2012; Tournebize et al., 2017; Vymazal and Březinová, 2015). To be efficient, e.g. cutting 50% of nitrate leaching, the ratio between the pond size and the area of the corresponding drained field must be greater than 2% (Tournebize et al., 2017). Finally, the retention ponds can be useful for saving the excess water in winter from rainfall or direct discharge from the surface drainage network, to be reused for the possible increasing

irrigation needs in view of the expected reduction in summer drained water balance under RCP8.5 (Watanabe, 2016; Awad et al., 2020). This strategy was tested in a French context similar to *La Jaillière* and the ratio of water from winter storage to summer represented 14% of the annual irrigation supplies (Tournebize et al., 2015). However, even if the French government provides financial support to promote and preserve wetlands (Tuffnell and Bignon, 2019), the construction of ponds requires either the allocation of part of the field area, involving a net loss in crop productivity for farmers, or dedicating an equivalent surface connected to the hydraulic network from the drained plot. Both solutions might be troublesome in terms of land management, and therefore such a strategy is inherently challenging to implement in practice.

Instead of adapting the hydraulic dimension of subsurface drainage to climate change, changing agricultural practices can be useful to adapt to its effects. Indeed, the rising frequency of stronger events in a shorter period may increase the number of days of tillage by farmers and then compel them to adapt their agricultural calendar, e.g. to bring forward spring crop sowing. Another solution could be to use crop varieties that grow better in a warmer climate that lead to a decrease in water-holding capacity in summer, e.g. spring crops with a shorter development period, or that are more resilient to flood events (Teixeira et al., 2018) instead of the usual winter wheat and corn. Similarly, shifting the current cultural strategy to more resilient strategies such as crop diversification (Nazir and Das Lohano, 2022) might help to adapt agriculture to the increase in flood events. Changes in tillage practices may also play a role in the adaptation of practices to climate change (Dairon et al., 2017). Further studies are required to validate such proposals. Other less invasive strategies might also be adopted to prevent subsurface drainage from climate change effects, such as numerical tools to help farmers make decisions according to a reasoned use of agrochemicals, e.g. targeting specific times of pesticide supply depending on the season (Lewan et al., 2009; Kobińska et al., 2020).

CONCLUSION

The aim of this study was to assess the possible future of subsurface drainage under climate change using a large and comprehensive range of hydrological indicators. We first verified that we could use the projected historical hydrological indicators as reference in our subsequent analysis without including critical bias. We then showed that the more pessimistic the scenario of climate change, the more significant the changes in the indicators—a trend that is amplified with time until 2100. Under RCP8.5, the “Business as usual” scenario, the most harmful expected changes are that: 1) the increasing intensity of flood events enhances crop exposure; 2) this reinforcement also deteriorates agricultural water quality by favouring pollutant leaching; 3) drought events are longer in summer. Subsurface drainage will still be usable by 2100, but following the adopted

environmental policy, some adaptation strategies are required to best deal with these changes and preserve the environment. However, although the *La Jaillière* pedology might be a relevant reference for the French drained areas, its climate is location-specific. Analysing the projection of the indicators presented here in other French drained sites subject to different climate conditions and defined by a greater variety of soil types is therefore necessary, thereby allowing for a broader assessment of the future of French subsurface drainage under climate change.

DATA AVAILABILITY STATEMENT

The datasets presented in this article are not readily available because climatic data for this work were provided by Météo-France and are not publicly available since they are part of a commercial product. Météo-France can freely provide them on request for research and non-profit purposes. Requests to access the datasets should be directed to Météo-France, contactmail@meteo.fr.

AUTHOR CONTRIBUTIONS

AeJ, GT, and JT conceptualized the work. AiJ provided the methodological guidelines on statistical tests. AeJ drafted the paper. GT, AiJ, PM, and JT all revised the paper and contributed to its analyses and discussions.

FUNDING

This research has been supported by the ANR under the “Investissements d’avenir” programme (Grant Nos. ANR-16-CONV-0003 and CLAND project).

ACKNOWLEDGMENTS

We express our gratitude to the Météo-France Meteorological Agency for providing the SAFRAN data and the climate projections from the Euro-Cordex project used in this work. Moreover, we thank the ARVALIS Plant Sciences Institute for providing data from the *La Jaillière* measurement site. Finally, we want to thank Lila Collet who processed the Euro-Cordex project data to make them usable for this study.

SUPPLEMENTARY MATERIAL

The Supplementary Material for this article can be found online at: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2022.899226/full#supplementary-material>

REFERENCES

- Abd-Elaty, I., Sallam, G. A. H., Straface, S., and Scozzari, A. (2019). Effects of Climate Change on the Design of Subsurface Drainage Systems in Coastal Aquifers in Arid/Semi-Arid Regions: Case Study of the Nile Delta. *Sci. Total Environ.* 672, 283–295. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.03.483
- Arnell, N. W., and Gosling, S. N. (2016). The Impacts of Climate Change on River Flood Risk at the Global Scale. *Clim. Change* 134, 387–401. doi:10.1007/s10584-014-1084-5
- Arnell, N. W., and Reynard, N. S. (1996). The Effects of Climate Change Due to Global Warming on River Flows in Great Britain. *J. Hydrology* 183, 397–424. doi:10.1016/0022-1694(95)02950-8
- Augeard, B., Nedelec, Y., Birgand, F., Chaumont, C., and Ansart, P. (2008). “Effect of a Nonlinear Runoff Response on Flood Statistical Properties : the Case of a Tile-Drained Watershed,” in *IAHS-AISH Publication. Presented at the Groundwater-Surface Water Interaction (Process Understanding, Conceptualization and Modelling) Proceedings of Symposium HS1002 at IUGG2007* Perugia, Italy, 124–133.
- Awad, A., Luo, W., and Zou, J. (2021). DRAINMOD Simulation of Paddy Field Drainage Strategies and Adaptation to Future Climate Change in Lower Reaches of the Yangtze River Basin *. *Irrig. Drain.* 70, 819–831. doi:10.1002/ird.2564
- Baize, D., and Jabiol, B. (2011). *Guide pour la description des sols, Collection Savoir-Faire*. Versailles, France: Editions Quae.
- Barrett, T. J., Hille, K. A., Sharpe, R. L., Harris, K. M., Machtans, H. M., and Chapman, P. M. (2015). Quantifying Natural Variability as a Method to Detect Environmental Change: Definitions Of The Normal Range For A Single Observation And The Mean Of M Observations. *Environ. Toxicol. Chem.* 34, 1185–1195. doi:10.1002/etc.2915
- Billy, C., Birgand, F., Sebilo, M., Billen, G., Tournebize, J., and Kao, C. (2011). Nitrate Dynamics in Artificially Drained Nested Watersheds. *Phys. Chem. Earth, Parts A/B/C* 36, 506–514. doi:10.1016/j.pce.2008.09.007
- Birnbaum, Z. W., and Tingey, F. H. (1951). One-Sided Confidence Contours for Probability Distribution Functions. *Ann. Math. Stat.* 22, 592–596. doi:10.1214/aoms/1177729550
- Blankenberg, A.-G. B., Haarstad, K., and Braskerud, B. C. (2007). Pesticide Retention in an Experimental Wetland Treating Non-point Source Pollution from Agriculture Runoff. *Water Sci. Technol.* 55, 37–44. doi:10.2166/wst.2007.070
- Bourgin, P. Y., Lobligeois, F., Peschard, J., Andréassian, V., Le Moine, N., Coron, L., et al. (2010). *Description des caractéristiques morphologiques, climatiques et hydrologiques de 4436 bassins versants français. Guide d'utilisation de la base de données hydro-climatique (Rapport technique)*. Antony, France: IRSTEA.
- Boussinesq, J. (1904). Recherches théoriques sur l'écoulement des nappes d'eau infiltrées dans le sol et sur le débit des sources. *J. de Mathématiques Pures Appliquées* 10, 5–78.
- Branger, F., Tournebize, J., Carluier, N., Kao, C., Braud, I., and Vauclin, M. (2009). A Simplified Modelling Approach for Pesticide Transport in a Tile-Drained Field: The PESTDRAIN Model. *Agric. Water Manag.* 96, 415–428. doi:10.1016/j.agwat.2008.09.005
- Broadhead, R. G., and Skaggs, R. W. (1982). *Drainage Strategies and Peak Flood Flows*. St Joseph, MI: Presented at the Summer Meeting of the American Society of Agricultural Engineers, American Society of Agricultural Engineers ASAE
- Carvalho-Santos, C., Nunes, J. P., Monteiro, A. T., Hein, L., and Honrado, J. P. (2016). Assessing the Effects of Land Cover and Future Climate Conditions on the Provision of Hydrological Services in a Medium-Sized Watershed of Portugal. *Hydrol. Process.* 30, 720–738. doi:10.1002/hyp.10621
- Charlton, M. B., and Arnell, N. W. (2014). Assessing the Impacts of Climate Change on River Flows in England Using the UKCP09 Climate Change Projections. *J. Hydrology* 519, 1723–1738. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.09.008
- Conover, W. J. (1971). *Practical Nonparametric Statistics*. New York: John Wiley & Sons.
- Córdova, M., Carrillo-Rojas, G., Crespo, P., Wilcox, B., and Célleri, R. (2015). Evaluation of the Penman-Monteith (FAO 56 PM) Method for Calculating Reference Evapotranspiration Using Limited Data. *Mt. Res. Dev.* 35, 230–239. doi:10.1659/mrd-journal-d-14-0024.1
- Dairon, R., Dutertre, A., Tournebize, J., Marks-Perreau, J., and Carluier, N. (2017). Long-term Impact of Reduced Tillage on Water and Pesticide Flow in a Drained Context. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 6866–6877. doi:10.1007/s11356-016-8123-x
- Deelstra, J. (2015). Climate Change and Subsurface Drainage Design: Results from a Small Field-Scale Catchment in South-Western Norway. *Acta Agric. Scand. Sect. B - Soil and Plant Sci.* 65, 58–65. doi:10.1080/09064710.2014.975836
- Delcour, I., Spanoghe, P., and Uyttendaele, M. (2015). Literature Review: Impact of Climate Change on Pesticide Use. *Food Res. Int.* 68, 7–15. doi:10.1016/j.foodres.2014.09.030
- Dayyani, S., Prasher, S., Madani, A., and Madramootoo, C. (2012). Impact of Climate Change on the Hydrology and Nitrogen Pollution in a Tile-Drained Agricultural Watershed in Eastern Canada. *Trans. ASABE* 55, 389–401. doi:10.13031/2013.41380
- Ferk, M., Ciglić, R., Komac, B., and Loczy, D. (2020). Management of Small Retention Ponds and Their Impact on Flood Hazard Prevention in the Slovenske Gorice Hills. *Acta Geogr. Slov.* 60, 107–125. doi:10.3986/ags.7675
- FOCUS (2012). *FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios. EC Document Reference SANCO/4802/2001-rev.2. FOCUS. (Revised version SANCO/4802/2001-rev.2)*.
- Garner, G., Van Loon, A. F., Prudhomme, C., and Hannah, D. M. (2015). Hydroclimatology of Extreme River Flows. *Freshw. Biol.* 60, 2461–2476. doi:10.1111/fwb.12667
- Golmohammadi, G., Rudra, R. P., Parkin, G. W., Kulasekera, P. B., Macrae, M., and Goel, P. K. (2021). Assessment of Impacts of Climate Change on Tile Discharge and Nitrogen Yield Using the DRAINMOD Model. *Hydrology* 8, 1. doi:10.3390/hydrology8010001
- Grusson, Y., Wesström, I., and Joel, A. (2021). Impact of Climate Change on Swedish Agriculture: Growing Season Rain Deficit and Irrigation Need. *Agric. Water Manag.* 251, 106858. doi:10.1016/j.agwat.2021.106858
- Gumbel, E. J. (1954). *Statistical Theory of Extreme Values and Some Practical Applications: A Series of Lectures*. Washington DC, United States: U.S. Government Printing Office.
- Hattermann, F. F., Krysanova, V., Gosling, S. N., Dankers, R., Daggupati, P., Donnelly, C., et al. (2017). Cross-scale Intercomparison of Climate Change Impacts Simulated by Regional and Global Hydrological Models in Eleven Large River Basins. *Clim. Change* 141, 561–576. doi:10.1007/s10584-016-1829-4
- Henine, H., Chaumont, C., Tournebize, J., Augeard, B., Kao, C., and Nedelec, Y. (2012). Le rôle des réseaux de drainage agricole dans le ralentissement dynamique des crues : interprétation des données de l'observatoire « Orgeval ». *Sci. Eaux Territ. Cahier spécial*, 16–23. doi:10.3917/set.hs05.0004
- Henine, H., Jeantet, A., Chaumont, C., Chelil, S., Lauvernet, C., and Tournebize, J. (2022). Coupling of a Subsurface Drainage Model with a Soil Reservoir Model to Simulate Drainage Discharge and Drain Flow Start. *Agric. Water Manag.* 262, 107318. doi:10.1016/j.agwat.2021.107318
- Henine, H., Nédélec, Y., Augeard, B., Birgand, F., Chaumont, C., Ribstein, P., et al. (2010). Effect of Pipe Pressurization on the Discharge of a Tile Drainage System. *Vadose Zone J.* 9, 36–42. doi:10.2136/vzj2008.0152
- Henine, H., Nédélec, Y., and Ribstein, P. (2014). Coupled Modelling of the Effect of Overpressure on Water Discharge in a Tile Drainage System. *J. Hydrology* 511, 39–48. doi:10.1016/j.jhydrol.2013.12.016
- Henriksen, H. J., Jakobsen, A., Pasten-Zapata, E., Trolborg, L., and Sonnenborg, T. O. (2021). Assessing the Impacts of Climate Change on Hydrological Regimes and Fish EQR in Two Danish Catchments. *J. Hydrology Regional Stud.* 34, 100798. doi:10.1016/j.ejrh.2021.100798
- Hipel, K. W., and McLeod, A. I. (1994). “Nonparametric Tests for Trend Detection,” *Time Series Modelling of Water Resources and Environmental Systems, Developments in Water Science* (Elsevier), 853–938. doi:10.1016/S0167-5648(08)70688-9
- Hollander, M., and Wolfe, D. A. (1973). *Nonparametric Statistical Methods*. Ann Arbor, United States: Wiley.
- Humbert, G., Jaffrezic, A., Fovet, O., Gruau, G., and Durand, P. (2015). Dry-season Length and Runoff Control Annual Variability in Stream DOC Dynamics in a Small, Shallow Groundwater-dominated Agricultural Watershed. *Water Resour. Res.* 51, 7860–7877. doi:10.1002/2015wr017336

- ICID (2021). *Agricultural Water Management for Sustainable Rural Development (Annual Report)*. New Delhi, India: ICID.
- IPCC, F. C. (2014). "Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects," IPCC, ed. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability in Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Cambridge, United Kingdom and New York, NY: Cambridge University Press).
- IPCC, F. C. (2008). *Technical Paper on Climate Change and Water*. I, IPCC, ed. Cambridge, United Kingdom/New York, NY, USA.
- IUSS Working Group WRB (2015). *World Reference Base for Soil Resources 2014, Update 2015 International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps (Technical Report No. 106)*. Rome: World Soil Resources Reports/FAO.
- Jacob, D., Petersen, J., Eggert, B., Alias, A., Christensen, O. B., Bouwer, L. M., et al. (2014). EURO-CORDEX: New High-Resolution Climate Change Projections for European Impact Research. *Reg. Environ. Change* 14, 563–578. doi:10.1007/s10113-013-0499-2
- Jamagne, M. (1968). *Bases et techniques d'une cartographie des sols*. Paris, France: Institut National de la Recherche Agronomique.
- Jeantet, A., Henine, H., Chaumont, C., Collet, L., Thirel, G., and Tournebize, J. (2021). Robustness of a Parsimonious Subsurface Drainage Model at the French National Scale. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 25, 5447–5471. doi:10.5194/hess-25-5447-2021
- Jiang, Q., Qi, Z., Xue, L., Bukovsky, M., Madramootoo, C. A., and Smith, W. (2020). Assessing Climate Change Impacts on Greenhouse Gas Emissions, N Losses in Drainage and Crop Production in a Subsurface Drained Field. *Sci. Total Environ.* 705, 135969. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.135969
- Kalantari, Z. (2011). *Adaptation of Road Drainage Structures to Climate Change*. Stockholm, Sweden: KTH Royal Institute of Technology.
- Khalik, M. N., Ouarda, T. B. M. J., Gachon, P., Sushama, L., and St-Hilaire, A. (2009). Identification of Hydrological Trends in the Presence of Serial and Cross Correlations: A Review of Selected Methods and Their Application to Annual Flow Regimes of Canadian Rivers. *J. Hydrology* 368, 117–130. doi:10.1016/j.jhydrol.2009.01.035
- Kobierska, F., Koch, U., Kasteel, R., Stamm, C., and Prasuhn, V. (2020). Plant Protection Product Losses via Tile Drainage: A Conceptual Model and Mitigation Measures. *Agrar. Schweiz* 11, 115–123. doi:10.34776/afs11-115
- Kundzewicz, Z. W., Kanae, S., Seneviratne, S. I., Handmer, J., Nicholls, N., Peduzzi, P., et al. (2014). Flood Risk and Climate Change: Global and Regional Perspectives. *Hydrological Sci. J.* 59, 1–28. doi:10.1080/02626667.2013.857411
- Kuzmanovski, V., Trajanov, A., Leprince, F., Džeroski, S., and Debeljak, M. (2015). Modeling Water Outflow from Tile-Drained Agricultural Fields. *Sci. Total Environ.* 505, 390–401. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.10.009
- Lagacherie, P., and Favrot, J. C. (1987). *Synthèse générale sur les études de secteurs de référence drainage*. Montpellier, France: INRA.
- Lange, B., Germann, P. F., and Lüscher, P. (2011). Runoff-generating Processes in Hydromorphic Soils on a Plot Scale: Free Gravity-Driven versus Pressure-Controlled Flow. *Hydrol. Process.* 25, 873–885. doi:10.1002/hyp.7873
- Le Cor, F., Slaby, S., Dufour, V., Iuretig, A., Feidt, C., Dauchy, X., et al. (2021). Occurrence of Pesticides and Their Transformation Products in Headwater Streams: Contamination Status and Effect of Ponds on Contaminant Concentrations. *Sci. Total Environ.* 788, 147715. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.147715
- Lebrun, J. D., Ayrault, S., Drouet, A., Bordier, L., Fechner, L. C., Uher, E., et al. (2019). Ecodynamics and Bioavailability of Metal Contaminants in a Constructed Wetland within an Agricultural Drained Catchment. *Ecol. Eng.* 136, 108–117. doi:10.1016/j.ecoleng.2019.06.012
- Lemaître-Basset, T., Collet, L., Thirel, G., Parajka, J., Evin, G., and Hingray, B. (2021). Climate Change Impact and Uncertainty Analysis on Hydrological Extremes in a French Mediterranean Catchment. *Hydrological Sci. J.* 66, 888–903. doi:10.1080/02626667.2021.1895437
- Lemaître-Basset, T., Oudin, L., Thirel, G., and Collet, L. (2022). Unravelling the Contribution of Potential Evaporation Formulation to Uncertainty under Climate Change. *Hydrology Earth Syst. Sci.* 26, 2147–2159. doi:10.5194/hess-26-2147-2022
- Lesaffre, B. (1989). *Fonctionnement hydrologique et hydraulique du drainage souterrain des sols temporairement engorgés : débits de pointe et modèle SIDRA : extension des principes théoriques de Boussinesq et Guyon*. PhD thesis, 6. Paris.
- Lewan, E., Kreuger, J., and Jarvis, N. (2009). Implications of Precipitation Patterns and Antecedent Soil Water Content for Leaching of Pesticides from Arable Land. *Agric. Water Manag.* 96, 1633–1640. doi:10.1016/j.agwat.2009.06.006
- Mann, H. B. (1945). Nonparametric Tests Against Trend. *Econometrica* 13, 245–259. doi:10.2307/1907187
- Mann, H. B., and Whitney, D. R. (1947). On a Test of whether One of Two Random Variables Is Stochastically Larger Than the Other. *Ann. Math. Stat.* 18, 50–60. doi:10.1214/aoms/1177730491
- Marx, A., Kumar, R., Thober, S., Rakovec, O., Wanders, N., Zink, M., et al. (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. doi:10.5194/hess-22-1017-2018
- Maurer, E. P., Hidalgo, H. G., Das, T., Dettinger, M. D., and Cayan, D. R. (2010). The Utility of Daily Large-Scale Climate Data in the Assessment of Climate Change Impacts on Daily Streamflow in California. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 14, 1125–1138. doi:10.5194/hess-14-1125-2010
- McLeod, A. I. (2011). *Kendall Rank Correlation and Mann-Kendall Trend Test, R Package*.
- Mechoch, C. R., and Arakawa, A. (2003). "General Circulation | Models," in *Encyclopedia of Atmospheric Sciences*. Editor J. R. Holton (Oxford: Academic Press), 861–869. doi:10.1016/B0-12-227090-8/00157-3
- Mehan, S., Aggarwal, R., Gitau, M. W., Flanagan, D. C., Wallace, C. W., and Frankenberger, J. R. (2019). Assessment of Hydrology and Nutrient Losses in a Changing Climate in a Subsurface-Drained Watershed. *Sci. Total Environ.* 688, 1236–1251. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.06.314
- Molenat, J., Gascuel-Oudou, C., Ruiz, L., and Gruau, G. (2008). Role of Water Table Dynamics on Stream Nitrate Export and Concentration in Agricultural Headwater Catchment (France). *J. Hydrology* 348, 363–378. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.10.005
- Moss, R., Babiker, W., Brinkman, S., Calvo, E., Carter, T., Edmonds, J., et al. (2008). *Towards New Scenarios for the Analysis of Emissions: Climate Change, Impacts and Response Strategies*. Geneva, Switzerland: Intergovernmental Panel on Climate Change Secretariat IPCC.
- Mukundan, R., Hoang, L., Gelda, R. K., Yeo, M.-H., and Owens, E. M. (2020). Climate Change Impact on Nutrient Loading in a Water Supply Watershed. *J. Hydrology* 586, 124868. doi:10.1016/j.jhydrol.2020.124868
- Mulqueen, J. (1998). Depth, Spacing and Length of Mole Drains with Applications to Afforestation. *Ir. J. Agric. Food Res.* 37, 39–49.
- Nam, W.-H., Hayes, M. J., Svoboda, M. D., Tadesse, T., and Wilhite, D. A. (2015). Drought Hazard Assessment in the Context of Climate Change for South Korea. *Agric. Water Manag.* 160, 106–117. doi:10.1016/j.agwat.2015.06.029
- Navarro-Racines, C., Tarapues, J., Thornton, P., Jarvis, A., and Ramirez-Villegas, J. (2020). High-resolution and Bias-Corrected CMIP5 Projections for Climate Change Impact Assessments. *Sci. Data* 7, 7. doi:10.1038/s41597-019-0343-8
- Nazir, A., and Das Lohano, H. (2022). "Resilience through Crop Diversification in Pakistan," in *Climate Change and Community Resilience: Insights from South Asia*. Editors A. K. Enamul Haque, P. Mukhopadhyay, M. Nepal, and M. R. Shammin (Singapore: Springer), 431–442. doi:10.1007/978-981-16-0680-9_28
- Nedelec, Y. (2005). *Interactions en crue entre drainage souterrain et assainissement agricole (phdthesis)*. Paris, France: ENGREF AgroParisTech.
- Neves, G. L., Barbosa, M. A. G. A., Anjinho, P. d. S., Guimarães, T. T., das Virgens Filho, J. S., and Mauad, F. F. (2020). Evaluation of the Impacts of Climate Change on Streamflow through Hydrological Simulation and under Downscaling Scenarios: Case Study in a Watershed in Southeastern Brazil. *Environ. Monit. Assess.* 192, 707. doi:10.1007/s10661-020-08671-x
- Nijland, H., Croon, F., and Ritzema, H. (2005). *Subsurface Drainage Practices : Guidelines for the Implementation, Operation and Maintenance of Subsurface Pipe Drainage Systems*. Wageningen, Netherlands: Alterra, ILRI Publication.
- Pearson, K., and Galton, F. (1895). VII. Note on Regression and Inheritance in the Case of Two Parents. *Proc. R. Soc. Lond.* 58, 240–242. doi:10.1098/rsp1895.0041
- Pease, L. A., Fausey, N. R., Martin, J. F., and Brown, L. C. (2017). Projected Climate Change Effects on Subsurface Drainage and the Performance of Controlled

- Drainage in the Western Lake Erie Basin. *J. Soil Water Conservation* 72, 240–250. doi:10.2489/jswc.72.3.240
- Potter, N. J., Chiew, F. H. S., Charles, S. P., Fu, G., Zheng, H., and Zhang, L. (2020). Bias in Dynamically Downscaled Rainfall Characteristics for Hydroclimatic Projections. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 24, 2963–2979. doi:10.5194/hess-24-2963-2020
- Prudhomme, C., Giuntoli, I., Robinson, E. L., Clark, D. B., Arnell, N. W., Dankers, R., et al. (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. doi:10.1073/pnas.1222473110
- Prudhomme, C., Wilby, R. L., Crooks, S., Kay, A. L., and Reynard, N. S. (2010). Scenario-neutral Approach to Climate Change Impact Studies: Application to Flood Risk. *J. Hydrology* 390, 198–209. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.06.043
- R Core Team (2021). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Randall, D., Zehnder, J., and Reviewer, . (2001). General Circulation Model Development: Past, Present, and Future. International Geophysics Series, Vol 70. *Int. Geophys. Series Applied Mech. Rev.* 7054, B94. doi:10.1115/1.1399682
- Riahi, K., Rao, S., Krey, V., Cho, C., Chirkov, V., Fischer, G., et al. (2011). RCP 8.5—A Scenario of Comparatively High Greenhouse Gas Emissions. *Clim. Change* 109, 33–57. doi:10.1007/s10584-011-0149-y
- Saporta, G. (2006). *Probabilités, Analyse des données et statistique*. Paris, France: Technip.
- Shrestha, S., Bhatta, B., Shrestha, M., and Shrestha, P. K. (2018). Integrated Assessment of the Climate and Landuse Change Impact on Hydrology and Water Quality in the Songkhram River Basin, Thailand. *Sci. Total Environ.* 643, 1610–1622. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.06.306
- Sojka, M., Kozłowski, M., Kęsicka, B., Wróżyński, R., Stasik, R., Napierała, M., et al. (2020). The Effect of Climate Change on Controlled Drainage Effectiveness in the Context of Groundwater Dynamics, Surface, and Drainage Outflows. *Central-western Pol. case study* 10, 625. doi:10.3390/agronomy10050625
- Soubeyroux, J.-M., Bernus, S., Corre, L., Drouin, A., Dubuisson, B., Etchevers, P., et al. (2021). *Les nouvelles projections climatiques de référence DRIAS 2020 pour la métropole*. Toulouse, France: DRIAS.
- Spearman, C. (1904). The Proof and Measurement of Association between Two Things. *Am. J. Psychol.* 15, 72–101. doi:10.2307/1412159
- Strohmeier, L., Fovet, O., Akkal-Corfini, N., Dupas, R., Durand, P., Faucheux, M., et al. (2020). Multitemporal Relationships between the Hydroclimate and Exports of Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in a Small Agricultural Watershed. *Water Resour. Res.* 56, e2019WR026323. doi:10.1029/2019wr026323
- Teixeira, E. I., de Ruiter, J., Ausseil, A.-G., Daigneault, A., Johnstone, P., Holmes, A., et al. (2018). Adapting Crop Rotations to Climate Change in Regional Impact Modelling Assessments. *Sci. Total Environ.* 616, 785–795. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.10.247
- Thompson, J. A., Bell, J. C., and Butler, C. A. (1997). Quantitative Soil-Landscape Modeling for Estimating the Areal Extent of Hydromorphic Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 971–980. doi:10.2136/sssaj1997.03615995006100030037x
- Thomson, A. M., Calvin, K. V., Smith, S. J., Kyle, G. P., Volke, A., Patel, P., et al. (2011). RCP4.5: a Pathway for Stabilization of Radiative Forcing by 2100. *Clim. Change* 109, 77–94. doi:10.1007/s10584-011-0151-4
- Tournebize, J., Chaumont, C., Fesneau, C., Guenne, A., Vincent, B., Garnier, J., et al. (2015). Long-term Nitrate Removal in a Buffering Pond-Reservoir System Receiving Water from an Agricultural Drained Catchment. *Ecol. Eng.* 80, 32–45. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.11.051
- Tournebize, J., Chaumont, C., and Mander, Ü. (2017). Implications for Constructed Wetlands to Mitigate Nitrate and Pesticide Pollution in Agricultural Drained Watersheds. *Ecol. Eng.* 103, 415–425. doi:10.1016/j.ecoleng.2016.02.014
- Tournebize, J., Gramaglia, C., Birmant, F., Bouarfa, S., Chaumont, C., and Vincent, B. (2012). Co-Design of Constructed Wetlands to Mitigate Pesticide Pollution in a Drained Catch-Basin: A Solution to Improve Groundwater Quality. *Irrig. Drain.* 61, 75–86. doi:10.1002/ird.1655
- Tuffnell, F., and Bignon, J. (2019). *Terres d'eau, terres d'avenir : "Faire de nos zones humides des territoires pionniers de la transition écologique" (Final report)*. Paris: French National Assembly & French Senat.
- Tuohy, P., O' Loughlin, J., Peyton, D., and Fenton, O. (2018). The Performance and Behavior of Land Drainage Systems and Their Impact on Field Scale Hydrology in an Increasingly Volatile Climate. *Agric. Water Manag.* 210, 96–107. doi:10.1016/j.agwat.2018.07.033
- van Vuuren, D. P., den Elzen, M. G. J., Lucas, P. L., Eickhout, B., Strengers, B. J., van Ruijven, B., et al. (2007). Stabilizing Greenhouse Gas Concentrations at Low Levels: an Assessment of Reduction Strategies and Costs. *Clim. Change* 81, 119–159. doi:10.1007/s10584-006-9172-9
- Verfaillie, D., Déqué, M., Morin, S., and Lafaysse, M. (2017). The Method ADAMONT v1.0 for Statistical Adjustment of Climate Projections Applicable to Energy Balance Land Surface Models. *Geosci. Model Dev.* 10, 4257–4283. doi:10.5194/gmd-10-4257-2017
- Vidal, J.-P., Hingray, B., Magand, C., Sauquet, E., and Ducharne, A. (2016). Hierarchy of Climate and Hydrological Uncertainties in Transient Low-Flow Projections. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 20, 3651–3672. doi:10.5194/hess-20-3651-2016
- Vidal, J.-P., Martin, E., Franchistéguy, L., Baillon, M., and Soubeyroux, J.-M. (2010). A 50-year High-Resolution Atmospheric Reanalysis over France with the Safran System. *Int. J. Climatol.* 30, 1627–1644. doi:10.1002/joc.2003
- Vymazal, J., and Březinová, T. (2015). The Use of Constructed Wetlands for Removal of Pesticides from Agricultural Runoff and Drainage: A Review. *Environ. Int.* 75, 11–20. doi:10.1016/j.envint.2014.10.026
- Wang, Z., Zhang, T. Q., Tan, C. S., Xue, L., Bukovsky, M., and Qi, Z. M. (2021). Modeling Impacts of Climate Change on Crop Yield and Phosphorus Loss in a Subsurface Drained Field of Lake Erie Region, Canada. *Agric. Syst.* 190, 103110. doi:10.1016/j.agry.2021.103110
- Watanabe, T. (2016). How Do Irrigation and Drainage Play an Important Role in Climate Change Adaptation? *Irrig. Drain.* 65, 189–196. doi:10.1002/ird.1980
- Xu, X., Wang, Y.-C., Kalcic, M., Muenich, R. L., Yang, Y. C. E., and Scavia, D. (2019). Evaluating the Impact of Climate Change on Fluvial Flood Risk in a Mixed-Use Watershed. *Environ. Model. Softw.* 122, 104031. doi:10.1016/j.envsoft.2017.07.013
- Yin, J., Yu, D., Yin, Z., Liu, M., and He, Q. (2016). Evaluating the Impact and Risk of Pluvial Flash Flood on Intra-urban Road Network: A Case Study in the City Center of Shanghai, China. *J. Hydrology* 537, 138–145. doi:10.1016/j.jhydrol.2016.03.037
- Zhang, Y., Wang, Y., Chen, Y., Liang, F., and Liu, H. (2019). Assessment of Future Flash Flood Inundations in Coastal Regions under Climate Change Scenarios—A Case Study of Hadahe River Basin in Northeastern China. *Sci. Total Environ.* 693, 133550. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.07.356

Conflict of Interest: The authors declare that the research was conducted in the absence of any commercial or financial relationships that could be construed as a potential conflict of interest.

Publisher's Note: All claims expressed in this article are solely those of the authors and do not necessarily represent those of their affiliated organizations, or those of the publisher, the editors and the reviewers. Any product that may be evaluated in this article, or claim that may be made by its manufacturer, is not guaranteed or endorsed by the publisher.

Copyright © 2022 Jeantet, Thirel, Jeliakov, Martin and Tournebize. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC BY). The use, distribution or reproduction in other forums is permitted, provided the original author(s) and the copyright owner(s) are credited and that the original publication in this journal is cited, in accordance with accepted academic practice. No use, distribution or reproduction is permitted which does not comply with these terms.

La capacité du modèle hydrologique de drainage SIDRA-RU à être utilisé en étant forcé par des projections climatiques a été évaluée sur le site de La Jaillière. Les résultats ont montré que les projections climatiques ne génèrent pas de biais significatifs sur la totalité des 17 descripteurs hydrologiques utilisés et que ceux-ci peuvent être calculés à partir du modèle SIDRA-RU sans nécessiter de correction de biais pour décrire l'hydrologie future du drainage agricole. Les résultats ont aussi montré que l'impact du changement climatique sur le site de La Jaillière est plus fort à mesure que l'on se rapproche de 2100 et que le scénario d'émission de gaz à effet de serre considéré est sévère. Sous le scénario RCP8.5, les changements des descripteurs hydrologiques sont les plus drastiques avec une période sèche plus longue et une période humide sujette à des événements plus intenses. Dans ce contexte, la capacité du réseau de drainage de La Jaillière à assurer sa fonction d'évacuation des excédents d'eaux hivernaux est potentiellement remise en question. Bien qu'aucun biais n'ait été jugé significatif sur les descripteurs hydrologiques, l'analyse a quand même mis en avant certains écarts sur la période historique entre les descripteurs issus des projections et des descripteurs issus d'une référence climatique, notamment sur le bilan annuel drainé. Cependant, il n'est pas aisé de déterminer les principales sources contributrices de cette incertitude. Des analyses complémentaires sont requises.

Chapitre III.3 : Propagation d'incertitudes dans une chaîne de modélisation de l'impact du changement climatique sur le drainage pour un site représentatif français

Afin d'affiner le diagnostic sur les projections futures du drainage agricole, la propagation des incertitudes le long de la chaîne de modélisation hydro-climatique est évaluée. Ainsi, il est possible de déterminer quel compartiment de la chaîne de modélisation est le plus contributeur aux incertitudes parmi les scénarios d'émission de gaz à effet de serre (RCPs), les modèles climatiques (globaux et régionaux) présentés en section II.1.2.3 ou les composants hydrologiques de la chaîne, i.e., le modèle hydrologique et ses paramètres. A cet effet, un ensemble détaillé de simulations est évalué, intégrant trois RCPs, six GCMs, neuf RCMs, trois modèles hydrologiques (SIDRA-RU mais aussi MACRO et DRAINMOD, cf. section II.2.1), et trois jeux de paramètres par modèle hydrologique. L'utilisation des modèles MACRO et DRAINMOD est nécessaire pour évaluer la part des incertitudes inhérente aux composantes hydrologiques de la chaîne de modélisation hydro-climatique, afin de comparer l'influence de chaque modèle hydrologique sur l'incertitude totale relativement aux deux autres modèles. Les incertitudes propres à chaque maille sont estimées par décomposition de la variance totale propagée le long de la chaîne, via une méthode d'« ANalyse de VAriance » (ANOVA) couramment utilisée dans la littérature (e.g., Vetter et al., 2015 ; Hattermann et al., 2017, 2018). Dans cette étude, la méthode QUALYPSO, développée pour ce type d'évaluation sur les chaînes hydro-climatiques (Evin et al., 2019 ; Evin, 2020), est utilisée. Cette évaluation permet de caractériser le degré d'incertitude propre aux descripteurs qui sont calculés en bout de chaîne et d'isoler les composants de la chaîne de modélisation hydro-climatique les plus contributeurs à cette incertitude, afin d'améliorer l'approche dans des études futures. Ce travail a fait l'objet d'un article (Jeantet et al., submitted) soumis dans la revue scientifique *"Hydrological Sciences Journal"*. La version présentée ci-dessous est la version soumise au journal, complétée des figures et tableaux disposés aux bons emplacements et du matériel supplémentaire fourni lors de la soumission.

Uncertainty Propagation in a Modeling Chain of Climate Change Impact for a Representative French Drainage Site

Alexis Jeantet¹, Guillaume Thirel¹, Thibault Lemaitre-Basset^{2,1}, Julien Tournebize¹

5 ¹Université Paris-Saclay, INRAE, HYCAR Research Unit, 1 rue Pierre-Gilles de Gennes, Antony, France

²CNRS, EPHE, UMR 7619 METIS, Sorbonne Université, Case 105, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France

Corresponding author: Julien Tournebize (julien.tournebize@inrae.fr)

10 Analysis of the uncertainty propagation along a hydroclimatic modeling chain was performed only by few studies to date on subsurface drainage hydrology. We performed such an analysis in a representative French drainage site. A set of 30 climate projections provided future climatic conditions for three representative concentration pathways (RCPs): RCP2.6, RCP4.5, and RCP8.5. Three hydrological models for drainage systems (MACRO, DRAINMOD, and SIDRA-RU) on three different parameter sets were used to quantify uncertainties from hydrological components. Results showed that the RCP contribution to total uncertainty reaches almost 40 % for air temperature, does not exceed 15 % for precipitation, and is almost negligible for hydrological indicators (HIs). The main source of uncertainty comes from the climate models, representing 50 % – 90 % of the total uncertainty. The contribution of the hydrological components (models and parameter sets) to the HI uncertainty is almost negligible too, not exceeding 5 %.

20
Keywords: subsurface drainage, climate change, modeling chain, uncertainty propagation, QUALYPSO, ANOVA

25

1. Introduction

30 The successive Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) reports state that the large majority of hydrological systems will be significantly impacted by climate change (IPCC, 2014, 2021) in the 21st century, which constitutes a real challenge for stakeholders and decision-makers involved in the management of water resources. Among the possible changes, scientists predict that both flood and drought events will increase in magnitude and frequency (Garner et al., 2015; Kundzewicz et al., 2014; Prudhomme et al., 2014).

35 Subsurface drainage is a soil management technique that consists in introducing a network of perforated pipes into the ground to facilitate water infiltration, to evacuate excess water, and to reduce surface runoff (Henine et al., 2014; Tuohy et al., 2018). This technique is particularly useful in soils affected by infiltration issues such as hydromorphic soils (Baize & Jabiol, 2011; Jamagne, 1968; Lange et al., 2011; Thompson et al., 1997). Although subsurface drainage has

40 been less studied than conventional hydrology, i.e., at the catchment or the regional scale (Arnell & Gosling, 2016; Khaliq et al., 2009), the literature states that this system is also affected by climate change. According to published results, the annual drained water balance is expected to evolve in contrasting ways depending on the location studied (Dayyani et al., 2012; Golmohammadi et al., 2021; Jiang et al., 2020; Mehan et al., 2019; Pease et al., 2017; Sojka et al., 2020). The sustainability of subsurface drainage systems, i.e., their capacity to correctly fulfil their purpose, is questioned (Abd-Elaty et al., 2019; Deelstra, 2015; Sojka et al., 2020). If the design of drainage networks is not adapted to future climate conditions, current crops might be exposed to more harmful runoff events or to additional water requirements due to a growing demand for crop water, potentially leading to increasing irrigation needs (Grusson et al., 2021). In France, subsurface drainage is used in almost 10% of arable soils (ICID, 2021) and it plays an important role in the environment and in the dynamics and quality of water resources (Lebrun et al., 2019; Tournebize et al., 2012, 2017). In order to improve subsurface drainage management in a sustainable manner, it is therefore essential to assess and understand its functioning under climate change.

55 In such a context, hydrological modeling is a necessary tool for predicting future drainage discharge. Hydrological models are included in modeling chains ranging from greenhouse gas emission scenarios to hydrological indicators. Today, it is recognized that the use of several elements for each step of these modeling chains is an efficient way to improve the robustness of the predictions and to account for uncertainty. This methodology is known as a “multimodel ensemble approach” (MME). Furthermore, an essential task in assessing the accuracy of these predictions is to estimate the contribution of each MME step to the total uncertainty (Deser et al., 2012; Hawkins & Sutton, 2009, 2011; Kundzewick et al., 2008; Lafaysse et al., 2014; Vetter et al., 2017). This estimation constitutes vital information for the allocation of research and development resources (Evin et al., 2019; Northrop & Chandler, 2014) aimed at improving the predictions.

65 MME uncertainties are regularly estimated by methods based on analysis of variance (ANOVA) approaches, i.e., variance decomposition analyses (Addor et al., 2014; Dallaire et al., 2021; Hingray & Saïd, 2014; Kujawa et al., 2020; Lafaysse et al., 2014; Lemaitre-Basset et al., 2021). ANOVA approaches enable the quantification of the relative contribution of each MME step to the total uncertainty. In climate impact studies, uncertainty is introduced at each modeling step by errors in the representation of the climate system, scenarios uncertainties, and natural variability. Thus, major sources arise from: (1) the representative concentration pathways (RCPs, van Vuuren et al. (2007)) corresponding to the greenhouse gas emission scenarios; (2) the general circulation models (GCMs, Mechoso & Arakawa (2003); Phillips (1956); Randall & Zehnder (2001)) and the regional climate models (RCM, Liang et al. (2008)) for the climate projections (CPs); (3) the hydrological models (HM) and their parameters (XHMs); and (4) the internal variability of climate. In terms of relative contributions, the literature regularly states that GCMs and RCMs represent the two main sources of uncertainty in both climatic and hydrological indicators (Engin et al., 2017; Habets et al., 2013; Parajka et al., 2016). The hydrological components play a significant role in the total uncertainty too, especially in low flows (Dallaire et al., 2021; Engin et al., 2017; Vetter et al., 2017), but with a lower contribution.

The number of components per MME step that is necessary or available is one of the strongest limitations of ANOVA approaches, because the larger the number, the more accurate the uncertainty estimates (Evin et al., 2019; Hingray et al., 2019). In the same way, having all the combinations between all the members from every step can substantially improve the accuracy

85 of the estimates, but this is rarely the case. For example, if the projections are based on three
 GCMs and five RCMs, having all $3 \times 5 = 15$ GCM/RCM couples will improve uncertainty
 estimations; however, some of the possible combinations are generally missing due to
 calculation time. To tackle this issue, Evin et al. (2019) used a method based on Bayesian data
 90 augmentation techniques to fill incomplete ensembles, as part of the QUALYPSO method
 available in the “QUALYPSO” R package (Evin, 2020). This method is recommended because
 it provides better results for estimates of uncertainty components (Hingray et al., 2019).

In their study, Jeantet et al. (2022) assessed the future of subsurface drainage hydrology at the
 plot scale on the Jaillièrè site, which is representative of French subsurface drainage (Henine et
 al., 2022). However, they used a limited MME with only one hydrological model, and they did
 95 not provide a detailed evaluation of uncertainty propagation from the modeling chain used. The
 present paper aims to complete the study by Jeantet et al. (2022) by assessing the uncertainty
 propagation from the greenhouse gas emission scenarios to the hydrological indicators (HIs)
 through the use of a more exhaustive MME. The results will complete their conclusions and
 provide more accurate knowledge on the future of French subsurface drainage. Moreover,
 100 because the literature has poor descriptions of uncertainty propagation from modeling chains
 simulating future subsurface drainage hydrology under climate change, we believe that this
 paper will provide additional knowledge on this topic.

2. Material and methods

105 2.1 Study site

The La Jaillièrè site is an experimental station located in the Loire-Atlantique region in western
 France (Henine et al., 2022). It was managed by the Cemagref and ITCF institutes between
 1987 and 1999, and has been under the management of the Arvalis-“Institut du végétal”
 (Institute of Plant Sciences in France) since 1999. The soil of La Jaillièrè is hydromorphic and
 110 brown and belongs to the Luvisol category (Dairon et al., 2017; Micheli et al., 2006). It is
 representative of approximately 80% of French drained areas (Lagacherie & Favrot, 1987). The
 site is one of the EU agricultural experimental study sites for the assessment of the dynamics
 of active pesticide substances in drained soils (FOCUS, 2012). Our study focused on plot T04
 (Henine et al., 2022), which covers 0.9 ha and is composed of four soil horizons (Table 1): two
 115 shallow horizons with a silty–sandy soil texture (16–20% clayey) and two deeper horizons with
 a silty–clayey texture (>30% clayey).

Table 1: Physical characteristics of the four soil horizons from plot T04 of La Jaillièrè.

Horizon	Thickness (cm)	Clay (%)	Silt (%)	Sand (%)	Organic matter (%)	Bulk density (g.cm ⁻³)	pH (in water)	Structure
LA	25	22.0	46.0	32.0	2.2	1.5	6.3	Polyhedral
E	17	25.9	41.3	32.8	0.8	1.6	7.0	Polyhedral
Bt	18	49.2	35.3	15.5	0.5	1.7	5.6	Prismatic
Bt/C	45	42.7	35.8	21.5	0.4	1.7	4.9	Not defined

The climate in the study site is oceanic with an annual total precipitation and an annual total
 120 potential evapotranspiration, respectively, of 709 mm and 738 mm, and with an annual mean
 air temperature of approximately 11 °C (Henine et al., 2022). A subsurface drainage system

composed of perforated polyvinyl chloride (PVC) pipes drains the plot, with an inter-drain spacing of 10 m at an average depth of 0.9 m. The water-holding capacity was estimated to be 104 mm (Henine et al., 2022). The crop system is a 2-year rotation of winter wheat and maize. Winter wheat is cultivated from the second half of October to the second half of July, while maize is cultivated from late April / early May to September. Cover crops are used once every 2 years in the period included, from the harvest of winter wheat to the sowing of maize. The surface runoff is deemed negligible on this site (Henine et al., 2022; Kuzmanovski et al., 2015) and thus it was not studied here.

130

2.2 Input data

Three RCPs were considered in the present study: the very stringent pathway, RCP2.6 (van Vuuren et al., 2007); the intermediate pathway, RCP4.5 (Thomson et al., 2011); and the most severe “business-as-usual” pathway, RCP8.5 (Riahi et al., 2011). They were used to constrain six GCMs coupled with nine RCMs to obtain climate projections (CPs). Owing to the computation time limitations in generating the CPs, only 12 GCM/RCM couples were considered for every RCP (see other uses in Jeantet et al. (2022); Lemaitre-Basset et al. (2021); Soubeyroux et al. (2021)), accounting for a total of 30 CPs (Table 2). They were extracted from the CMIP5 Euro-Cordex project (Jacob et al., 2014), and selected by Météo-France to ensure the representativeness of future conditions in France. Post-treatment through the ADAMONT method (Verfaillie et al., 2017) was carried out on the CPs, first to correct bias using the quantile–quantile mapping method (Maurer et al., 2010; Navarro-Racines et al., 2020; Potter et al., 2020), and second to downscale the CPs to a regular grid of 8 km × 8 km. CPs are available at a daily time step from August 1, 1975 to July 31, 2099 and were split into a historical period (1975–2004) and a future period (2006–2099). This dataset belongs to the national Drias climate service (<http://www.drias-climat.fr/>) and is documented by Soubeyroux et al. (2021). Because the year 2005 is the transitional year between the two periods, we excluded it from the analyses. The climatic variables considered in this study were precipitation (P), potential evapotranspiration (PE) based on the FAO-56 Penman–Monteith formulation (Córdova et al., 2015), and daily mean air temperature (T). As La Jaillière is under an oceanic temperate climate, and therefore barely faces snow falls, the solid and liquid parts of the precipitation were not distinguished.

150

Table 2: Availability of climate projections. The numbers (2.6, 4.5, and 8.5) refer to the RCPs used by the GCM (rows)/RCM (columns) couples. “-” indicates missing data.

GCM/RCM	Aladin63	CCLM4-8	HIRHAM5	Racmo22E	RCA4	RegCM4	REMO2009	REMO2015	WRF381P
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	-	-	-	-
IPSL-CM5A	-	-	-	-	4.5 - 8.5	-	-	-	4.5 - 8.5
HadGEM2-ES	-	4.5 - 8.5	-	-	-	2.6 - 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	-

155

2.3 Subsurface drainage hydrological modeling

160 Three hydrological models for subsurface drainage were used in this study: the SIDRA-RU model, specifically developed to simulate subsurface drainage in France (Henine et al., 2022; Jeantet et al., 2021); the DRAINMOD model, currently used in the United States for assessment of drainage systems (Brown et al., 2013; Skaggs, 1981; Skaggs et al., 2012); and the MACRO model, used in Europe by the “Forum for Co-ordination of Pesticide Fate Models and Their Use” to assess agrochemical leaching, e.g., pesticide, in drained areas (FOCUS) (Adriaanse et al., 1996; Beulke et al., 2001; Jarvis et al., 1997). These models, based on different concepts, use the principle of rainfall–discharge conversion and are fed by daily $P(t)$ and $PE(t)$ to predict daily drainage discharge $Q(t)$ at the drainage network outlet.

2.3.1 The SIDR-RU model

170 The SIDRA-RU model is a four-parameter lumped and semi-conceptual model composed of two modules. First, the conceptual module RU (*réserve utile*, for water-holding capacity in French) converts the net precipitation P_{net} , i.e., the total P reduced by PE , into a daily recharge $R(t)$ term, according to two main parameters S_{inter} (mm) and S_{max} (mm), an approximate concept of the water-holding capacity. Second, the physically-based SIDRA module
 175 (*simulation du drainage*, for drainage simulation in French) converts $R(t)$ into $Q(t)$, following the Boussinesq equation (Boussinesq, 1904) mainly driven by two parameters: saturated hydraulic conductivity K_{sat} ($m \cdot d^{-1}$) and drainage porosity μ (-). Compared with DRAINMOD and MACRO (see below), the SIDRA-RU model considers that the soil profile is approximated by one single block not distinguishing the soil layers (Table 1), lying on an impervious layer
 180 that prevents deep infiltration underneath. A detailed description of the model is provided in Henine et al. (2022) and Jeantet et al. (2021).

2.3.2 The DRAINMOD model

185 DRAINMOD is a one-dimensional physically-based model running at different spatial scales (Brown et al., 2013; Konyha & Skaggs, 1992) and distributed on the soil profile distinguishing each soil layer separately (Table 1). Several modules make up the DRAINMOD model, allowing users to choose the physical processes to be included in the simulation. Here, we only detail the modules required to simulate subsurface drainage discharge, as a more complete description is provided in Skaggs et al. (2012). First, the model solves the water balance using:
 190 (1) the van Genuchten equations on each soil layer (Van Genuchten, 1980); (2) the Green–Ampt equation for the infiltration (Green & Ampt, 1911); and (3) the relations between water table height, drained water balance, and upward flux (Skaggs, 1981). These equations are provided in the supplementary material (Eq. (A1), (A2), (A3), (A4) and (A5), Appendix A). Second, the drained discharge is simulated following the saturation state of the soil. When the
 195 profile is saturated, the Kirkham equation (van Schilfgaarde et al., 1957) is used, considering that a large proportion of water is infiltrated into the soil by flow lines concentrated next to the drains. Otherwise, the Kirkham equation is no longer valid because the water table reaches the surface only next to the mid-drain, i.e., the midpoint between consecutive drains. Therefore, the water table shape is assumed to be elliptic and the drained discharge is calculated using the
 200 Hooghoudt equation (Hooghoudt, 1940).

2.3.3 The MACRO model

MACRO is a one-dimensional dual-permeability physically-based model used for water flow and solute transport in drained areas (Larsbo & Jarvis, 2003; Larsbo et al., 2005). Like DRAINMOD, the MACRO model is distributed on the soil profile distinguishing each soil layer separately (Table 1). A special feature of this model is that each soil layer is divided into digital sub-layers, from 60 to 200, to refine the vertical distribution of the soil profile. Due to computation time limitations in simulating each sub-layer, this number was fixed to 60. The MACRO model is also made up of several modules, allowing users to integrate various processes to be modeled. A more complete description is provided in Larsbo et al. (2005). First, the water balance is solved using the van Genuchten equations (Eq. (A1) and (A2), Appendix A) as with DRAINMOD. Second, the soil is partitioned into two fields for water flow and solute transport, distinguishing the micropores and the macropores: (1) in the micropores, an equilibrium water flow is calculated with the Richards equation and the convection–dispersion equations (Moeys et al., 2012); (2) the macropores are integrated using a kinetic waveform equation (Alaoui et al., 2003) where the water flow is not equilibrated due to gravity. Finally, the drained discharge is calculated with the Richards equation when the soil is saturated and with the Hooghoudt equation otherwise.

It should be noted that for the three models, two strong assumptions were made to simplify the description of the system:

- Surface runoff and deep seepage were not integrated in the simulations, assuming that they have no impact on the water balance in plot T04 of La Jaillière (Henine et al., 2022);
- In the SIDRA-RU model, current crops are neglected, assuming that they have no significant influence on the water balance (Henine et al., 2022), unlike in DRAINMOD and MACRO, which integrate crops to estimate the actual evapotranspiration. However, due to computation time limitations in integrating the crop rotation, we shortened the description of current cultures for these last two models to a simple system based on corn, similar to half of the crop rotation in plot T04 of La Jaillière from 1999 to 2009 (Henine et al., 2022);

2.3.4 Parameter calibration

The MACRO and DRAINMOD models usually require no calibration. The MACRO parameters are estimated by the FOOTPRINT pedotransfer functions from the HYPRES database (Moeys et al., 2009; Wösten et al., 1999). Regarding DRAINMOD, if the parameters cannot be measured in the study field, they are currently estimated with the ROSETTA pedotransfer function (Schaap et al., 2001; Singh et al., 2006). However, to be consistent with SIDRA-RU, and in order to account for model parameter uncertainty, we considered here that the parameters from the van Genuchten equations (Eq. (A1) and (A2), Appendix A), namely, θ_s , θ_r , α , n , and K_{sat} , required calibration. We applied the same calibration procedure to the three models, extracted from the “airGR” R package (Coron et al., 2017, 2020). The values of the non-calibrated parameters of DRAINMOD and MACRO were extracted from Dairon (2015), who studied plot T04 of La Jaillière. The Kling–Gupta efficiency (KGE’) criterion (Gupta et al., 2009; Kling et al., 2012) was used as an objective function (OF) for the calibration.

245 The calibration algorithm is efficient but can become rather time-consuming if the number of parameters to calibrate is high. Therefore, we made assumptions about the soil system in both the DRAINMOD and MACRO models. Indeed, the van Genuchten parameters should initially be calibrated on the four soil layers of plot T04 (Table 1), i.e., 20 parameters per model. To speed up the calibration process, the soil system and the number of calibrated parameters were adjusted:

- In DRAINMOD: the number of soil layers was reduced to two, keeping the textural differentiation between the two top layers and the two bottom layers (Table 1). Moreover, θ_r and α were fixed and their values were extracted from field data (Dairon, 2015), since they are not sensitive to the OF. The number of calibrated parameters in DRAINMOD was consequently reduced to six;
- In MACRO: the number of soil layers was reduced to one and θ_r was fixed and its value was also extracted from Dairon (2015). The number of calibrated parameters in MACRO was reduced to four.

260 The calibrated parameters are available in Table A 1 (Appendix A). The models were calibrated against observed drainage discharge using the SAFRAN climate reanalysis (Vidal et al., 2010) as inputs over three periods – P1 (1999–2004), P2 (2005–2009), and Ptot (1999–2009) – thus providing three parameter sets (X1, X2, and X3) per hydrological model. These parameter sets were used thereafter to analyze the uncertainty stemming from the calibration procedure. Observed discharge data measured by the ARVALIS Institute, which monitors the La Jaillièrè site, were used. The three models achieved high performance, according to classic hydrological criteria such as the KGE', Nash–Sutcliffe efficiency (NSE, Nash & Sutcliffe (1970)), root mean square error (RMSE, Chai & Draxler (2014)), and according to graphical diagnostics (Figure A 1, Appendix A). The split-sample test (Klemeš, 1986) highlighted that despite the aforementioned assumptions, the models were deemed temporally robust (Figure A 2, Appendix A).

2.4 Modeling chain and climatic and hydrological indicators

275 Once the hydrological models were calibrated, they were fed by CPs in order to simulate projected discharge series from 1975 to 2099. The modeling chain is illustrated in Figure 1; it comprises 30 CPs (Table 2) x 3 hydrological models (HMs) x 3 parameter sets per HM (XHMs) = 270 simulations. The uncertainty propagation was studied for both climate indicators (CIs) and hydrological indicators (HIs).

280 The CIs were defined as seasonal volume of P and daily mean T, with a wet season (from October to March) and a dry season (from April to September). The subsurface drainage hydrology was studied according to four HIs:

- The dry season drained water balance (DDWB), i.e., the drained water volume flowing between April 1 and September 30;
- The wet season drained water balance (WDWB), i.e., the drained water volume flowing between October 1 and March 31. The DDWB and the WDWB are based on the annual drained water balance, which is currently used in the literature (Golmohammadi et al., 2021; Jeantet et al., 2022; Mehan et al., 2019; Pease et al., 2017; Sojka et al., 2020);
- The length of the drainage season (LenDS, Jeantet et al. (2022)). The beginning of the drainage season is set to day d following Eq. (1):

$$290 \left\{ \begin{array}{l} \text{on the day } d : \text{cumulative discharge} \geq Cum_{\text{Drainage}} \\ [d + 1 : d + 5] : \text{cumulative discharge} \geq Cum_{\text{Drainage}} + Cum_{\text{reliable}} \end{array} \right\} \quad (1)$$

The $Cum_{Drainage}$ threshold is set to 1.4 mm and the $Cum_{reliable}$ to 2.7 mm (Henine et al., 2022), both corresponding to cumulative discharges from August 1, defined as the beginning of the hydrological year. The end of the drainage season is set on the first day (d) when the difference between the annual drained water balance on July 31, set as the end of the hydrological year, and the cumulative discharge at d is lower than the $Cum_{Drainage}$ threshold (see Eq. (2)):

$$\text{on the day } d : Cum_{total} - Cum[d] \geq Cum_{Drainage} \quad (2)$$

Then, the duration of the drainage season is defined as the number of days between the start and the end of the drainage season;

- The discharge used to describe yearly high flow, i.e., a threshold defined as the 95th percentile (Q_{Q95}) of daily discharge, a streamflow value not exceeded 5% of the time (Lemaitre-Basset et al., 2021).

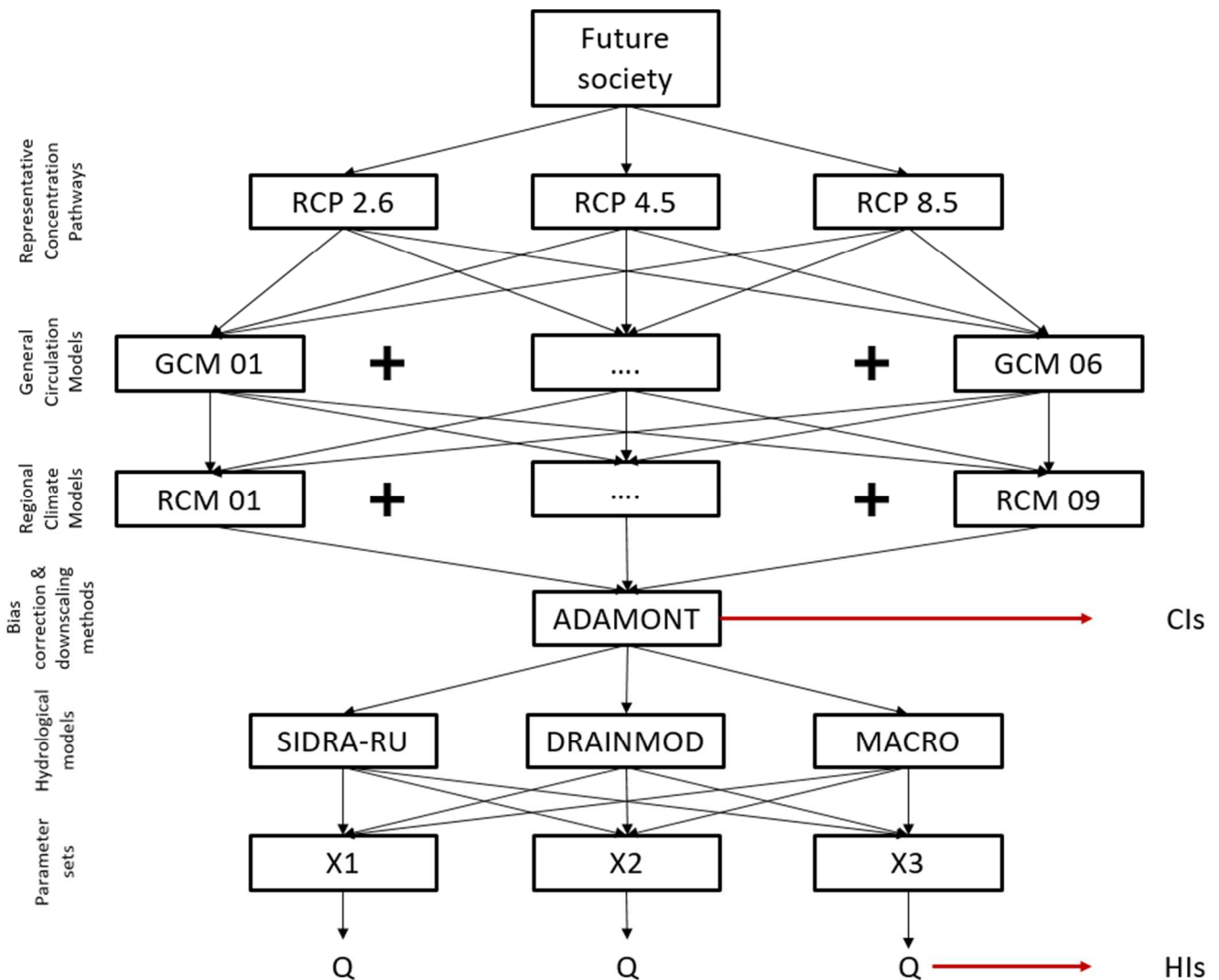


Figure 1: Modeling chain inducing the cascade of uncertainties.

2.5 Uncertainty analysis

In this study, we assessed six uncertainty sources: RCPs, GCMs, RCMs, HMs, X_{HM} s, and the climate internal variability. It was not possible to assess the uncertainty stemming from the bias correction and downscaling method because the ADAMONT method was the only one applied in the national dataset we used (Figure 1). The QUALYPSO method (Evin et al., 2019), taken from the “QUALYPSO” R package (Evin, 2020), was chosen to estimate the uncertainty ratio from the aforementioned sources. To obtain a robust estimation of uncertainty, the use of a complete multi-scenario MME of climate projections is a prerequisite (Evin et al., 2019; Hingray & Saïd, 2014; Sansom et al., 2013), and as described in section 2.2, the MME considered here was not complete. This problem was tackled with the QUALYPSO method, which uses a Bayesian data augmentation technique (Gelman & Rubin, 1992) to fill in the matrix shown in Table 1 and to estimate the missing combinations by Bayesian inferences.

The QUALYPSO algorithm was then applied on the completed MME. First, the anomaly of the climate response from a given modeling chain (MC) was simulated, i.e., each pathway from RCPs to hydrological simulations using only one model at each stage. Each MC was used to estimate the associated climatic and hydrological indicators. Then, the MC climate response was defined as the smoothing spline fitted to the 30-year rolling means of these raw indicators (Eq. (B1), Appendix B). Eventually, the MC climate response could be described as an absolute or relative anomaly between a climate response over a historic control period (1975–2004) and a climate response over a future period (2006–2099). The internal variability variance of the MME was estimated as the mean value of the internal variability variances obtained for the different modeling chains (Eq. (B3), Appendix B).

Second, the uncertainty components of the MME were estimated by the ANOVA model, assuming that for a specific period the climate change response from a given MC might be the sum of the main effects of the different scenarios/models considered in the chain. In practical terms, each component of the MME induced its own effect, defined as the mean deviation of the component from the climate response of the given MC (Evin et al., 2019). This means that the uncertainty from an MME step, e.g., GCMs, was estimated as the variance of the dispersion between the mean climate change responses obtained for the different models of this step over all hydroclimatic combinations (see Eq. (3), Evin et al. (2019); Lemaitre-Basset et al. (2021)). Note that the ANOVA method in QUALYPSO assumes that the CP transient states are quasi-ergodic (QE-ANOVA), i.e., that for a given CP the statistical distribution over the whole period is similar to the one over an extracted sub-period (Hingray & Saïd, 2014). Note also that a part of the total dispersion from the ANOVA decomposition cannot be explained by the additive uncertainty decomposition of each step of the MME. There is a residual variance, which cannot be attributed to a specific component of the MME.

$$\sigma^2_{tot}(y) = \sigma^2_{RCP}(y) + \sigma^2_{GCM}(y) + \sigma^2_{RCM}(y) + \sigma^2_{HM}(y) + \sigma^2_{X_{HM}}(y) + \sigma^2_{int.var}(y) + \sigma^2_{res}(y) \quad (3)$$

345 With:

- σ^2_{tot} : the total variance in the year y ;
- σ^2_{RCP} : the variance associated with RCPs;
- σ^2_{GCM} : the variance associated with GCMs;
- σ^2_{RCM} : the variance associated with RCMs;
- 350 - σ^2_{HM} : the variance associated with HMs;

- $\sigma^2_{X_{HM}}$: the variance associated with X_{HMs} ;
- $\sigma^2_{int.var}$: the variance associated with internal variability;
- σ^2_{res} : the residual variance.

355

3. Results

3.1 Uncertainty propagation in the CIs

360 Before analyzing hydrological indicators, it is necessary to analyze the uncertainty propagation in climate indicators, as climate is the main driver of hydrological projections. Here, we analyze the wet season and dry season precipitation, as well as the wet season and dry season temperature.

365 The mean trends showed that the wet season (October–March) precipitation gradually increases in the future, up to +11% by 2085, i.e., +43 mm.6months⁻¹ from ≈ 400 mm.6months⁻¹ in the historical period (Figure 2, (a)). The wet season daily mean air temperature also gradually increases up to +2.2 °C, i.e., 9.5 °C instead of 7.3 °C in the historical period (Figure 2, (c)) by the end of the century. In both cases, the partitioning of uncertainty showed that before 2020, the main source of uncertainty is the climate internal variability, representing between 60 % and 70 % of the total uncertainty in 2000 (Figure 2, (b) and (d)). Then, the uncertainties of the two climate variables are mainly affected by GCMs and RCMs: from 40% to 65% of the total uncertainty for the wet season precipitation and from 50% to 70% for the wet season daily mean air temperature. The main difference between the partitioning of these two climate variables concerns RCPs. Regarding daily mean air temperature, RCPs represent up to 35% of the total uncertainty by 2060, while the RCP contribution to the uncertainty related to the wet season precipitation reaches 15% by 2080.

370 Moreover, results showed that the range of the dry season CIs was larger than the range of the wet season CIs. The mean trend of the dry season precipitation leads to a decrease of approximately 7 % by 2080, i.e., -20 mm.6months⁻¹ from ≈ 280 mm.6months⁻¹ in the historical period (Figure 2, (e)). The dry season daily mean T increases by 2.6 °C, i.e., 18.6 °C instead of 16 °C in the historical period, higher than the increase of the wet season T (Figure 2, (g)). Unlike for the wet season, the partitioning of uncertainty from the two climate variables is similar in the dry season (Figure 2, (f) and (h)), except for the slightly larger contribution of the RCPs to the daily mean T of approximately 10 % by 2085. By 2085, the RCP contributions increase from 15 % to 25 %. In both cases, the GCMs and RCMs represent almost 80 % of the total uncertainty in 2020. Specifically, the GCM contributions to the daily mean T are slightly larger than the contributions to the precipitation from 2050 by 10 %, both for the dry and wet seasons. To sum up, the main sources of CI uncertainty are the GCMs and the RCMs, whose combined ratio accounted for at least half of the total uncertainty for all CIs from 2020.

385

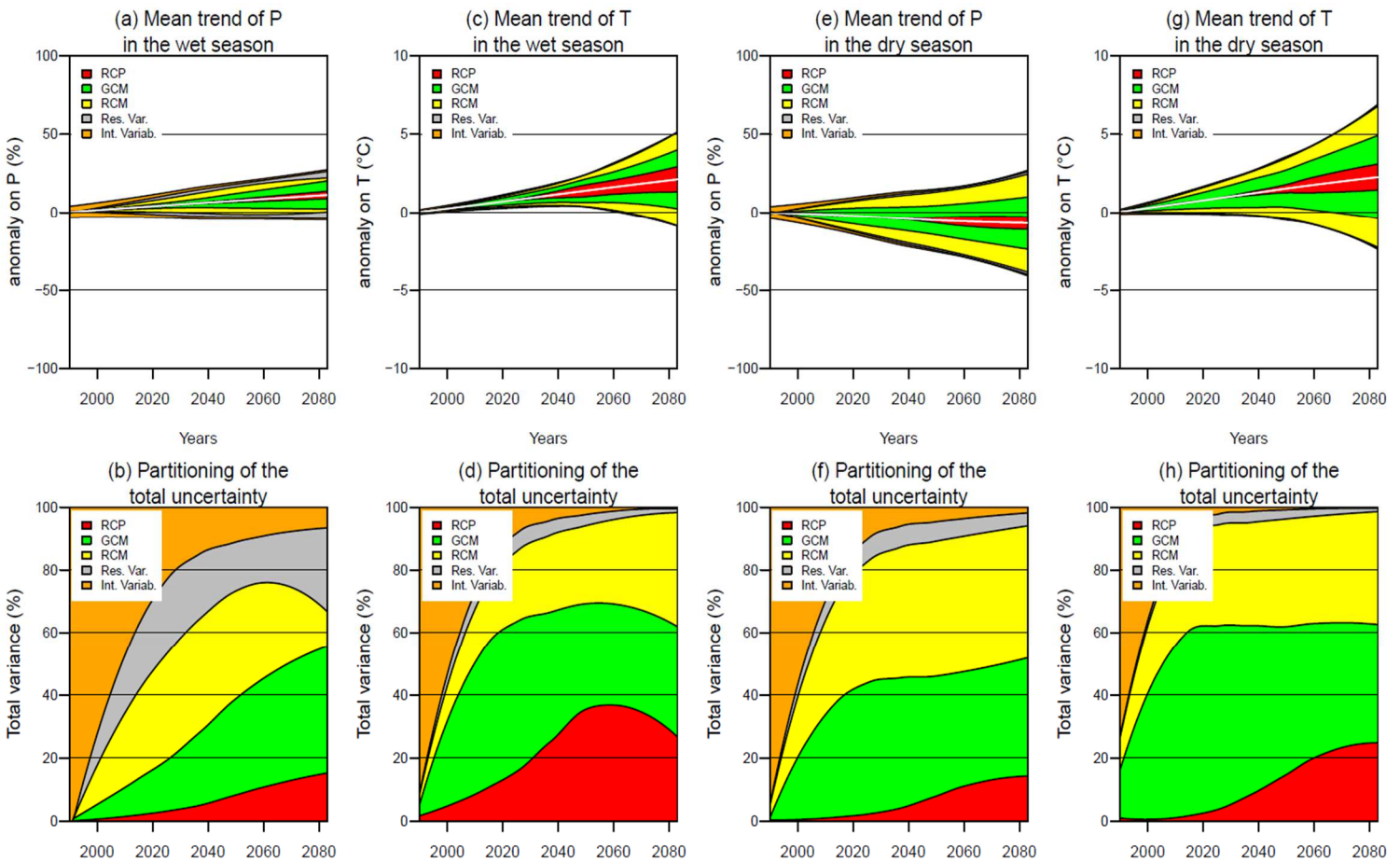


Figure 2: Mean trends in the spline fitted to the 30-year rolling mean of wet season (a) and dry season (e) precipitation and of wet season (c) and dry season (g) daily mean air temperature. The mean trends are supported by 90 % confidence intervals. The graphics in the bottom row ((b), (d), (f) and (h)) correspond to the partitioning of the total uncertainty, each one corresponding to the associated indicator in the graphics in the top row. "Res. Var." refers to the residual variance and "Int. Variab" to the internal variability. Control period: 1975–2004.

390 3.2 Uncertainty propagation in the HIs

Here we analyze the wet season and dry season drained water balance (WDWB and DDWB, respectively), as well as the length of the drainage season (LenDS) and the 95th percentile of daily discharge (Q₉₅).

The mean trends showed that three HIs increase by the end of the 21st century (Figure 3, (a), (c), and (g)): by 19 % for the WDWB (+25.7 mm.6months⁻¹ from the historical 144 mm.6months⁻¹); by +5 % for the DDWB (+1.2 mm.6months⁻¹ from the historical 24 mm.6months⁻¹); and by 13 % for the high flows (+0.32 mm.d⁻¹ from the historical 2.5 mm.d⁻¹). Conversely, the length of the drainage season decreases by 2 % (4 days from the historical 156 days) by 2080 (Figure 3, (e)). The DDWB has the mean trend with the largest uncertainty range, with a relative anomaly from -100 % to +100 % (-20 mm.6months⁻¹ to +20 mm.6months⁻¹). The range for WDWB, LenDS, and Q₉₅ is smaller, from -40 % to +60 % depending on the HI considered.

Similar to the CIs, the GCMs and the RCMs are the two main sources of uncertainty for the four HIs. The ratios for these two sources have almost identical values throughout the future period, with a cumulated ratio from 25 % to 40 % in 2000, gradually increasing to 70 %–90 %

by 2080 depending on the HI (Figure 3, (b), (d), (f) and (h)). Unlike the CIs, the RCP ratios are almost negligible for the four HIs, with a maximal partitioning of 5 % for the LenDS by 2080. Moreover, the hydrological components of the MME also represent a negligible part of the total uncertainty for the four HIs. The HMs showed a maximal impact of 5 % of the total uncertainty for the DDWB, and mean values ranged from 0.4 % to 1.7 % of the total uncertainty for the four HIs. The uncertainty ratios from the X_{HMs} are always close to 0 %.

410

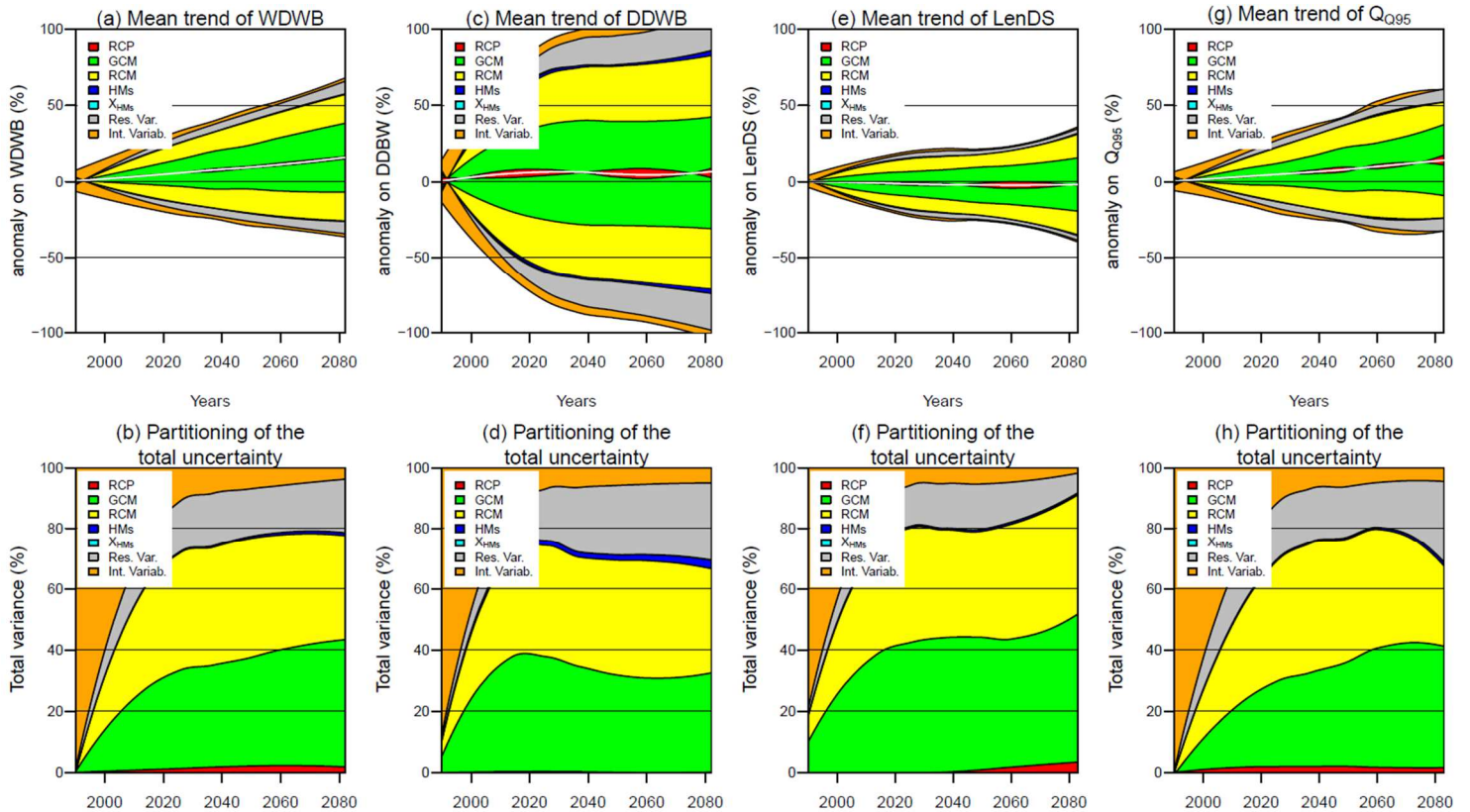


Figure 3: Mean trends in the spline fitted to the 30-year rolling mean of the WDWB (a), the DDWB (c), the LenDS (e), and the Q_{95} (g). The graphics in the bottom row ((b), (d), (f) and (h)) represent the partitioning of the total uncertainty, each one corresponding to the associated indicator in the top row. The mean trends are supported by 90 % confidence intervals. Res. Var." refers to the residual variance and "Int. Variab." to the internal variability. Control period: 1975–2004.

3.3 Main effects on CIs and HIs

415 Figure 4 shows the main effects of the RCPs, GCMs, RCMs, HMs, and X_{HMs} on the relative anomalies for the four HIs: WDWB, DDWB, LenDS, and Q_{95} . For each HI, the purpose is to highlight the specific effect of each component from the MME on the mean anomaly value of the HI in the projected future. For all HIs, the results showed that the members of the RCPs, HMs, and X_{HMs} do not diverge significantly from each other and that their contribution to the mean anomaly value is close to zero. The only minor exception concerns the effects of the HMs on the DDWB (Figure 4, (i)): the SIDRA-RU and the MACRO models tend to reduce the DDWB by -11 % and -1.5 % by 2080, respectively, while the DRAINMOD model tends to increase the DDWB by +12.5 % by 2080. The GCMs and the RCMs have the most divergent effects (Figure 4, (b), (c), (g), (h), (l), (m), (q) and (r)), gradually increasing by the end of the century, and they have the largest effect on the DDWB: The values of the main effects by 2080 range from -30 % to +40% and from -20 % to +36 % for the GCMs and the RCMs, respectively.

425

Moreover, no specific GCM or RCM emerges with an effect distinguishing it from the rest that would be shared by all the HIs.

The same analyses were performed on the CIs (P and daily mean T in the wet and dry seasons) and are presented in Figure C 1 (Appendix C). The results were quite similar to those observed for the HIs, as the GCMs and the RCMs are the two sources showing the largest deviations. The divergences between the RCP effects are larger for the CIs than they were for the HIs, specifically for the daily mean T. Similarly, the divergences from RCP effects are slightly larger for dry season CIs than for wet season CIs. However, the effect of the GCMs and the RCMs are still clearly dominant, which is consistent with the results presented in Figure 2.

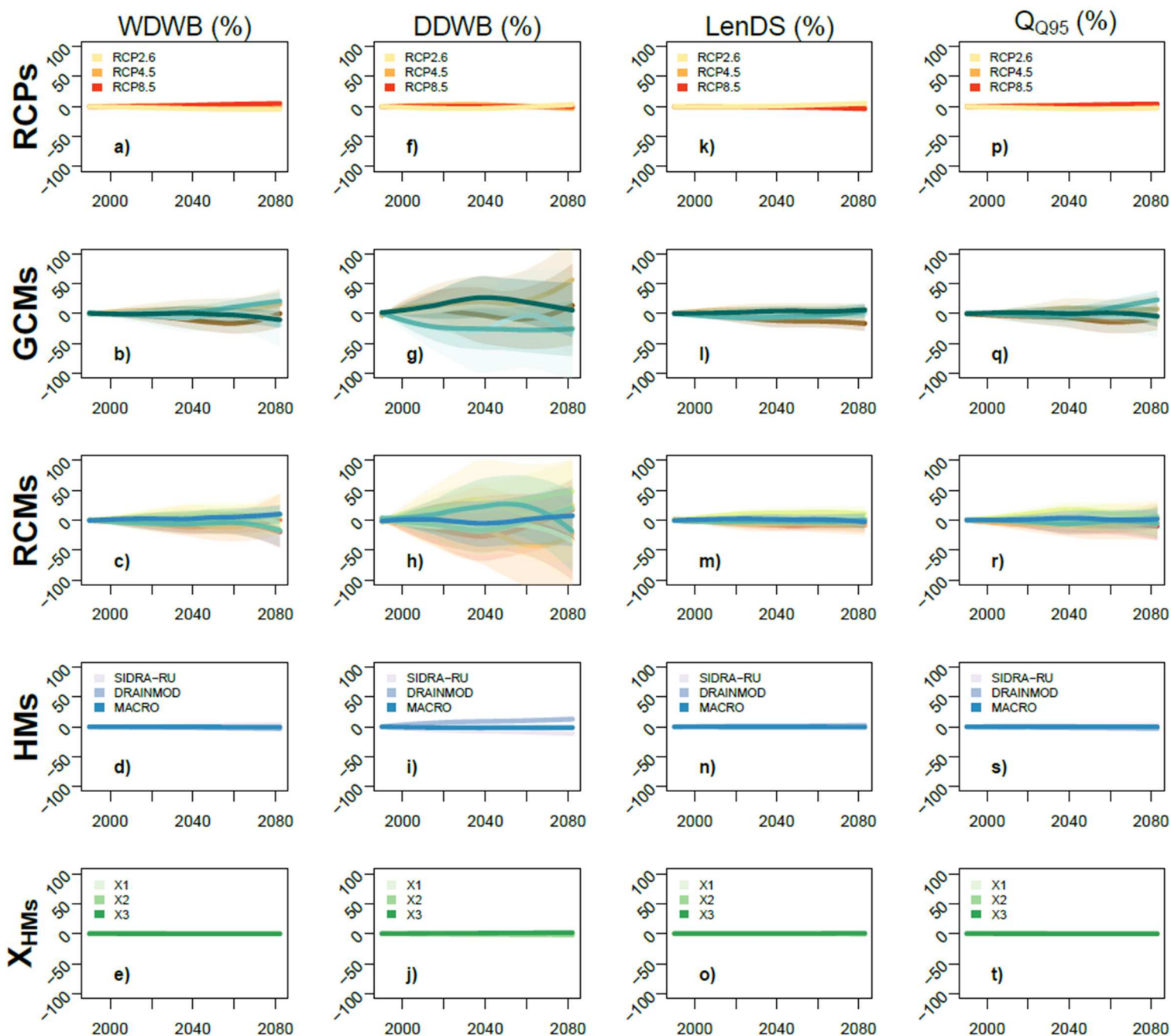


Figure 4: Main effects of the RCPs, GCMs, RCMs, HMs, and XHMs on the WDWB ((a), (b), (c), (d) and (e)), the DDWB ((f), (g), (h), (i) and (j)), the LenDS ((k), (l), (m), (n) and (o)), and the Q_{95} ((p), (q), (r), (s) and (t)) projections. Solid lines represent the mean effect of each climate scenario or model; the 90 % confidence interval of QUALYPSO estimations is drawn in shaded color.

4. Discussion

4.1 Effects of the climate components of the MME on the total uncertainty

The distribution of the uncertainties is not constant over time for any HI or CI. The first source of uncertainty is the climate internal variability, ranging from 30 % to 60 % of the total uncertainty by 2005, until 2020 when it represents less than 20 % of the uncertainty for all indicators. This dominant contribution varies according to the indicator studied (Hingray & Saïd, 2014) and to the statistical post-treatment used for the studied indicator in the QUALYPSO method. Indeed, the use of 30-year rolling means on the indicators in this study instead of raw indicators explain the rapid decrease in the contribution of the internal variability after 2005 until finally being below 10 % by 2085 for almost all of the indicators (Vidal et al., 2016; Evin et al., 2019). This decreasing contribution also stems from the fact that the total uncertainty of all the indicators grows as the time gets closer to 2100, while the climate internal variability does not evolve significantly over the study period (Lafaysse et al., 2014).

The influence of RCPs varies depending on the variable. They show a low contribution to precipitation, not exceeding 15 % in the entire period, while their contribution to the temperature reaches almost 40 % by 2085, which is in agreement with the current literature (e.g., Khoi and Suetsugi (2012); Christensen and Kjellström (2020)). The contribution of RCPs to the HI uncertainty is almost negligible compared to the GCM and RCM contributions. The lack of any influence of the RCPs on the Q_{Q95} is quite surprising as they showed a significant contribution to the uncertainty of high flows in the literature (Lemaitre-Basset et al., 2021; Vetter et al., 2017). The difference with these studies might lie in the fact that we do not deal with conventional watershed hydrology in this paper. Comparing our results with subsurface drainage studies could be relevant; however, the few existing studies on subsurface drainage hydrology exploring uncertainty propagation in the modeling chain did not differentiate between the climate components (e.g., Kujawa et al. (2020); Salla et al. (2021)).

From 2020, the main sources of uncertainty for all the indicators are the GCMs and the RCMs, with similar contributions. Regarding the CIs, these contributions range from 50 % to 90 % of the total uncertainty, with the contributions being larger for precipitation. A direct consequence is the large range of CI anomalies, especially for dry season CIs. For instance, the future trend of dry season precipitation ranges from -40 % to +25 % by 2085, with 85 % of the related uncertainty being covered by the cumulated GCM and RCM contributions. This result is congruent with previous studies, which showed that GCMs induce different seasonal precipitation responses to the projections, and RCMs add an additional layer of variability (Dayon et al., 2015; Fowler et al., 2007; Jacob et al., 2014; Trambly & Somot, 2018). Specifically, these results are rather consistent with the findings from Lemaitre-Basset et al. (2022), who also showed that GCMs and RCMs share the major part of uncertainty in PE projections over France, with a very similar dataset (no bias correction method was used in Lemaitre-Basset et al. (2022)), but the same GCM/RCM couples were used).

Regarding HIs, the results showed similar contributions from GCMs and RCMs, which were even larger: 70 % to 90 % of the total uncertainty from 2020 to 2085. This contribution is observed regardless of the specificities of each HI, whether cumulative such as the LenDS, DDWB, and WDWB or representative of the annual flow dynamics such as the Q_{Q95} , which is in agreement with the literature (Habets et al., 2013; Najafi et al., 2011; Vetter et al., 2015). The dry season indicator DDWB is impacted by the uncertainty related to the GCMs and the RCM, with anomalies ranging from -100 % to +100 % by 2085. Consequently, an anomaly

from a particular year may be opposite to the mean trend despite this trend being deemed significant. This reveals an increasing variability in the drainage season subject to more extreme events that move it away from a typical average hydrological year. More harmful consequences on crops and an increased burden of management for farmers can be expected, especially in the dry season.

485

Despite being in agreement with the literature, the GCM and RCM contributions to HI uncertainty are exacerbated when compared with previous studies. The difference might be due to the low spatial scale in subsurface drainage compared with watershed hydrology. The La Jaillière site (0.01 km²) is included in one pixel from the CPs used (64 km²), and therefore P and PE data that feed the HMs were extracted from only one pixel, while the aforementioned studies on watershed hydrology used tens of pixels, e.g., ≈ 20 pixels in the study by Lemaitre-Basset et al. (2021). In an analysis not reported here, we assessed the impact of increasing the area of climatic influence around the study plot to 9 pixels and 25 pixels. The results of this analysis showed no difference to the CI uncertainties from the QUALYPSO analysis, which lead us to believe that the use of a single pixel had a low impact on our results and could not explain the over-representation of the GCMs and RCMs in the uncertainty share. Another factor explaining the low influence of RCPs might be that subsurface drainage hydrology is more seasonal than watershed hydrology, and is influenced more by precipitation than by air temperature. Therefore, similarly to precipitation, the HIs are more subject to the climate model uncertainty than to the uncertainty from the greenhouse gas emission scenarios.

490

495

500

4.2 Effects of the hydrological components of the MME on the total uncertainty

The current literature generally states that the hydrological components of an MME have almost no influence on the uncertainty related to mean and high flows in watershed hydrology (Christierson et al., 2012; Engin et al., 2017; Her et al., 2019; Kujawa et al., 2020; Lemaitre-Basset et al., 2021; Salla et al., 2021). Similar conclusions can be drawn for the WDWB, the LenDS and Q_{Q95} indicators, i.e., indicators that mainly depend on flows in the wet season. This reassures us about the accuracy of the assumptions made concerning the hydrological models (see section 2.3): neglecting current crops, neglecting surface runoff, and simplifying the soil profile description in both the DRAINMOD and MACRO models.

505

510

However, the literature also states that the contributions of HMs and X_{HMs} to the total uncertainty in low flows are less negligible (Dallaire et al., 2021; Engin et al., 2017; Habets et al., 2013; Vetter et al., 2017), which is not in agreement with our results. We showed that hydrological modeling has a contribution not exceeding 5% to the DDWB, the indicator that describes low flows in our study. The aforementioned studies generally established their results on temporal dynamic indicators such as the MAM7, i.e., the mean-annual minimal discharge during seven consecutive days (Lemaitre-Basset et al., 2021), or the annual Q_{Q10} (discharge not exceeded 10% of the time, Vetter et al. (2017)), whereas the DDWB is a cumulative indicator, thus making the comparison with the current literature less adequate. The seasonal aspect of drainage hydrology makes the use of these conventional hydrological indicators unsuitable because low flows mainly appear in summer when subsurface drainage is often null or marked by very episodic events. Other indicators must be used to describe the temporal aspect of subsurface drainage such as the length of the drainage or the length of the period with no flow (Jeantet et al., 2022).

515

520

525 Overall, this study shows that HMs do not significantly influence the total uncertainty. However, this statement is restricted by: (1) the fact that the QUALYPSO method establishes the contribution of each source from the MME relative to the others, and thus if GCM, or RCM, contributions are too significant, the HM effects are reduced; (2) the choice of the HIs, as highlighted above. The last point is supported by Figure 5, which shows the comparison of the flow-duration curve (FDC) between observations and simulations obtained using the SAFRAN database during the calibration process (FDC_{REF}) (a) and the simulations obtained from the CPs of the MME (FDC_{CP_MME}) (b). For a specific HM, the $FDC_{CP_MME}(i)$ from each modeling chain i corresponding to the HM was calculated from the non-null discharges of the modeling chain i . Then, a unique FDC_{CP_MME} per HM was extracted from the median of these FDC_{CP_MME} . The analyses were conducted for the period 1999–2009 corresponding to the availability of the observed data for the Jaillièrè site (Henine et al., 2022).

The results showed that regarding FDC_{REF} (a) the SIDRA-RU model is the closest to the observations on the high, average, and low flows, while MACRO and DRAINMOD overestimate the average and low flows. These results are consistent with the performance from the calibration process (Section 2.3.4 Parameter calibration and Appendix A). However, the use of CPs in SIDRA-RU instead of observed climate (SAFRAN) changes the FDC, especially for discharges above $1 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$ while the use of CPs in the DRAINMOD and MACRO models affects their FDCs less (Figure 5, (b)). This result is surprising as the HM effects on high flows are null (see Q_{Q95} on Figure 4, (s)).

545 In low flows, the use of CPs does not affect the FDC of any model compared to SAFRAN. All these results highlight the fact that even if the climate models induce most of the uncertainties, the choice of the HM is crucial especially when only one is involved. Indeed, the choice of model is restricted to the needs of the study and therefore not all models are equal.

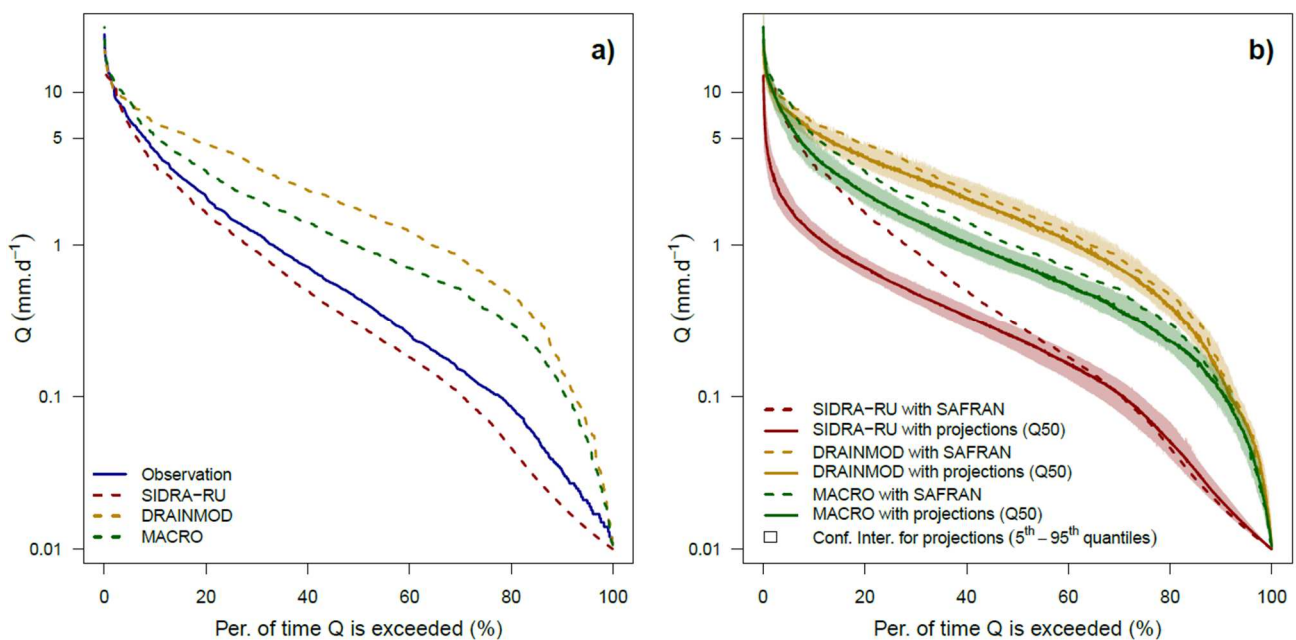


Figure 5: Comparison of flow-duration curves on a logarithmic scale for drainage observations and calibrated simulation (a) and simulations from all the modeling chains of the MME (b), over the calibration period (1999–2009). In all cases, only the non-null discharges were considered. Per HM (SIDRA-RU, DRAINMOD, MACRO), the curve from the MME (b) was calculated as the median of frequencies from each chain i . A 90 % confidence interval was defined from the 5th to 95th quantiles.

550 **4.3 Limitations of the study**

Another point to be discussed deals with the dependency of the aforementioned interpretations on the methodological choices and data involved in this study. First, the methodological choices made for both the DRAINMOD and the MACRO models (Section 2.3.4) were efficient regarding the HIs we studied but they might certainly not be relevant if the HIs change. The DRAINMOD and MACRO models showed a slightly weaker performance than the SIDRA-RU, specifically for low flows (Section 4.2). This might be due to the fact that crop rotation was neglected, whereas it plays a significant role in the calculation of the actual evapotranspiration (AE) from PE in these two models (Larsbo et al., 2005; Skaggs et al., 2012). The assumption neglecting the current crops is suitable only in the conditions defined in this study.

Second, the ADAMONT method was the only downscaling and bias correction method used to process data from RCMs to the spatial resolution used (see Section 2.2). However, it is known that this step contributes significantly to the total uncertainty (Hingray & Saïd, 2014; Lafaysse et al., 2014). Using several downscaling and bias correction methods could improve the partitioning of uncertainty of this study. In the national Drias 2020 dataset used here, only one downscaling and bias correction method was available at the time of the study.

Finally, the ANOVA analysis from the QUALYPSO method may introduce some limitations in the analyses, especially on relative anomalies from hydrological extremes such as the Q_{Q95} used here, “with the hypotheses not verified as the normal distribution and the homoscedasticity of residuals” (Lemaitre-Basset et al., 2021). One way to fix this issue could be to use absolute anomalies instead of relative ones for hydrological extremes.

5. Conclusions

The aim of this study was to assess the uncertainty propagation in a multimodel ensemble approach (MME) simulating the future of subsurface drainage hydrology under climate change on a site representative of French subsurface drainage. The results showed that the anomalies of the study indicators vary, and are larger for indicators specific to the dry season, e.g., the drained water balance. The results also showed that, from 2020 and regarding CIs and HIs alike, GCMs and RCMs are the two main sources of uncertainty in the MME, with cumulated contributions ranging from 50 % to 90 % from 2020 to 2085. Despite having almost no influence on the HIs, the influence of the RCPs on the CIs reaches 40 % for the dry season temperature by 2085 but does not exceed 15 % for wet season precipitation. Furthermore, the hydrological models show almost no influence on the total uncertainty for any HIs, nor do their parameters, despite the strong assumptions made on their functional structure. Finally, this last point established that true to its purpose the SIDRA-RU model could confidently be used for the prediction of subsurface drainage discharge under climate change. However, the authors based their conclusions on four HIs to describe subsurface drainage hydrology. One way to generalize the conclusions of the study would be to use a more complete panel of HIs to better describe the uncertainty propagation in all aspects of subsurface drainage. Using the CPs from the new CMIP6 project, which is not yet available (i.e., regionalized) for local hydrological purposes, could also be interesting for evaluating the dependency of this study on the climate projections used, with the potential aim of decreasing the contribution of climate models to the total uncertainty.

Acknowledgments

595 We express our gratitude to the Météo-France Meteorological Agency for providing the
SAFRAN data and the climate projections from the Euro-Cordex CMIP5 project used in this
work. Moreover, we thank the ARVALIS Plant Sciences Institute for providing data from the
La Jaillière measurement site. We would like to thank Lila Collet, who processed the Euro-
600 Cordex CMIP5 project data to make them usable for this study. We also wish to thank
Mohamed Youssef for providing us guidelines on the DRAINMOD model. Finally, we thank
Guillaume Evin for his very useful advice on using the QUALYPSO method.

Data availability statement

605 Observed climatic data (SAFRAN) for this work were provided by Météo-France and are not
publicly available since they are part of a commercial product. Météo-France can freely provide
them on request for research and non-profit purposes. Projection climatic data are available on
the Drias web portal (<http://www.drias-climat.fr/>).

Software availability statement

610 The “QUALYPSO” package (Evin, 2020) and the “airGR” package (Coron et al., 2017, 2020)
are both R packages freely available on the R CRAN repository. An intellectual property
certificate has been issued by the Agency for Program Protection for the SIDRA-RU model
code, under the reference IDDN.FR.001.260018.000.S.P.2018.000.30100. There is no public
repository providing it. However, Jeantet et al. (2021) and Henine et al. (2022) provide an
615 exhaustive description of the model, enabling readers to easily reproduce it. The code is written
in FORTRAN language. The MACRO model execution program is freely available on the
portal of the Swedish University of Agricultural Sciences (<https://www.slu.se/en/>). The
DRAINMOD model execution program is freely available on the portal of the North Carolina
State University (<https://www.bae.ncsu.edu/agricultural-water-management>). The three models
620 SIDRA-RU, MACRO and DRAINMOD were imported in R software to be computed with the
calibration algorithm “airGR”.

Disclosure statement

No potential conflict of interest was reported by the authors.

625

Author contributions

AJ, GT, and JT conceptualized the work. AJ carried out all the simulations and analyses. GT
and TLB provided the methodological guidelines on the QUALYPSO method. GT and JT
provided guidelines on the parametrization of the hydrological models. AJ drafted the paper.
630 GT, TLB, and JT revised the paper and contributed to the analyses and discussions.

Funding

This research has been supported by the ANR under the “Investissements d'avenir” program
(grant no. ANR-16-CONV-0003; CLAND project).

635

ORCID

Alexis Jeantet: <https://orcid.org/0000-0002-3197-6693>

Guillaume Thirel: <https://orcid.org/0000-0002-1444-1830>

640 Thibault Lemaitre-Basset: <https://orcid.org/0000-0001-6557-429X>

Julien Tournebize: <https://orcid.org/0000-0001-9294-839X>

References

- 645 Abd-Elaty, I., Sallam, G. A. H., Straface, S., & Scozzari, A. (2019). Effects of climate change on the design of subsurface drainage systems in coastal aquifers in arid/semi-arid regions: Case study of the Nile delta. *Science of The Total Environment*, 672, 283–295. <https://doi.org/10/gg54x9>
- 650 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 Resources Research*, 50(10), 7541–7562. <https://doi.org/10.1002/2014WR015549>
- 655 Adriaanse, P., Allen, R., Gouy, V., Hollis, J., Hosang, J., Jarvis, N., et al. (1996). *Surface water models and EU registration of plant protection products*. IRSTEA. Retrieved from https://esdac.jrc.ec.europa.eu/public_path/projects_data/focus/docs/sw_en_6476VI96_24Feb1997.pdf
- Alaoui, A., Germann, P., Jarvis, N., & Acutis, M. (2003). Dual-porosity and kinematic wave approaches to assess the degree of preferential flow in an unsaturated soil. *Hydrological Sciences Journal*, 48(3), 455–472. <https://doi.org/10/fj6xn7>
- 660 Arnell, N. W., & Gosling, S. N. (2016). The impacts of climate change on river flood risk at the global scale. *Climatic Change*, 134(3), 387–401. <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1084-5>
- Baize, D., & Jabiol, B. (2011). *Guide pour la description des sols*. Editions Quae. Retrieved from <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01195043>
- 665 Beulke, S., Brown, C. D., & Jarvis, N. J. (2001). Macro: A Preferential Flow Model to Simulate Pesticide Leaching and Movement to Drains. In J. B. H. J. Linders (Ed.), *Modelling of Environmental Chemical Exposure and Risk* (pp. 117–132). Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-010-0884-6_12
- 670 Boussinesq, J. (1904). Recherches théoriques sur l'écoulement des nappes d'eau infiltrées dans le sol et sur le débit des sources. *Journal de Mathématiques Pures et Appliquées*, 10, 5–78.
- Brown, R. A., Skaggs, R. W., & Hunt, W. F. (2013). Calibration and validation of DRAINMOD to model bioretention hydrology. *Journal of Hydrology*, 486, 430–442. <https://doi.org/10/ghvjzt>
- 675 Chai, T., & Draxler, R. R. (2014). Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)? – Arguments against avoiding RMSE in the literature. *Geoscientific Model Development*, 7(3), 1247–1250. <https://doi.org/10.5194/gmd-7-1247-2014>
- Christensen, O. B., & Kjellström, E. (2020). Partitioning uncertainty components of mean climate and climate change in a large ensemble of European regional climate model

- 680 projections. *Climate Dynamics*, 54(9), 4293–4308. <https://doi.org/10.1007/s00382-020-05229-y>
- Christierson, B. v., Vidal, J.-P., & Wade, S. D. (2012). Using UKCP09 probabilistic climate information for UK water resource planning. *Journal of Hydrology*, 424–425, 48–67. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.12.020>
- 685 Córdova, M., Carrillo-Rojas, G., Crespo, P., Wilcox, B., & Célleri, R. (2015). Evaluation of the Penman-Monteith (FAO 56 PM) Method for Calculating Reference Evapotranspiration Using Limited Data. *Mountain Research and Development*, 35(3), 230–239. <https://doi.org/10/ghvjw5>
- Coron, L., Thirel, G., Delaigue, O., Perrin, C., & Andréassian, V. (2017). The Suite of Lumped GR Hydrological Models in an R package. *Environmental Modelling and Software*, 94, 166–171. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.05.002>
- 690 Coron, L., Delaigue, O., Thirel, G., Perrin, C., & Michel, C. (2020). *airGR: Suite of GR Hydrological Models for Precipitation-Runoff Modelling*. R package version 1.4.3.65. <https://doi.org/10.15454/EX11NA>
- Dairon, R. (2015). *Identification des processus dominants de transfert des produits phytosanitaires dans le sol et évaluation de modèles numériques pour des contextes agro-pédo-climatiques variés*. Lyon 1, Lyon.
- 695 Dairon, R., Dutertre, A., Tournebize, J., Marks-Perreau, J., & Carluer, N. (2017). Long-term impact of reduced tillage on water and pesticide flow in a drained context. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(8), 6866–6877. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8123-x>
- 700 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(4), 689–702. <https://doi.org/10.1080/02626667.2021.1888955>
- 705 Dayon, G., Boé, J., & Martin, E. (2015). Transferability in the future climate of a statistical downscaling method for precipitation in France. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 120(3), 1023–1043. <https://doi.org/10.1002/2014JD022236>
- Dayyani, S., Prasher, S., Madani, A., & Madramootoo, C. (2012). Impact of Climate Change on the Hydrology and Nitrogen Pollution in a Tile-Drained Agricultural Watershed in Eastern Canada. *Transactions of the ASABE*, 55, 389–401. <https://doi.org/10/f32m52>
- 710 Deelstra, J. (2015). Climate change and subsurface drainage design: results from a small field-scale catchment in south-western Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 65(sup1), 58–65. <https://doi.org/10/ghvjx4>
- Deser, C., Phillips, A., Bourdette, V., & Teng, H. (2012). Uncertainty in climate change projections: the role of internal variability. *Climate Dynamics*, 38(3), 527–546. <https://doi.org/10.1007/s00382-010-0977-x>
- 715 Engin, B. E., Yücel, I., & Yilmaz, A. (2017). Assessing different sources of uncertainty in hydrological projections of high and low flows: case study for Omerli Basin, Istanbul, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(7), 347. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6059-3>
- 720 Evin, G. (2020). *QUALYPSO: Partitioning Uncertainty Components of an Incomplete Ensemble of Climate Projections*. R package version 1.2. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=QUALYPSO>

- 725 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(8), 2423–2440. <https://doi.org/10/gh5h6h>
- FOCUS. (2012). “*FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under
 91/414/EEC*”. *Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios. EC
 Document Reference SANCO/4802/2001-rev.2* (Revised version SANCO/4802/2001-
 730 rev.2) (p. 245). FOCUS.
- Fowler, H. J., Ekström, M., Blenkinsop, S., & Smith, A. P. (2007). Estimating change in
 extreme European precipitation using a multimodel ensemble. *Journal of Geophysical
 Research: Atmospheres*, 112(D18). <https://doi.org/10.1029/2007JD008619>
- 735 Garner, G., Van Loon, A. F., Prudhomme, C., & Hannah, D. M. (2015). Hydroclimatology of
 extreme river flows. *Freshwater Biology*, 60(12), 2461–2476.
<https://doi.org/10.1111/fwb.12667>
- Gelman, A., & Rubin, D. B. (1992). Inference from Iterative Simulation Using Multiple
 Sequences. *Statistical Science*, 7(4), 457–472. <https://doi.org/10.1214/ss/1177011136>
- 740 Golmohammadi, G., Rudra, R. P., Parkin, G. W., Kulasekera, P. B., Macrae, M., & Goel, P. K.
 (2021). Assessment of Impacts of Climate Change on Tile Discharge and Nitrogen Yield
 Using the DRAINMOD Model. *Hydrology*, 8(1), 1. <https://doi.org/10/gk7tkc>
- Green, H., & Ampt, G. A. (1911). Studies on Soil Physics: Part I. *The Journal of Agricultural
 Science*, 4(1), 1–24.
- 745 Grusson, Y., Wesström, I., & Joel, A. (2021). Impact of climate change on Swedish agriculture:
 Growing season rain deficit and irrigation need. *Agricultural Water Management*, 251,
 106858. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106858>
- 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(1), 80–91. <https://doi.org/10/c2hqxw>
- 750 Habets, F., Boé, J., Déqué, M., Ducharne, A., Gascoin, S., Hachour, A., et al. (2013). Impact of
 climate change on the hydrogeology of two basins in northern France. *Climatic Change*,
 121(4), 771–785. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0934-x>
- Hawkins, E., & Sutton, R. (2009). The Potential to Narrow Uncertainty in Regional Climate
 Predictions. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 90(8), 1095–1108.
 755 <https://doi.org/10.1175/2009BAMS2607.1>
- Hawkins, E., & Sutton, R. (2011). The potential to narrow uncertainty in projections of regional
 precipitation change. *Climate Dynamics*, 37(1), 407–418.
<https://doi.org/10.1007/s00382-010-0810-6>
- 760 Henine, H., Nédélec, Y., & Ribstein, P. (2014). Coupled modelling of the effect of overpressure
 on water discharge in a tile drainage system. *Journal of Hydrology*, 511, 39–48.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.12.016>
- Henine, H., Jeantet, A., Chaumont, C., Chelil, S., Lauvernet, C., & Tournebize, J. (2022).
 Coupling of a subsurface drainage model with a soil reservoir model to simulate
 drainage discharge and drain flow start. *Agricultural Water Management*, 262, 107318.
 765 <https://doi.org/10/gnh6dm>
- 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. *Scientific Reports*, 9(1), 4974. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41334-7>
- 770 Hingray, B., & Saïd, M. (2014). Partitioning Internal Variability and Model Uncertainty Components in a Multimember Multimodel Ensemble of Climate Projections. *Journal of Climate*, 27(17), 6779–6798. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-13-00629.1>
- Hingray, B., Blanchet, J., Evin, G., & Vidal, J.-P. (2019). Uncertainty component estimates in transient climate projections. *Climate Dynamics*, 53(5), 2501–2516.
775 <https://doi.org/10.1007/s00382-019-04635-1>
- Hooghoudt, S. B. (1940). General consideration of the problem of field drainage by parallel drains, ditches, watercourses, and channels. *Contribution to the Knowledge of Some Physical Parameters of the Soil*, 7.
- ICID. (2021). *Agricultural Water Management for Sustainable Rural Development* (Annual report) (p. 92). New Dehli, India: ICID.
- 780 IPCC. (2014). *Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: global and sectoral aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (R. K. Pachauri & L. A. Meyer, Eds.), *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability* (IPCC, p. 1132). Cambridge University Press Cambridge, United Kingdom and New York, NY.
- 785 IPCC. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, et al., Eds.). Cambridge University Press.
- 790 Jacob, D., Petersen, J., Eggert, B., Alias, A., Christensen, O. B., Bouwer, L. M., et al. (2014). EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Regional Environmental Change*, 14(2), 563–578. <https://doi.org/10/f9sfkm>
- Jamagne, M. (1968). *Bases et techniques d'une cartographie des sols* (Vol. 18). Paris: Institut National de la Recherche Agronomique. Retrieved from
795 https://www.persee.fr/doc/geo_0003-4010_1969_num_78_428_15899
- Jarvis, N. J., Hollis, J. M., Nicholls, P. H., Mayr, T., & Evans, S. P. (1997). MACRO—DB: a decision-support tool for assessing pesticide fate and mobility in soils. *Environmental Modelling & Software*, 12(2), 251–265. <https://doi.org/10/fdvmqb>
- Jeantet, A., Henine, H., Chaumont, C., Collet, L., Thirel, G., & Tournebize, J. (2021). Robustness of a parsimonious subsurface drainage model at the French national scale. *Hydrology and Earth System Sciences*, 25(10), 5447–5471. <https://doi.org/10/gm6s4b>
- 800 Jeantet, A., Thirel, G., Jeliakov, A., Martin, P., & Tournebize, J. (2022). Effects of Climate Change on Hydrological Indicators of Subsurface Drainage for a Representative French Drainage Site. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/doi:10.3389/fenvs.2022.899226>
- 805 Jiang, Q., Qi, Z., Xue, L., Bukovsky, M., Madramootoo, C. A., & Smith, W. (2020). Assessing climate change impacts on greenhouse gas emissions, N losses in drainage and crop production in a subsurface drained field. *Science of The Total Environment*, 705, 135969. <https://doi.org/10/ghvjx3>
- 810 Khaliq, M. N., Ouarda, T. B. M. J., Gachon, P., Sushama, L., & St-Hilaire, A. (2009). Identification of hydrological trends in the presence of serial and cross correlations: A review of selected methods and their application to annual flow regimes of Canadian

- rivers. *Journal of Hydrology*, 368(1), 117–130.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.01.035>
- 815 Khoi, D. N., & Suetsugi, T. (2012). Uncertainty in climate change impacts on streamflow in Be River Catchment, Vietnam. *Water and Environment Journal*, 26(4), 530–539.
<https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2012.00314.x>
- Klemeš, V. (1986). Operational testing of hydrological simulation models. *Hydrological Sciences Journal*, 31(1), 13–24. <https://doi.org/10/fj6jj6>
- 820 Kling, H., Fuchs, M., & Paulin, M. (2012). Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. *Journal of Hydrology*, 424–425, 264–277.
<https://doi.org/10/fxpg4j>
- Konyha, D., & Skaggs, R. W. (1992). A Coupled, Field Hydrology – Open Channel Flow Model: Theory. *Transactions of the ASAE*, 35(5), 1431–1440. <https://doi.org/10/ghvjzs>
- 825 Kujawa, H., Kalcic, M., Martin, J., Aloysius, N., Apostel, A., Kast, J., et al. (2020). The hydrologic model as a source of nutrient loading uncertainty in a future climate. *Science of The Total Environment*, 724, 138004.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138004>
- 830 Kundzewick, Z. W., Mata, L. J., Arnell, N. W., Döll, P., JIMENEZ, B., Miller, K., et al. (2008). The implications of projected climate change for freshwater resources and their management. *Hydrological Sciences Journal*, 53(1), 3–10.
<https://doi.org/10.1623/hysj.53.1.3>
- 835 Kundzewicz, Z. W., Kanae, S., Seneviratne, S. I., Handmer, J., Nicholls, N., Peduzzi, P., et al. (2014). Flood risk and climate change: global and regional perspectives. *Hydrological Sciences Journal*, 59(1), 1–28. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.857411>
- Kuzmanovski, V., Trajanov, A., Leprince, F., Džeroski, S., & Debeljak, M. (2015). Modeling water outflow from tile-drained agricultural fields. *Science of The Total Environment*, 505, 390–401. <https://doi.org/10/f6w7b7>
- 840 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 Resources Research*, 50(4), 3317–3341.
<https://doi.org/10.1002/2013WR014897>
- Lagacherie, P., & Favrot, J. C. (1987). *Synthèse générale sur les études de secteurs de référence drainage* (p. 146). INRA.
- 845 Lange, B., Germann, P. F., & Lüscher, P. (2011). Runoff-generating processes in hydromorphic soils on a plot scale: free gravity-driven versus pressure-controlled flow. *Hydrological Processes*, 25(6), 873–885. <https://doi.org/10/b42gp5>
- 850 Larsbo, M., & Jarvis, N. J. (2003). *MACRO 5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil*. (Technical report) (p. 52). Uppsala, SWEDEN: Swedish University of Agricultural Sciences. Retrieved from ISSN: 1651-7210.
- Larsbo, M., Roulier, S., Stenemo, F., Kasteel, R., & Jarvis, N. (2005). An Improved Dual-Permeability Model of Water Flow and Solute Transport in the Vadose Zone. *Vadose Zone Journal*, 4(2), 398–406. <https://doi.org/10/bszhwz>
- 855 Lebrun, J. D., Ayrault, S., Drouet, A., Bordier, L., Fechner, L. C., Uher, E., et al. (2019). Ecodynamics and bioavailability of metal contaminants in a constructed wetland within

- an agricultural drained catchment. *Ecological Engineering*, 136, 108–117. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.06.012>
- 860 Lemaitre-Basset, T., Collet, L., Thirel, G., Parajka, J., Evin, G., & Hingray, B. (2021). Climate change impact and uncertainty analysis on hydrological extremes in a French Mediterranean catchment. *Hydrological Sciences Journal*, 66(5), 888–903. <https://doi.org/10/gm5q3r>
- Lemaitre-Basset, T., Oudin, L., Thirel, G., & Collet, L. (2022). Unraveling the contribution of potential evaporation formulation to uncertainty under climate change. *Hydrology and Earth System Sciences*, 26(8), 2147–2159. <https://doi.org/10.5194/hess-26-2147-2022>
- 865 Liang, X.-Z., Kunkel, K. E., Meehl, G. A., Jones, R. G., & Wang, J. X. L. (2008). Regional climate models downscaling analysis of general circulation models present climate biases propagation into future change projections. *Geophysical Research Letters*, 35(8). <https://doi.org/10/d9pz9v>
- 870 Maurer, E. P., Hidalgo, H. G., Das, T., Dettinger, M. D., & Cayan, D. R. (2010). The utility of daily large-scale climate data in the assessment of climate change impacts on daily streamflow in California. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14(6), 1125–1138. <https://doi.org/10/dftdrq>
- 875 Mechoso, C. R., & Arakawa, A. (2003). GENERAL CIRCULATION | Models. In J. R. Holton (Ed.), *Encyclopedia of Atmospheric Sciences* (pp. 861–869). Oxford: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B0-12-227090-8/00157-3>
- Mehan, S., Aggarwal, R., Gitau, M. W., Flanagan, D. C., Wallace, C. W., & Frankenberger, J. R. (2019). Assessment of hydrology and nutrient losses in a changing climate in a subsurface-drained watershed. *Science of The Total Environment*, 688, 1236–1251. <https://doi.org/10/gk7tff>
- 880 Micheli, E., Schad, P., Spaargaren, O., Dent, D., Nachtergaele, F., & WRB, I. (2006). *World reference base for soil resources: 2006: a framework for international classification, correlation and communication*.
- 885 Moeys, J., Jarvis, N. J., Stenemo, F., Hollis, J. M., Dubus, I. G., Larsbo, M., et al. (2009). Functional test of FOOTPRINT pedotransfer functions for the dual-permeability model MACRO. In *EGU General Assembly Conference Abstracts* (p. 7237).
- Moeys, J., Larsbo, M., Bergström, L., Brown, C. D., Coquet, Y., & Jarvis, N. J. (2012). Functional test of pedotransfer functions to predict water flow and solute transport with the dual-permeability model MACRO. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(7), 2069–2083. <https://doi.org/10/f22bcg>
- 890 Najafi, M. R., Moradkhani, H., & Jung, I. W. (2011). Assessing the uncertainties of hydrologic model selection in climate change impact studies. *Hydrological Processes*, 25(18), 2814–2826. <https://doi.org/10.1002/hyp.8043>
- 895 Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282–290. <https://doi.org/10/fbg9tm>
- Navarro-Racines, C., Tarapues, J., Thornton, P., Jarvis, A., & Ramirez-Villegas, J. (2020). High-resolution and bias-corrected CMIP5 projections for climate change impact assessments. *Scientific Data*, 7(1), 7. <https://doi.org/10/ggr8vp>

- 900 Northrop, P. J., & Chandler, R. E. (2014). Quantifying Sources of Uncertainty in Projections of
Future Climate. *Journal of Climate*, 27(23), 8793–8808. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-14-00265.1>
- Parajka, J., Blaschke, A. P., Blöschl, G., Haslinger, K., Hepp, G., Laaha, G., et al. (2016).
Uncertainty contributions to low-flow projections in Austria. *Hydrology and Earth
System Sciences*, 20(5), 2085–2101. <https://doi.org/10.5194/hess-20-2085-2016>
- 905 Pease, L. A., Fausey, N. R., Martin, J. F., & Brown, L. C. (2017). Projected climate change
effects on subsurface drainage and the performance of controlled drainage in the
Western Lake Erie Basin. *Journal of Soil and Water Conservation*, 72(3), 240–250.
<https://doi.org/10/f965bj>
- Phillips, N. A. (1956). The general circulation of the atmosphere: A numerical experiment.
910 *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 82(352), 123–164.
<https://doi.org/10.1002/qj.49708235202>
- Potter, N. J., Chiew, F. H. S., Charles, S. P., Fu, G., Zheng, H., & Zhang, L. (2020). Bias in
dynamically downscaled rainfall characteristics for hydroclimatic projections.
Hydrology and Earth System Sciences, 24(6), 2963–2979. <https://doi.org/10/gnrwc8>
- 915 Prudhomme, C., Giuntoli, I., Robinson, E. L., Clark, D. B., Arnell, N. W., Dankers, R., et al.
(2014). Hydrological droughts in the 21st century, hotspots and uncertainties from a
global multimodel ensemble experiment. *Proceedings of the National Academy of
Sciences*, 111(9), 3262–3267. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222473110>
- Randall, DA ., Editor, & Zehnder, J. ., Reviewer. (2001). General Circulation Model
920 Development: Past, Present, and Future. International Geophysics Series, Vol 70.
Applied Mechanics Reviews, 54(5), B94. <https://doi.org/10.1115/1.1399682>
- Riahi, K., Rao, S., Krey, V., Cho, C., Chirkov, V., Fischer, G., et al. (2011). RCP 8.5—A
scenario of comparatively high greenhouse gas emissions. *Climatic Change*, 109(1), 33.
<https://doi.org/10.1007/s10584-011-0149-y>
- 925 Salla, A., Salo, H., & Koivusalo, H. (2021). Controlled drainage under two climate change
scenarios in a flat high-latitude field. *Hydrology Research*, 53(1), 14–28.
<https://doi.org/10.2166/nh.2021.058>
- Sansom, P. G., Stephenson, D. B., Ferro, C. A. T., Zappa, G., & Shaffrey, L. (2013). Simple
Uncertainty Frameworks for Selecting Weighting Schemes and Interpreting Multimodel
930 Ensemble Climate Change Experiments. *Journal of Climate*, 26(12), 4017–4037.
<https://doi.org/10.1175/JCLI-D-12-00462.1>
- Schaap, M. G., Leij, F. J., & van Genuchten, M. Th. (2001). ROSETTA: a computer program
for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions.
935 *Journal of Hydrology*, 251(3), 163–176. [https://doi.org/10.1016/s0022-1694\(01\)00466-8](https://doi.org/10.1016/s0022-1694(01)00466-8)
- van Schilfgaarde, J., Engelund, F., Kirkham, D., Peterson Jr., D. F., & Maasland, M. (1957).
Theory of Land Drainage. In *Drainage of Agricultural Lands* (pp. 79–285). John Wiley
& Sons, Ltd. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr7.c2>
- 940 Singh, R., Helmers, M. J., & Qi, Z. (2006). Calibration and validation of DRAINMOD to design
subsurface drainage systems for Iowa’s tile landscapes. *Agricultural Water
Management*, 85(3), 221–232. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2006.05.013>

- Skaggs, R. W. (1981). *Methods for Design and Evaluation of Drainage Water Management Systems for Soils with High Water Tables, DRAINMOD*. North Carolina State University, Raleigh.
- 945 Skaggs, R. W., Youssef, M., & Chescheir, G. M. (2012). DRAINMOD: model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, *55*, 1509–1522. <https://doi.org/10/f39wqd>
- Sojka, M., Kozłowski, M., Kęsicka, B., Wróżyński, R., Stasik, R., Napierała, M., et al. (2020). The effect of climate change on controlled drainage effectiveness in the context of groundwater dynamics, surface, and drainage outflows. Central-western Poland case study. *Agronomy*, *10*(5). <https://doi.org/10/ghvjz5>
- 950 Soubeyroux, J.-M., Bernus, S., Corre, L., Drouin, A., Dubuisson, B., Etchevers, P., et al. (2021). *Les nouvelles projections climatiques de référence DRIAS 2020 pour la métropole* (Technical report) (p. 98). Toulouse, France: Météo-France.
- Thompson, J. A., Bell, J. C., & Butler, C. A. (1997). Quantitative Soil-Landscape Modeling for Estimating the Areal Extent of Hydromorphic Soils. *Soil Science Society of America Journal*, *61*(3), 971–980. <https://doi.org/10/djp55f>
- 955 Thomson, A. M., Calvin, K. V., Smith, S. J., Kyle, G. P., Volke, A., Patel, P., et al. (2011). RCP4.5: a pathway for stabilization of radiative forcing by 2100. *Climatic Change*, *109*(1), 77. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0151-4>
- 960 Tournebize, J., Gramaglia, C., Birmant, F., Bouarfa, S., Chaumont, C., & Vincent, B. (2012). Co-Design of Constructed Wetlands to Mitigate Pesticide Pollution in a Drained Catch-Basin: A Solution to Improve Groundwater Quality. *Irrigation and Drainage*, *61*(S1), 75–86. <https://doi.org/10/ghvjzz>
- Tournebize, J., Chaumont, C., & Mander, Ü. (2017). Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. *Ecological Engineering*, *103*, 415–425. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.014>
- 965 Trambly, Y., & Somot, S. (2018). Future evolution of extreme precipitation in the Mediterranean. *Climatic Change*, *151*(2), 289–302. <https://doi.org/10.1007/s10584-018-2300-5>
- 970 Tuohy, P., O’ Loughlin, J., Peyton, D., & Fenton, O. (2018). The performance and behavior of land drainage systems and their impact on field scale hydrology in an increasingly volatile climate. *Agricultural Water Management*, *210*, 96–107. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.07.033>
- Van Genuchten, M. (1980). *A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils I* (Vol. 44). <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>
- 975 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*(11), 4257–4283. <https://doi.org/10/gcnrsp>
- 980 Vetter, T., Huang, S., Aich, V., Yang, T., Wang, X., Krysanova, V., & Hattermann, F. F. (2015). Multi-model climate impact assessment and intercomparison for three large-scale river basins on three continents. *Earth System Dynamics*, *6*(1), 17–43. <https://doi.org/10.5194/esd-6-17-2015>
- 985 Vetter, T., Reinhardt, J., Flörke, M., van Griensven, A., Hattermann, F., Huang, S., et al. (2017). Evaluation of sources of uncertainty in projected hydrological changes under climate

change in 12 large-scale river basins. *Climatic Change*, 141(3), 419–433.
<https://doi.org/10.1007/s10584-016-1794-y>

990 Vidal, J.-P., Martin, E., Franchistéguy, L., Baillon, M., & Soubeyroux, J.-M. (2010). A 50-year
 high-resolution atmospheric reanalysis over France with the Safran system.
International Journal of Climatology, 30(11), 1627–1644. <https://doi.org/10/dm9ptx>

Vidal, J.-P., Hingray, B., Magand, C., Sauquet, E., & Ducharne, A. (2016). Hierarchy of climate
 and hydrological uncertainties in transient low-flow projections. *Hydrology and Earth
 System Sciences*, 20(9), 3651–3672. <https://doi.org/10.5194/hess-20-3651-2016>

995 van Vuuren, D. P., den Elzen, M. G. J., Lucas, P. L., Eickhout, B., Strengers, B. J., van Ruijven,
 B., et al. (2007). Stabilizing greenhouse gas concentrations at low levels: an assessment
 of reduction strategies and costs. *Climatic Change*, 81(2), 119–159.
<https://doi.org/10/cbbzdz>

1000 Wösten, J. H. M., Lilly, A., Nemes, A., & Le Bas, C. (1999). Development and use of a database
 of hydraulic properties of European soils. *Geoderma*, 90(3), 169–185.
<https://doi.org/10/d7ws2w>

Supplementary materials

Appendix A

1005 Equations used in both the DRAINMOD and MACRO models for the hydrological component:

- The Van Genuchten equations (Van Genuchten, 1980):

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + |\alpha h|^n]^{1 - \frac{1}{n}}} \quad (\text{A1})$$

$$K(h) = K_{sat} * \left(\frac{\theta(h) - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{\frac{1}{2}} * \left[1 - \left(1 - \left(\frac{\theta(h) - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{\frac{n}{n-1}} \right)^{1 - \frac{1}{n}} \right]^2 \quad (\text{A2})$$

- The Green–Ampt equation (Green & Ampt, 1911):

1010 $f = K_{sat} + \frac{K_{sat} * M * S_{av}}{F} = \frac{A}{F} + B \quad (\text{A3})$

- The relations between upward flux, water table, and drained water volume (Skaggs,
 1981):

$$V_d = \int_0^{y_1} (\theta_0(y) - \theta(y)) dy \quad (\text{A4})$$

$$q(h) = -K(h) \frac{dh}{dz} + K(h) \quad (\text{A5})$$

1015

With:

- h : the water pressure (cm);
- $\theta(h)$: water content at h (-);

- 1020
- θ_r : residual water content (-);
 - θ_s : saturation water content (-);
 - α : Van Genuchten parameter (cm^{-1});
 - n : Van Genuchten parameter (-);
 - $K(h)$: hydraulic conductivity at h ($\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$);
 - K_{sat} : saturation hydraulic conductivity ($\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$);

1025

 - f : infiltration ($\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$);
 - M : available water content, i.e., difference between θ_s and the initial water content θ_i (-);
 - S_{av} : suction head (cm);
 - F : cumulated infiltration (cm);

1030

 - A and B : Green–Ampt parameters, dependent on soil properties, θ_i and surface conditions;
 - V_d : drained water volume per surface unit ($\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$);
 - $\theta_0 \approx \theta_s$: water content before drainage (-);
 - y_1 : water table depth (cm);

1035

 - $q(h)$: upward flux per surface unit ($\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$);
 - z : location on the soil profile (cm).

1040 *Table A 1: Model parameters of SIDRA-RU, DRAINMOD, and MACRO calibrated on three periods: P1 (1999–2004), P2 (2005–2009), and on the total calibration period Ptot (1999–2009).*

Model	Time period	Soil layer	n (-)	α (cm^{-1})	θ_s (%)	θ_r (%)	K_{sat} ($\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$)	μ (-)	S_{inter} (mm)	S_{max} (mm)
SIDRA-RU	P1	-	-	-	-	-	0.5	0.0	98.7	120.0
	P2	-	-	-	-	-	0.3	0.0	155.7	160.7
	P _{tot}	-	-	-	-	-	0.4	0.0	123.0	132.0
DRAINMOD	P1	Top	1.5	0.0	50.0	0.0	0.4	-	-	-
		Bottom	1.5	0.0	41.6	0.0	4.8	-	-	-
	P2	Top	1.1	0.0	47.8	0.0	0.6	-	-	-
		Bottom	1.2	0.0	55.0	0.0	5.1	-	-	-
	P _{tot}	Top	1.1	0.0	48.7	0.0	1.6	-	-	-
		Bottom	1.2	0.0	43.8	0.0	4.9	-	-	-
MACRO	P1	-	1.1	0.0	35.6	0.0	1.7	-	-	-
	P2	-	1.1	0.0	35.5	0.0	0.8	-	-	-
	P _{tot}	-	1.1	0.0	35.7	0.0	2.0	-	-	-

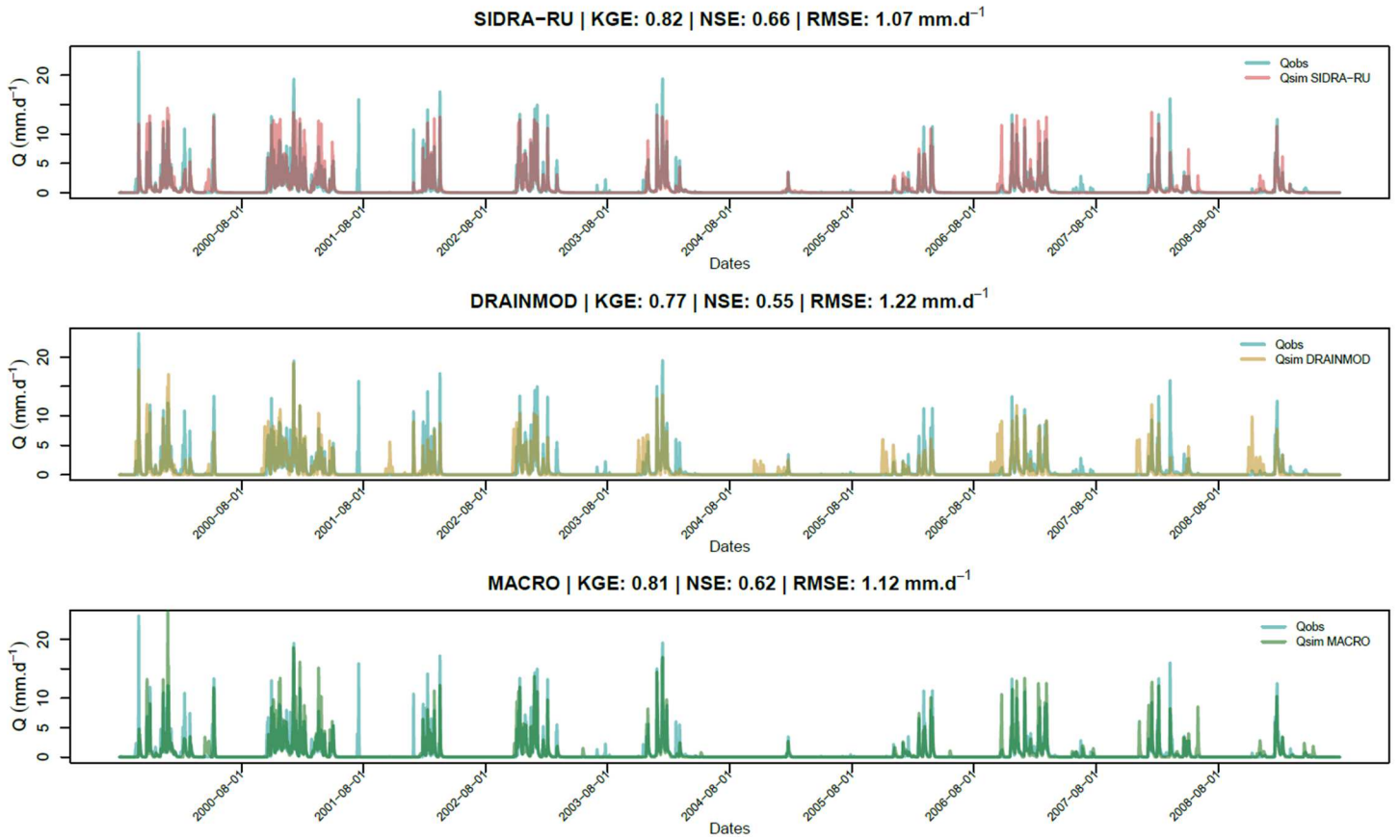


Figure A 1: Graphical and numerical evaluation of the three hydrological models over the complete calibration period (1999–2009).

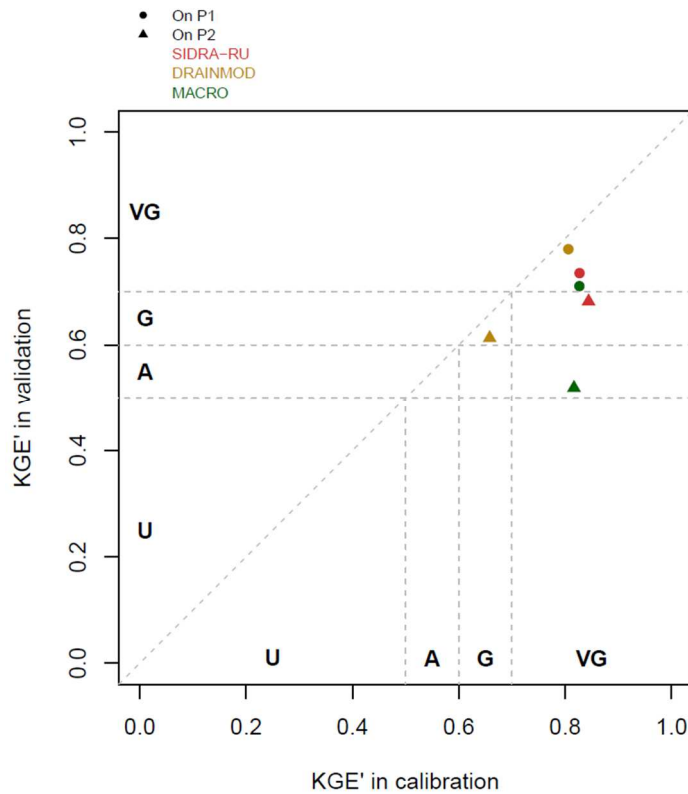


Figure A 2: Results from the split-sample test on the three hydrological models for the periods P1 (1999–2004) and P2 (2005–2009). The letters U (unsatisfying), A (acceptable), G (good), and VG (very good) categorize the KGE' values (Jeantet et al., 2021).

Appendix B

Equations used in the QUALYPSO method to estimate the climate change response X , its anomaly over the future period, and its variance (Hingray & Saïd, 2014):

$$X(MC_i, t) = NFS(MC_i, t) + \eta(MC_i, t) \quad (B1)$$

$$1050 \quad var[X(MC_i)] = [NFS(MC_i)] + [\eta(MC_i)] \quad (B2)$$

$$\sigma^2_{int.var} = \frac{\sum_{i=1}^n var[X(MC_i)]}{n} \quad (B3)$$

$$NFS(\widehat{MC}_v, t) = NFS(MC_i, t) - NFS(MC_i, c) \quad (B4)$$

$$NFS(\widehat{MC}_v, t) = \frac{NFS(MC_i, t)}{NFS(MC_i, c)} - 1 \quad (B5)$$

1055 With:

- X : the climate response at the time t from the modeling chain MC_i ;
- NFS : the noise-free signal, i.e., the wanted value at time t , assuming the signal of the MC_i is quasi-ergodic (Hingray & Saïd, 2014);
- η : the residue at time t ;
- 1060 - n : the number of modeling chains in the MME, i.e., $n = 270$;
- $\sigma^2_{int.var}$: the climate internal variability variance;
- \widehat{NFS} : absolute (Eq. (C4)) or relative (Eq. (C5)) anomaly a climate response over a control period c and a future period t ;

1065

Appendix C

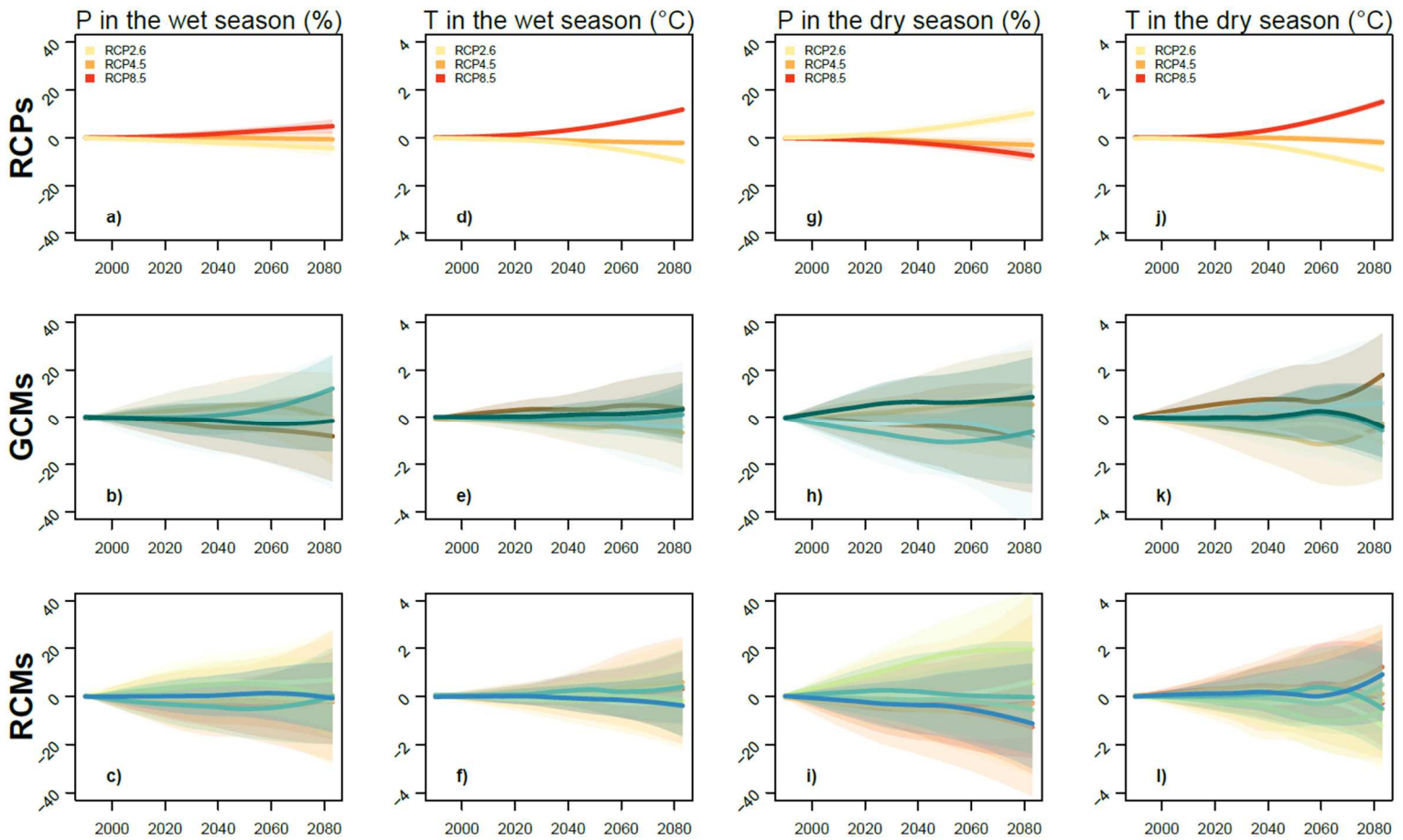


Figure C 1: Main effects of RCPs, GCMs, and RCMs on the precipitation projections (a, b, c) and on the daily mean air temperature projections (d, e, f) in the wet season, respectively, and on the precipitation projections (g, h, i) and on the daily mean air temperature projections (j, k, l) in the dry season, respectively. Solid lines represent the mean effect of each climate scenario or model; the 90 % confidence interval of QUALYPSO estimations is drawn in shaded color.

A l'aide de la méthode QUALYPSO, l'analyse de la propagation des incertitudes le long de la chaîne de modélisation sur le site de La Jaillière a révélé que les deux principales sources d'incertitudes sont les composantes climatiques de la chaîne, i.e., les GCMs et les RCMs. Ces deux sources cumulent entre 50 et 90 % de l'incertitude totale sur l'ensemble des descripteurs climatiques et hydrologiques. Les composantes hydrologiques de la chaîne de modélisation, i.e., les trois modèles hydrologiques testés et leurs paramètres, ont une contribution très faible voire négligeable sur les descripteurs hydrologiques, qu'ils soient caractéristiques de la saison humide ou de la saison sèche. Un des phénomènes expliquant potentiellement ces résultats est le caractère très saisonnier du drainage agricole, comme évoqué en section I.1.3, notamment sa grande dépendance à la précipitation. Dès lors, les descripteurs hydrologiques du drainage sont fortement soumis aux incertitudes liées à la précipitation, et les gammes de valeurs possibles des descripteurs s'élargissent avec le temps. Bien qu'une tendance se dégage pour l'ensemble des descripteurs, l'anomalie d'un descripteur spécifique à une année hydrologique peut être en complète contradiction avec la tendance observée sur ce descripteur. Cet état de fait complique la gestion des agriculteurs et décideurs politiques associés au site de La Jaillière puisque chaque année hydrologique sera soumise à de plus en plus d'évènements extrêmes, relatifs aux sécheresses et aux inondations, qui l'éloigneront d'une année hydrologique moyenne. Enfin, l'analyse a également révélé que la part d'incertitude issue des modèles hydrologiques et de leurs paramètres est négligeable par rapport aux autres compartiments de la chaîne de modélisation. Cet état de fait est cohérent avec les résultats des chapitres précédents quant à la capacité du modèle hydrologique SIDRA-RU pour la projection hydrologique des débits drainés.

Il est à noter que dans cet article le descripteur relatif au débit maximal annuel Q_{max} (cf. descripteur MaxDisch en section II.3.2.5) a été approché par un descripteur des hauts débits, ici le Q_{Q95} , soit le débit annuel qui n'est pas dépassé 95 % du temps. Ce changement s'explique par la distribution du Q_{max} marquée par un écart-type plus important que l'écart-type du Q_{Q95} . La conséquence est qu'en utilisant le Q_{max} la part d'incertitude liée à la variabilité interne climatique est trop importante, ce qui ne permet pas d'évaluer avec précision les parts d'incertitudes des différents compartiments de la chaîne hydro-climatique. La propagation des incertitudes est bornée par le choix du descripteur hydrologique ou climatique utilisé.

Chapitre III.4 : Génération des descripteurs hydrologiques sur les 22 sites représentatifs du drainage agricole français

Dans les chapitres précédents, nous avons évalué la capacité du modèle hydrologique SIDRA-RU à être utilisé pour simuler des projections hydrologiques du drainage français, que ce soit en testant ses performances sur les 22 sites de la base de données ou sur sa capacité à générer des descripteurs hydrologiques en contexte futur. Dans ce chapitre, nous allons analyser l'évolution des 17 descripteurs hydrologiques établis en section II.3.2 sur l'ensemble des 22 sites présentés en section II.1.1. Cette analyse permettra d'évaluer l'impact du changement climatique sur les principaux sites drainés de la France métropolitaine. Les modèles DRAINMOD et MACRO ont été écartés de cette analyse en raison des temps de calcul élevés qu'ils requièrent ainsi qu'en raison de la faible incertitude portée par la modélisation hydrologique (cf. Chapitre III.3).

L'analyse des changements sur chaque site permettra de mettre en évidence la répartition spatiale de cet impact suivant la localisation, le climat, la texture des sols drainés, les paramètres de dimensionnement des réseaux (profondeur et écartement des drains) et les paramètres du modèle SIDRA-RU. De cette manière, nous serons à même de fournir un bilan détaillé des conséquences du changement climatique sur les principales caractéristiques de l'hydrologie du drainage français : temporalité de la saison de drainage, état de saturation dans le réservoir sol, volume drainé, dynamique temporelle des débits, phénomènes de crues et pérennité des réseaux de drainage à assurer leur fonction. Ce chapitre fera potentiellement l'objet d'un quatrième article. Dans cette logique, nous commencerons par présenter la méthode utilisée pour évaluer l'évolution des descripteurs hydrologique sur les 22 sites, leur corrélation avec les caractéristiques des 22 sites considérés et enfin leur dépendance aux descripteurs climatiques sous changement climatique. Ensuite, nous présenterons séparément les résultats et discussions du chapitre selon le format d'un article scientifique.

III.4.1 Méthode

III.4.1.1 Calcul des anomalies relatives des descripteurs hydrologiques

Dans ce chapitre, les 17 descripteurs définis dans la section II.3.2 ont été calculés sur chacun des 22 sites de la base de données sur l'ensemble de la période des projections climatiques (1975-2100). L'évolution des 17 descripteurs sur les 22 sites a été évaluée en comparant chaque descripteur sur une année hydrologique i avec la moyenne de ce descripteur sur la période historique de référence (1975-2004, cf. Tableau 7). Pour chaque descripteur, une anomalie relative sur l'année i a été calculée selon l'Eq. (III.4.1) :

$$\Delta HI(i) = \frac{HI(i) - \overline{HI_{REF}}}{\overline{HI_{REF}}} \quad (\text{III.4.1})$$

Avec :

- $HI(i)$: le descripteur hydrologique étudié sur l'année future i ;
- $\overline{HI_{REF}}$: moyenne de l'HI étudié sur la période historique de référence ;
- $\Delta HI(i)$ (-) : l'anomalie relative entre l'HI(i) sur l'année hydrologique i et l'HI moyen sur la période de référence.

Pour chaque descripteur, les anomalies relatives futures correspondantes ont été calculées sur les 22 sites et représentées sous forme de cartes pour visualiser l'évolution du descripteur sur le territoire. Pour faciliter la représentation de l'évolution des descripteurs sur le temps futur et par RCP, chaque descripteur a été analysé par couple « période future – RCP », selon trois périodes futures basées sur le même découpage que celui utilisé dans l'étude de Jeantet et al. (2022), soit neuf couples.

Tableau 7 : Découpage temporel des projections climatiques.

Découpage temporel des sous-périodes	1975–2004	2006–2040	2041–2070	2071–2099
Nom de chaque sous-période	Historique	PP1	PP2	PP3

Les descripteurs de la famille n°6 désignant le changement de régime dans les réseaux, i.e., la période de retour RP_{RC} et le débit spécifique Q_{RC} associés à ce changement de régime, ont été calculés sur chaque site par RCP et sous-période future (cf. section II.3.2.1). Pour rappel, le débit spécifique utilisé correspond au débit maximal Q_{max} de chaque année hydrologique. Certaines années marquées par des débits exclusivement nuls ($Q_{max} = 0$) ont été exclues des régressions pour limiter les biais qu'elles induisaient. Dès lors, un palier a été fixé de telle sorte que si la chronique correspondant à la sous-période et au RCP considéré contenait une proportion d'années à $Q_{max} = 0$ supérieure à 20 %, la régression a été jugée non satisfaisante et n'a pas été retenue. Dans la pratique, ces régressions insuffisantes ont été représentées sous forme de croix sur les cartes. Les descripteurs de la famille n°6 étant déjà établis par sous-période future (cf. Jeantet et al., 2022 sur le site de La Jaillière), les anomalies relatives des descripteurs ont directement été calculées à partir des descripteurs de chaque sous-période future relativement aux descripteurs issus de la période de référence.

A l'issue de cette procédure, l'anomalie relative de chaque descripteur a été analysée par RCP et par sous-période future, soit un total de $17 \times 3 \times 3 = 153$ représentations spatiales. Pour compléter les analyses par descripteur, les anomalies relatives futures ont été comparées à une valeur historique médiane du descripteur issue des projections climatiques et commune à tous les sites, avec un intervalle de confiance à 95 %. Cette médiane a été calculée à partir des valeurs historiques des descripteurs issues de toutes les projections climatiques correspondantes dans la chaîne de modélisation et de tous les sites, sans distinguer les GCMs, les RCMs et la localisation à l'origine de ces valeurs. Cette moyenne n'est pas propre à chaque site et a pour but de donner une vision générale du descripteur sur le territoire. Les anomalies des descripteurs propres à chaque site pour chaque RCP et chaque horizon futur sont disponibles en Annexe C1.

III.4.1.2 Relations entre anomalies hydrologiques et variables explicatives

Dans l'objectif de classer l'effet du changement climatique sur les différents aspects de l'hydrologie du drainage agricole, les anomalies hydrologiques issues du protocole décrit en section III.4.1.1 sur les 22 sites ont été reliées à sept traits caractéristiques de chaque site : la texture de sol, le climat, trois paramètres du modèle SIDRA-RU (K , μ et S_{max}), la profondeur des drains et l'écartement entre deux drains consécutifs. L'objectif était d'évaluer la significativité de l'effet de ces sept caractéristiques, dites variables explicatives, sur les anomalies hydrologiques observées sur les 22 sites. Les valeurs de texture et de climat de chaque site sont issues du Tableau 3. Les valeurs des variables quantitatives K , μ et S_{max} sont issues des paramètres calibrés dans le Chapitre III.1 lors de l'analyse de la robustesse temporelle du modèle SIDRA-RU. Les valeurs de profondeur et d'écartement entre les drains sont extraites du Tableau 2.

En pratique, les anomalies hydrologiques absolues ont été reliées aux variables explicatives à l'aide d'un Modèle Linéaire Généralisé (GLM) établi avec le package R « stats » (R Core Team, 2021). Pour chaque variable explicative, l'effet associé est jugé significatif si le test de Student (Saporta, 2011) correspondant issu de la régression donne une p-value ≤ 0.05 et si le GLM obtenu correspond à un $R^2 \geq 0.5$. Si la variable est jugée significative, la part de variance associée à cette dernière est extraite avec le package R « hier.part » (Nally et Walsh, 2004). Toujours si l'effet est jugé significatif, le coefficient de régression associé à une variable explicative est extrait à partir du GLM. Pour les

variables qualitatives (TEXTURE et CLIMAT), un coefficient est fourni pour chaque élément de la variable qui présente un effet significatif. L'intégration de ces variables qualitatives dans la régression du GLM a nécessité de choisir l'occurrence d'une de ces variables comme référence. A cet effet, la texture de sol « LIMON » a été choisie, correspondant à la large majorité des sols drainés en France (cf. section **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). De plus, les variables explicatives quantitatives (K , μ et S_{\max}) sont normalisées pendant la régression du GLM, pour comparer les coefficients de régression de chaque variable explicative entre eux.

Cette analyse a été faite pour chaque descripteur hydrologique sous chaque couple « période future – RCP ».

III.4.1.3 Elasticité des descripteurs hydrologiques à la précipitation et à l'évapotranspiration potentielle

Pour relier l'évolution des anomalies issues des descripteurs hydrologiques (HIs) aux anomalies des variables climatiques (CIs), i.e., la précipitation et l'évapotranspiration potentielle (ETP), une analyse complémentaire a été réalisée. Cette analyse permettra de compléter les conclusions relatives aux effets des variables explicatives sur les anomalies hydrologiques en sortie des GLMs.

Dans cette analyse, l'objectif est de déterminer l'élasticité de l'anomalie d'un HI aux CIs de précipitation et d'ETP correspondantes pour évaluer l'évolution de la relation dans le temps futur. Dans notre étude, l'élasticité quantifie le changement d'un quantile d'une variable hydrologique en fonction d'un quantile d'une variable climatique (de Lavenne et al., 2022 ; Rasouli et al., 2022). Pour chaque HI, les élasticités de P et ETP correspondant à son anomalie relative ont été calculées à l'aide de l'Eq. (III.4.2) (Andréassian et al., 2016) :

$$\Delta HI = \varepsilon_{HI/P} * \Delta P + \varepsilon_{HI/ETP} * \Delta ETP + \omega \quad (III.4.2)$$

Avec :

- ΔHI : l'anomalie relative de l'HI sur la sous-période future et le RCP considérés ;
- $\varepsilon_{HI/P}$: l'élasticité de l'HI par rapport au CI de précipitation ;
- ΔP : l'anomalie relative correspondant au CI de précipitation ;
- $\varepsilon_{HI/ETP}$: l'élasticité de l'HI par rapport au CI de l'évapotranspiration potentielle ;
- ΔETP : l'anomalie relative correspondant au CI de l'évapotranspiration potentielle ;
- ω : le résidu de la relation.

Dans la pratique, pour chaque HI, une régression linéaire a été réalisée entre l'HI et des descripteurs climatiques spécifiques à la précipitation et à l'ETP. Pour chaque régression linéaire, le résidu de régression ω a été supposé négligeable et n'a pas été considéré (Andréassian et al., 2016). Les descripteurs climatiques ont été choisis en fonction de chaque descripteur hydrologique dans le but d'expliquer les anomalies relatives de ce dernier. Cette analyse n'a été réalisée que sur 5 des 17 descripteurs introduits dans la section II.3.2 en raison de la difficulté à relier les autres descripteurs hydrologiques à des descripteurs caractéristiques de la précipitation et de l'ETP. Par exemple, la date de démarrage de la saison de drainage (BegDS) n'est pas facilement reliable à un descripteur climatique précis. Les HIs sur lesquels les élasticités associées à la précipitation et à l'ETP ont été calculées sont regroupés dans le Tableau 8, avec les descripteurs climatiques de précipitation et d'ETP correspondant. Un test de Student (Saporta, 2011) a été réalisé sur les régressions pour évaluer la significativité des valeurs d'élasticité estimées. Les valeurs présentant une p-value supérieure à 0.05 ont été exclues car jugées non significatives. Pour chacun des HIs du Tableau 8, l'analyse a été réalisée par RCP et par sous-période future projetée (cf. Tableau 7). Les résultats des analyses ont été fournis sous forme de carte représentant l'anomalie de l'HI étudié, les anomalies de CIs associés et les

élasticités pour visualiser spatialement l'évolution des relations entre HI et Cls par horizon futur et par RCP. A l'issue de l'analyse sur les cinq HIs, un total de $5 \times 3 \times 3 \times 4 = 180$ cartes a été généré.

Tableau 8 : Descripteurs climatiques étudiés par descripteur hydrologique pour déterminer les élasticités correspondantes. L'été est défini d'avril à septembre et l'hiver d'octobre à mars.

Index du descripteur hydrologique	Nom du descripteur hydrologique	Descripteur climatique de précipitation	Descripteur climatique d'ETP
LenDS	Durée annuelle de la saison de drainage	Volume annuel de précipitation	Volume annuel d'ETP
WetInd	Durée annuelle du réservoir sol à saturation	Volume annuel de précipitation	Volume annuel d'ETP
DryInd	Durée annuelle du réservoir sol à désaturation	Volume annuel de précipitation	Volume annuel d'ETP
WDWB	Volume drainé en hiver	Volume de précipitation en hiver	Volume d'ETP en hiver
DDWB	Volume drainé en été	Volume de précipitation en été	Volume d'ETP en été

III.4.2 Résultats

III.4.2.1 Evolution des anomalies relatives des descripteurs hydrologiques

Dans cette partie, nous focaliserons l'analyse sur les descripteurs relatifs à la durée annuelle pendant laquelle le réservoir sol est à saturation (WetInd, Figure 15), la durée pendant laquelle le réservoir sol est à désaturation (DryInd, Figure 16), le bilan d'eau drainé en hiver (WDWB, Figure 17) et le bilan d'eau drainé en été (DDWB, Figure 18). Les graphiques correspondant aux autres descripteurs sont disponibles en matériel supplémentaire (Annexe C1).

Concernant l'**indice de saturation du sol** (WetInd), les anomalies varient suivant les neuf situations possibles, i.e., les neuf couples « période future – RCP » (cf. Figure 15) avec une grande hétérogénéité entre les sites et des valeurs incluses dans un intervalle d'une amplitude d'au moins 40 % (-20 % à >+20 %) comparées à une durée historique moyenne à saturation de 37 ± 2 jours. Considérons le RCP2.6 (1^e colonne de la Figure 15). Un gradient de PP1 à PP3 est observable avec des anomalies toutes positives ou nulles sur PP1 alors que PP2 et PP3 sont marquées par davantage d'anomalies négatives. Sur le RCP4.5 (2^e colonne de la Figure 15), les anomalies sont spatialement plus hétérogènes. Elles restent globalement identiques et comprises entre -5 % et +5 % sur les trois périodes futures à l'exception de Scaer où le WetInd diminue de plus en plus fortement en allant de PP1 vers PP3, et de d'Archigny (site (1) sur la Figure 15), d'Arrou (site (2)), de Bray (site (3)) et de Longnes (site (8)) où le WetInd diminue de 10 % sur PP1, de 15 % à 20 % sur PP2, et de plus de 20 % sur PP3. Enfin, les anomalies issues du RCP8.5 sont marquées par le gradient le plus fort entre PP1 (proches de 0 %) et PP3 (majoritairement inférieures à -15 %) pour la grande majorité des sites jusqu'à atteindre des anomalies pratiquement toutes négatives sur le couple PP3-RCP8.5. Là encore, les sites

d'Archigny, d'Arrou, de Bray et de Longnes sont les seules exceptions en montrant des anomalies positives plus marquées à partir de PP2 et comprises entre 10 % et plus de 20 %.

Le gradient caractéristique de l'évolution des anomalies relative de l'**indice de sécheresse** (DryInd), soit la durée annuelle des sols à désaturation, est plus marqué que celui du WetInd (cf. Figure 16). De plus, sur un couple « période future – RCP » donné, les anomalies sont spatialement plus homogènes que dans le cas du WetInd et elles sont toutes positives allant de 0 à >500 %, comparées à un DryInd historique moyen de 3 ± 1 jours. Cela représente une augmentation du DryInd de 0 à plus de 16 jours sur la majorité des sites. Comme pour le WetInd, un gradient orienté selon la diagonale PP1-RCP2.6 vers PP3-RCP8.5 est observable avec des anomalies comprises entre 0 et 100 % pour le couple PP1-RCP2.6 contre des anomalies excédents quasiment toutes les 500 % d'augmentation pour le couple PP3-RCP8.5. Sous le RCP2.6, les anomalies augmentent sur PP1 puis se rapprochent de zéro sur PP2 et PP3. Sous les RCP4.5 et RCP8.5, les anomalies sont de plus en plus fortes à mesure que l'on se rapproche de 2100. Par ailleurs, il n'est pas possible de distinguer de schéma caractéristique pour catégoriser ces anomalies, ni suivant la texture des sites ni suivant leur localisation ou climat. Par conséquent, l'augmentation de la durée des sols à désaturation est un phénomène national plus intense à mesure que l'horizon futur est lointain et que le scénario climatique considéré est sévère.

L'analyse sur le **bilan d'eau drainé en hiver** (WDWB, Figure 17) montre que la grande majorité des anomalies du WDWB sont positives ou nulles et que le volume d'eau drainé en hiver augmente au cours du XXI^e siècle quel que soit le RCP ou la période future considérée. Les anomalies ont des valeurs globalement comprises entre 0 et 50 %, par rapport à un WDWB historique de 128 ± 7 mm.(6mois)⁻¹. Comme pour les descripteurs WetInd et DryInd, l'intensité de cette augmentation est dépendante du couple « période future – RCP » considéré selon un gradient observable positif et orienté sur la diagonale PP1-RCP2.6 vers PP3-RCP8.5. Pour chaque couple « période future – RCP » considéré, les anomalies sont relativement spatialement homogènes, exception faite du couple PP3-RCP8.5 où les anomalies d'Archigny (site (1) sur la Figure 17), d'Arrou (site (2)) et de Longnes (site (8)) sont plus marquées que celles des autres sites.

L'analyse sur le **bilan d'eau drainé sur la période estivale** (DDWB, Figure 18) montre une grande variabilité des anomalies notamment en comparant les RCPs, avec des anomalies incluses entre -50 % et +25 % par rapport à un volume estival moyen de 24 ± 2 mm.(6mois)⁻¹. Sous le RCP2.6, les anomalies sont quasiment toutes positives, suggérant que le volume estival d'eau drainé augmente au cours du XXI^e siècle alors qu'à partir de la période PP2 les anomalies sont négatives sous les RCP4.5 et RCP8.5, suggérant une diminution du débit. A l'exception du site de Saint-Laurent (site (15) sur la Figure 18) pour le couple PP3-RCP4.5 marquée par une anomalie de plus de 25 %, les anomalies des autres sites ne présentent pas d'hétérogénéité spatiale, ce sur aucun des couples « période future – RCP ».

02 WetInd : durée du réservoir sol à saturation.

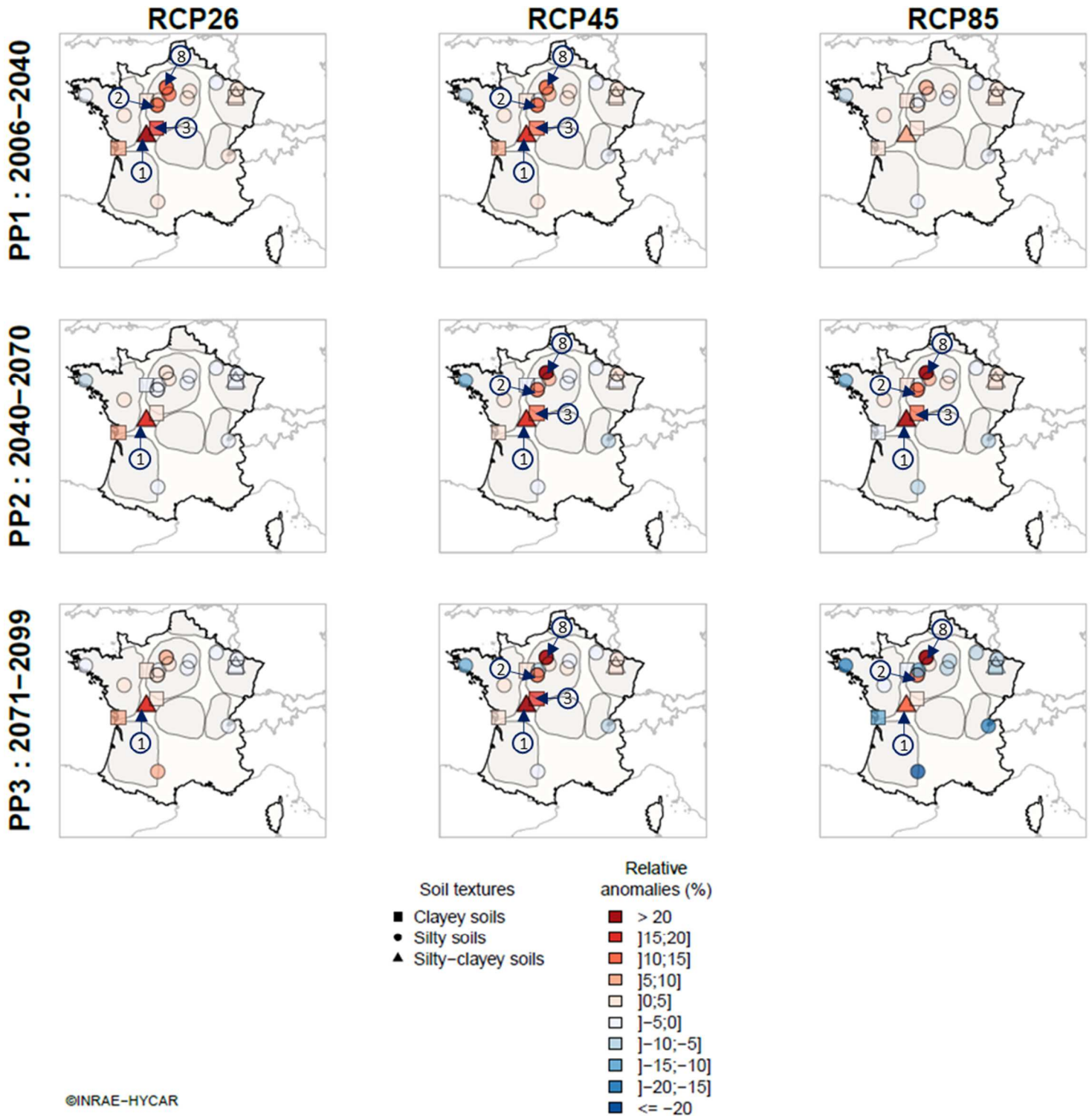
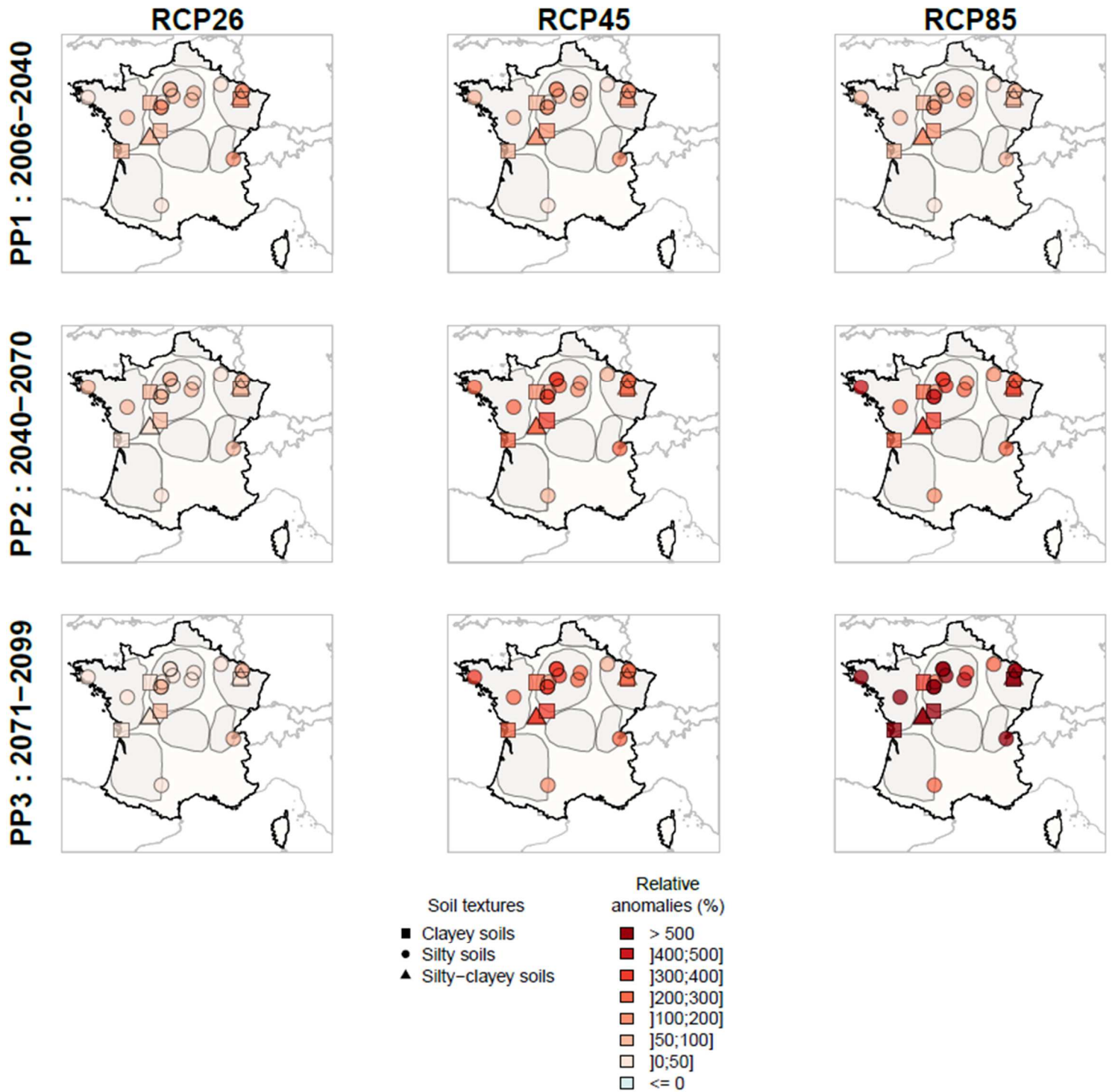


Figure 15 : Anomalies relatives de la durée annuelle pendant laquelle le réservoir sol est saturé (WetInd) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référençant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carré), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle). Les numéros réfèrent aux IDs des sites du Tableau 2 qui présentent une divergence de tendance par rapport aux autres sites : Archigny (1), Arrou (2), Bray (3), et Longnes (8).

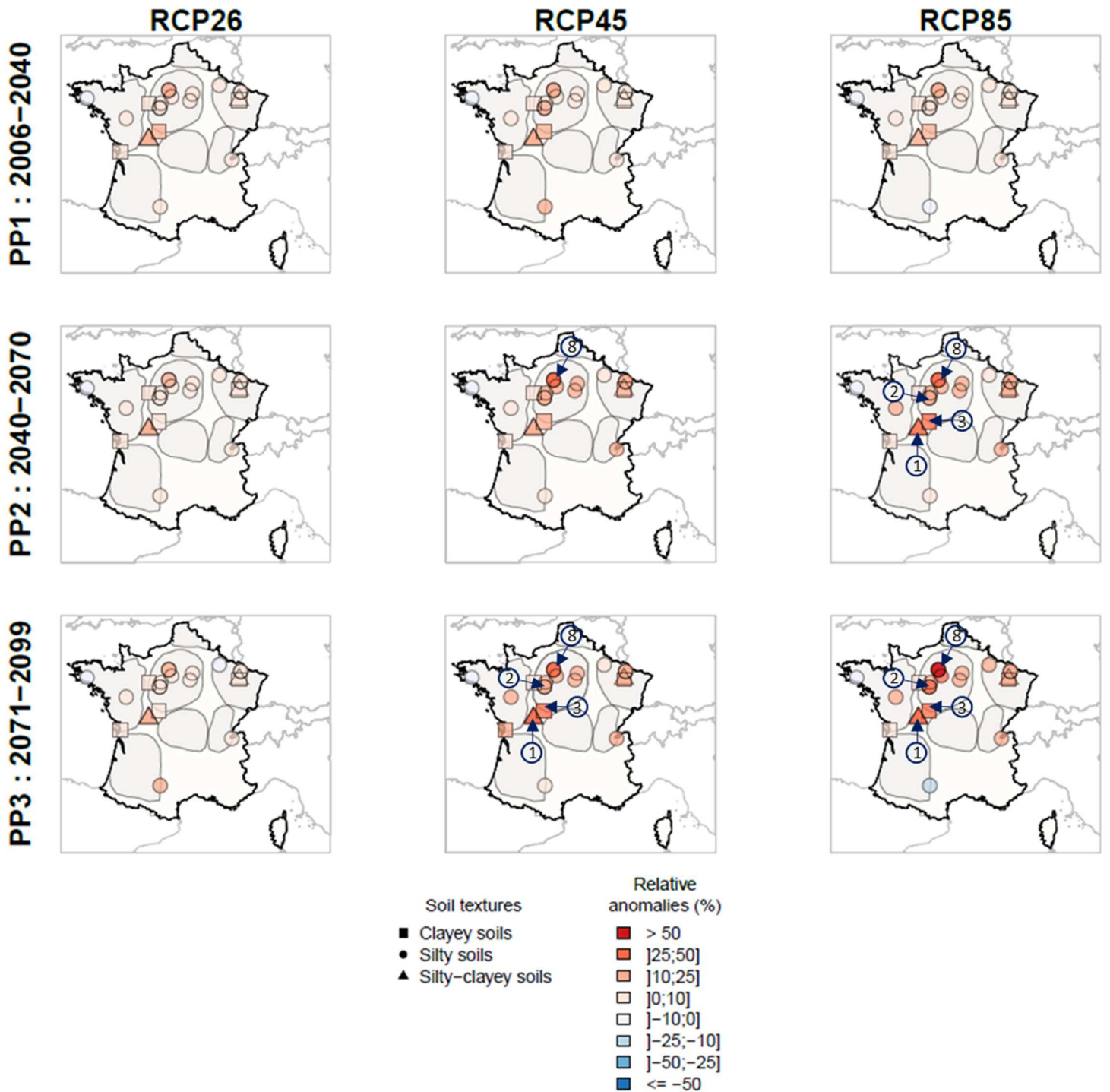
02 DryInd : durée du réservoir sol à désaturation.



©INRAE-HYCAR

Figure 16 : Anomalies relatives de la durée annuelle pendant laquelle le réservoir sol est désaturé (DryInd) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référençant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle).

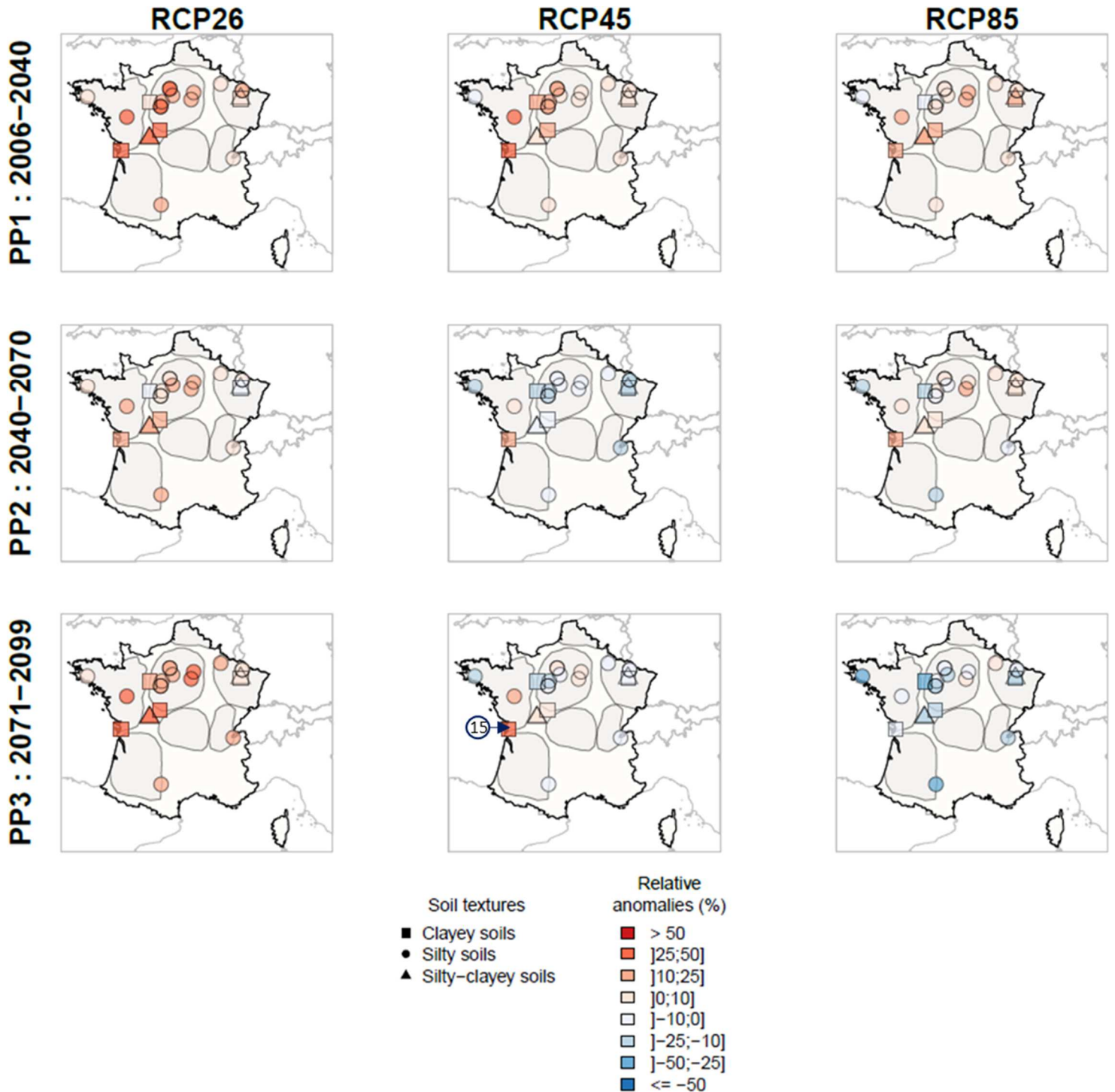
03 WDWB : volume drainé pendant la saison humide.



©INRAE-HYCAR

Figure 17 : Anomalies relatives du bilan d'eau drainé en hiver (WDWB) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référençant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle). Les numéros réfèrent aux IDs des sites du Tableau 2 qui présentent une divergence de tendance par rapport aux autres sites : Archigny (1), Arrou (2), Bray (3), et Longnes (8).

03 DDWB : volume drainé pendant la saison sèche.



©INRAE-HYCAR

Figure 18 : Anomalies relatives du bilan d'eau drainé en été (DDWB) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle). Le numéro réfère à l'ID du site du Tableau 2 qui présente une divergence de tendance par rapport aux autres sites : Saint-Laurent (15).

Les descripteurs hydrologiques relatifs à la temporalité de la saison de drainage (Famille 1, section II.3.2.1) et à la dynamique temporelle des débits (Famille 4, section II.3.2.4) illustrés en Annexe C1 montrent un contraste important entre le RCP2.6 et le RCP8.5. Sous le RCP2.6, la dynamique des débits tend vers plus de stabilité avec une période sèche (223 ± 5 jours sur la période historique) et une période humide (89 ± 4 jours sur la période historique) évoluant peu (anomalies entre -5 % et 5 %) Les anomalies sur la période de recharge (LenRechP, 14 ± 1 jours sur la période historique) sont assez hétérogènes sur les 22 sites mais restent très largement comprises entre -10 % et +10 % (± 2 jours) ce qui est relativement faible. Le constat est identique sur la période de récession (LenReceP, 50 ± 1 jours sur la période historique) avec des anomalies incluses entre -10 % et +10 % (± 5 jours). Cependant, une hétérogénéité spatiale est observable sur les descripteurs issus du RCP2.6 notamment avec les sites d'Archigny (Vienne), d'Arrou (Eure-et-Loire), de Bray (Indre-et-Loire) et de Longnes (Yvelines) par rapport aux autres sites. Sur ces sites, la période humide (LenWetP) et la période de récession (LenReceP) sont plus intenses (+2 à +5 jours) avec une longueur de la saison de drainage en légère augmentation ($\approx +15$ jours). A l'inverse, tous les descripteurs issus du RCP8.5 ont montré une intensification du phénomène de sécheresse à mesure que l'on se rapproche de 2100. Le LenDS (148 ± 5 jours sur la période historique) est plus court, la période marquée par des débits nuls (LenDryP) augmente presque partout et les périodes d'écoulement transitoire comme la recharge (LenRechP) diminuent sur la quasi-totalité des sites. Les descripteurs issus du RCP4.5 sont ceux marqués par le plus d'hétérogénéité spatiale, avec des anomalies incluses entre celles des RC2.6 et RCP8.5. Sur l'ensemble des RCPs, la date de démarrage de la saison de drainage (BegDS située environ au 11 décembre ± 4 jours sur la période historique) n'évolue pas beaucoup, restant globalement toujours incluse sur le mois de décembre.

Les descripteurs relatifs aux évènements de crues à l'échelle de la parcelle (Famille 5, section II.3.2.5) montrent pour l'ensemble des RCPs que les phénomènes de crues s'intensifient au cours du XXI^e siècle. Le nombre annuel de crues (NumFE d'une valeur historique de 8 ± 1) reste stable sous les trois RCPs, n'augmentant que de 1 jour. La durée annuelle cumulée en crue (CumLenFE d'une valeur historique de 52 ± 3 jours) augmente d'environ 5-15 % sur la majorité des couples « périodes futures-RCPs ». Là encore, les sites de Longnes ont des anomalies positives plus importantes que celles des autres sites pour ces deux descripteurs, avec des anomalies atteignant les 20-30 % à partir du couple PP2-RCP4.5. Les parcelles de Scaer (Finistère) et de Parisot (Tarn) sont les deux seules exceptions à cette tendance, avec un NumFE et un CumLenFE en diminution de 0 % à 20 % par rapport aux valeurs historiques. Pour les deux descripteurs relatifs à la magnitude des crues, i.e., la moyenne annuelle des pics de crues (PkFlowAve d'une valeur historique de 4.7 ± 0.17 mm.j⁻¹) et le débit maximal annuel (MaxDisch d'une valeur historique de 8.5 ± 0.53 mm.j⁻¹), l'analyse a montré des anomalies toutes positives quel que soit le couple « période future – RCP ». Comme avec le WetInd et le DryInd, un gradient est observé selon la diagonale allant du couple PP1-RCP2.6 au couple PP3-RCP8.5. L'intensité des augmentations varie entre 0 % et 30 %.

L'analyse sur les descripteurs relatifs au dimensionnement des réseaux (Famille 6, section II.3.2.6) montre que la période de retour associée au point de rupture désignant le changement de régime (RP_{RC} d'une valeur historique de 1.92 ± 0.06 ans) diminue sur l'ensemble des sites jusqu'à 20 % sur le couple PP3-RCP8.5. De même, la plupart des débits associés à ce changement de régime (Q_{RC} d'une valeur historique de 10.11 ± 0.69 mm.j⁻¹) augmentent au cours du XXI^e siècle (de 10 % à 20 %). Ces changements sont de plus en plus marqués à mesure que le RCP est sévère et que l'horizon futur est lointain. Les seules exceptions notables sur ces évolutions concernent les sites d'Archigny (Vienne), Courcival (Sarthe), Saint-Juvin (Ardennes) et Mélarchez (Seine-et-Marne) avec une RP_{RC} en augmentation et un Q_{RC} correspondant augmentant significativement plus que celui des autres sites à partir de la période PP2. Les valeurs de débits aux périodes spécifiques (QRP05 à 5 ans, QRP10 à 10 ans, QRP20 à 20 ans et QRP50 à 50 ans) ont globalement montré des anomalies positives (5 % à plus de 20 %) sur l'ensemble des 22 sites, toujours orientées selon la diagonale PP1-RCP2.6 vers PP3-RCP8.5. Le site de Parisot (Tarn) a fait exception à cette tendance, montrant des anomalies négatives pour les quatre QRPs.

III.4.2.2 Une faible significativité des effets des variables explicatives sur les anomalies hydrologiques

Le Tableau 9 compare l'évolution des effets des variables explicatives entre le couple PP1-RCP2.6 et le couple PP3-RCP8.5. Les évolutions des effets correspondant aux autres couples « périodes futures – RCPs » sont fournies par variable explicative et sont disponibles en Annexe C3.

L'analyse des résultats issus des GLMs sur les 17 descripteurs hydrologiques illustrés sur le Tableau 9 a montré qu'à quelques exceptions près les sept variables explicatives désignées ont des effets non significatifs sur la plupart des descripteurs hydrologiques étudiés. Le nombre de variables montrant un effet significatif sur le couple PP1-RCP2.6 diminue sur le couple PP3-RCP8.5. Comme pour les anomalies hydrologiques analysées précédemment, ce nombre diminue à mesure que le RCP est sévère et que l'horizon futur est lointain.

La texture du sol est un bon exemple de cette trajectoire. Elle présente d'abord un effet significatif sur le couple PP1-RCP2.6 sur des HIs relevant de l'aspect temporel du drainage (WetInd, LenRechP et CumLenFE) et sur le WDWB avec une part de variance expliquée comprise entre 13 % et 69 %. Cependant, ces effets sur les anomalies sont relativement dispersés et tendent à disparaître à mesure que le RCP est sévère et l'on se rapproche de 2100. La significativité de l'effet de la texture de sol finit par être complètement nulle sur le couple PP3-RCP8.5. Pour la conductivité hydraulique K, la capacité S_{max} et les variables de dimensionnement des réseaux, i.e., profondeur et écartement entre les drains, les effets observés sont assez ponctuels et ne sont spécifiques à aucune famille de descripteurs hydrologiques particulière.

Parmi les sept variables étudiées, deux variables ont des effets significatifs et relativement homogènes d'un couple à l'autre :

- Le climat est la seule variable présente sur la totalité des couples « périodes futures – RCPs », avec un effet sur la variance des anomalies allant de 11 % à 60 %, notamment sur les descripteurs relatifs à la durée du sol à désaturation (DryInd) et à saturation (WetInd, famille 2), au volume drainé (famille 3) et au phénomène de crues (famille 5). Les trois climats étudiés (océanique, océanique altéré et semi-continentale) présentent des effets similaires sur les anomalies hydrologiques, avec des coefficients de même signe (majoritairement positifs) et marqués par des valeurs similaires, comprises entre 0.4 et 27 suivant les anomalies hydrologiques. Par conséquent, il n'est possible d'extraire l'effet spécifique d'un climat sur aucun des descripteurs étudiés ;
- La porosité de drainage μ a un effet positif sur le volume drainé (entre 30 % et 50 % de la variance des anomalies) notamment sur la saison humide, ce qui signifie que le volume drainé augmente davantage sur des sols présentant une porosité de drainage plus importante. Les coefficients de régression associés ont des valeurs comprises entre 1 et 10, ce qui place la porosité de drainage comme deuxième effet influençant le volume drainé.

A l'exception de ces deux variables, l'ensemble de ces résultats suggère que les anomalies dépendent très fortement du RCP et de l'horizon futur considéré, et que relativement à cette dépendance les effets des variables explicatives étudiées sont limités. Cela est concordant avec le fait que les anomalies hydrologiques des 22 sites sont relativement homogènes par couple « période future – RCP » et qu'elles ne sont pas hétérogènes spatialement.

Tableau 9 : Evolution de la significativité des effets des sept variables explicatives entre le couple PP1-RCP2.6 (vert) et le couple PP3-RCP8.5 (rouge). Les cases blanches représentent l'absence de significativité de l'effet d'une variable explicative sur une anomalie pour les deux couples « périodes futures – RCPs » considérés. Pour la variable CLIMAT, « Océan. alter. » désigne un climat océanique altéré. Pour toutes les variables explicatives, les valeurs entre « < > » représentent la part de la variable dans la variance totale de l'anomalie si la variable est supposée indépendante des autres. Ce partitionnement de la variance est établi avec le package R « hier.part ». Les valeurs entre parenthèses « () » représentent le coefficient associé à la variable explicative si l'effet de celle-ci est jugé significatif. Ce coefficient est issu de la régression du GLM correspondant. Pour les variables qualitatives (TEXTURE et CLIMAT), un coefficient est fourni pour chaque élément de la variable qui présente un effet significatif.

5

HI	TEXTURE		CLIMAT		K		μ		SMAX		PROFONDEUR		ECARTEMENT	
	RCP2.6 PP1	RCP8.5 PP3	RCP2.6 PP1	RCP8.5 PP3	RCP2.6 PP1	RCP8.5 PP3	RCP2.6 PP1	RCP8.5 PP3	RCP2.6 PP1	RCP8.5 PP3	RCP2.6 PP1	RCP8.5 PP3	RCP2.6 PP1	RCP8.5 PP3
01 BegDS														
01 LenDS														
02 WetInd	Limon argileux (2.68) < 55% >		Océan. alter. (1.3) < 20% >											
02 DryInd			Océanique (0.6) Océan. alter. (0.9) Semi-continental (1.1) < 48% >	Océanique (3) Océan. alter. (2.9) Semi-continental (2.7) < 54% >									(0.2) < 28% >	
03 DDWB	Limon argileux (9.35) < 22% >		Océan. alter. (9.4) Semi-continental (13) < 14% >				(1.5) < 50% >		(0.6) < 14% >					
03 WDWB			Océanique (3.5) Océan. alter. (4.1) Semi-continental (3.1) < 11% >				(4) < 32% >							
04 LenDryP	Limon argileux (8.05) < 23% >		Océan. alter. (5.3) Semi-continental (9.8) < 22% >	Océan. alter. (23.7) Semi-continental (34.8) < 60% >										
04 LenRechP			Océan. alter. (-7) < 54% >	Océanique (22.6) Océan. alter. (8.3) Semi-continental (18.5) < 46% >				(-1) < 26% >			(0.6) < 12% >		(1) < 32% >	(1) < 29% >
04 LenWetP	Argile (1.54) < 13% >		Océan. alter. (0.69) Semi-continental (-1.1) < 39% >	Océan. alter. (-2.2) Semi-continental (-2.6) < 4% >										
04 LenReceP														

HI	TEXTURE		CLIMAT		K		μ		SMAX		PROF		ECARTEMENT	
	RCP2.6 PP1	RCP8.5 PP3	RCP2.6 PP1	RCP8.5 PP3	RCP2.6 PP1	RCP8.5 PP3	RCP2.6 PP1	RCP8.5 PP3	RCP2.6 PP1	RCP8.5 PP3	RCP2.6 PP1	RCP8.5 PP3	RCP2.6 PP1	RCP8.5 PP3
05 CumLenFE	Limon argileux (0.58) < 66% >		Océan. alter. (0.4) Semi-continental (0.4) < 20% >				(1.4) < 24% >							
05 PkFlowAve	Limon argileux (4.01) < 55% >		Océan. alter. (3) Semi-continental (2.5) < 11% >											
05 MaxDisch			Océanique (-3) Océan. alter. (-2.1) Semi-continental (-1.9) < 17% >											
06 RP _{RC}			Océanique (-1.9) Océan. alter. (-1.1) Semi-continental (-1.6) < 35% >											
06 Q _{RC}														
06 QRP05														
06 QRP10				Océan. alter. (0.1) Semi-continental (0.1) < 5% >										
06 QRP20				Océanique (0.1) Océan. alter.(0.1) Semi-continental (0.1) < 7% >										
06 QRP50				Océanique (0.1) Océan. alter. (0.1) Semi-continental (0.1) < 20% >				(-0.1) < 39% >						

III.4.2.3 Dépendances des anomalies hydrologiques aux anomalies climatiques

Dans cette section, nous présentons les analyses d'élasticité des descripteurs hydrologiques par rapport aux descripteurs climatiques correspondants (cf. Tableau 8) en utilisant le bilan d'eau drainé en hiver (WDWB) comme exemple, sous le RCP2.6 (cf. Figure 19), le RCP4.5 (cf. Figure 20) et le RCP8.5 (cf. Figure 21). Les graphiques correspondant aux analyses des quatre autres descripteurs sont disponibles en Annexe C4.

Considérons l'Eq. (III.4.2) reliant les anomalies sur le bilan d'eau drainé en hiver (WDWB) aux anomalies des volumes hivernaux de précipitation et d'ETP et aux élasticités respectives, sous le RCP2.6 (cf. Figure 19). Le graphique montre que les anomalies d'ETP augmentent graduellement de la période PP1 à la période PP3, avec des valeurs proches de 0 % ou inférieures à 10 % sous PP1 contre des valeurs toutes incluses entre 5 % et 10 % sous PP3, par rapport à une moyenne historique nationale de $128 \text{ mm} \cdot (6\text{months})^{-1}$. D'un autre côté, les anomalies de précipitations hivernales restent globalement identiques sous le RCP2.6 entre les périodes PP1 et PP3 sur l'ensemble des sites, avec des anomalies comprises entre 0 % et 10 % par rapport à une moyenne historique de $407 \pm 3 \text{ mm} \cdot (6\text{months})^{-1}$. Par ailleurs, les élasticités issues de la précipitation sont toutes positives avec des valeurs comprises entre 1 et 3, supérieures à 3 pour quatre sites, alors que les élasticités issues de l'ETP sont négatives et sur un intervalle plus proche de 0, comprises entre $]-2 ; 0]$. Sur le WDWB, la précipitation a un effet positif contributeur plus important que l'effet négatif issu de l'ETP, avec une différence d'élasticité moyenne en absolue de 1. Cela est cohérent avec le fait que le WDWB sous le RCP2.6 n'évolue pas beaucoup entre les trois sous-périodes futures (cf. colonne de gauche sur la Figure 19).

Sur les RCP4.5 (Figure 20) et RCP8.5 (Figure 21), les analyses montrent que les élasticités de WDWB par rapport à la précipitation et à l'ETP, respectivement, sont similaires aux élasticités correspondantes issues du RCP2.6. Cependant, les anomalies de précipitation augmentent à mesure que le RCP devient sévère et que l'on se rapproche de 2100, dans un intervalle allant de 5 % à 20 % sous le RCP4.5 et de 10 % à 20 % sous le RCP8.5. Les anomalies d'ETP montrent une augmentation plus intense que celle des anomalies de précipitation, avec des valeurs comprises entre 5 % et 20 % sous le RCP4.5 et des anomalies excédant toutes 20 % sous le RCP8.5 sous la période PP3. En conséquence, les influences respectives des volumes de précipitation et d'ETP sur le WDWB ont changé, l'ETP ayant un effet plus négatif sur le WDWB sous le RCP8.5 que sous le RCP2.6. Comme attendu, les anomalies de précipitation et d'ETP sous le RCP4.5 se situent à l'intersection entre les anomalies issues des deux autres RCPs.

Les analyses sur les élasticités du DDWB (bilan drainé estival) issues de la précipitation et de l'ETP montrent que la grande différence avec les élasticités caractéristiques au WDWB réside sur l'influence de l'ETP, quasiment non significative dans tous les cas de figure (cf. Annexe C4). En effet, les régressions de l'Eq. (III.4.2) sous les trois RCPs ont donné des élasticités issues de l'ETP presque toutes non significatives avec des p-values issues du test de Student supérieures à 0.05 (représentés par des croix sur les cartes) ou proches de 0. Les descripteurs LenDS et WetInd montrent des élasticités de précipitation et d'ETP du même ordre de grandeur et de même signe que celles correspondant au WDWB et avec des contributions similaires, à ceci près que les élasticités de l'ETP pour les deux descripteurs sont plus régulièrement marquées par des valeurs non significatives (p-values > 0.05). En revanche, le DryInd montre des élasticités issues de la précipitation et particulièrement de l'ETP d'un ordre de grandeur bien supérieur, avec des valeurs incluses de 0 à -20 sur la précipitation et de 0 à plus de 40 pour l'ETP. Contrairement aux autres descripteurs, les élasticités issues de l'ETP sur le DryInd augmentent à mesure que le RCP devient sévère et que l'on se rapproche de 2100.

Elasticité de P et ETP sur le WDWB sous le RCP2.6.

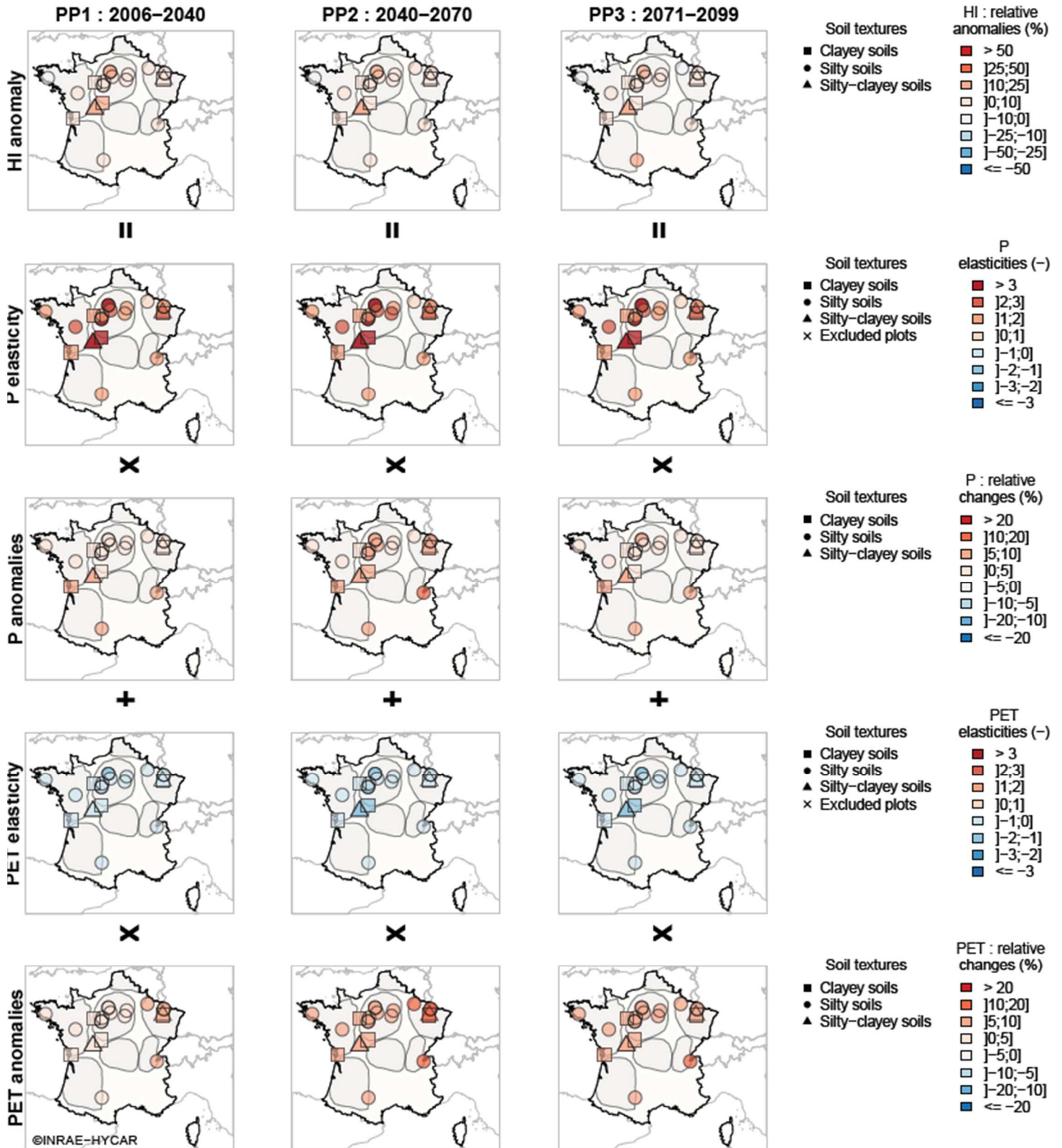


Figure 19 : Anomalies du bilan d'eau drainé hivernal (WDWB, 1^{ère} ligne) sous le RCP2.6 en fonction des anomalies des volumes de précipitation (3^e ligne) et d'évapotranspiration potentielle (5^e ligne) sur la même période avec les élasticités correspondantes.

Elasticité de P et ETP sur le WDWB sous le RCP4.5.

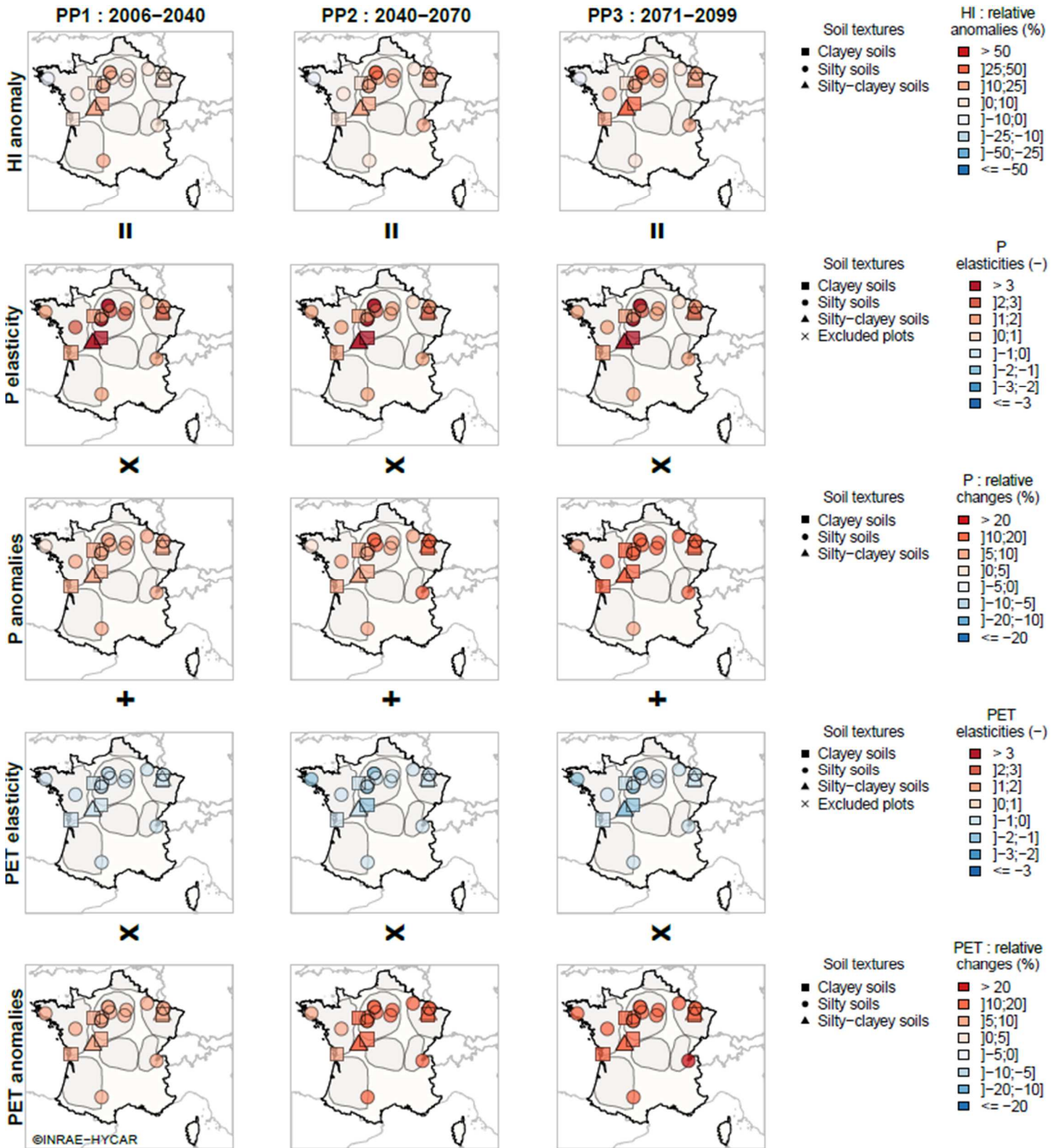


Figure 20 : Anomalies du bilan d'eau drainé hivernal (WDWB, 1^{ère} ligne) sous le RCP4.5 en fonction des anomalies des volumes de précipitation (3^{ème} ligne) et d'évapotranspiration potentielle (5^{ème} ligne) sur la même période avec les élasticités correspondantes.

Elasticité de P et ETP sur le WDWB sous le RCP8.5.

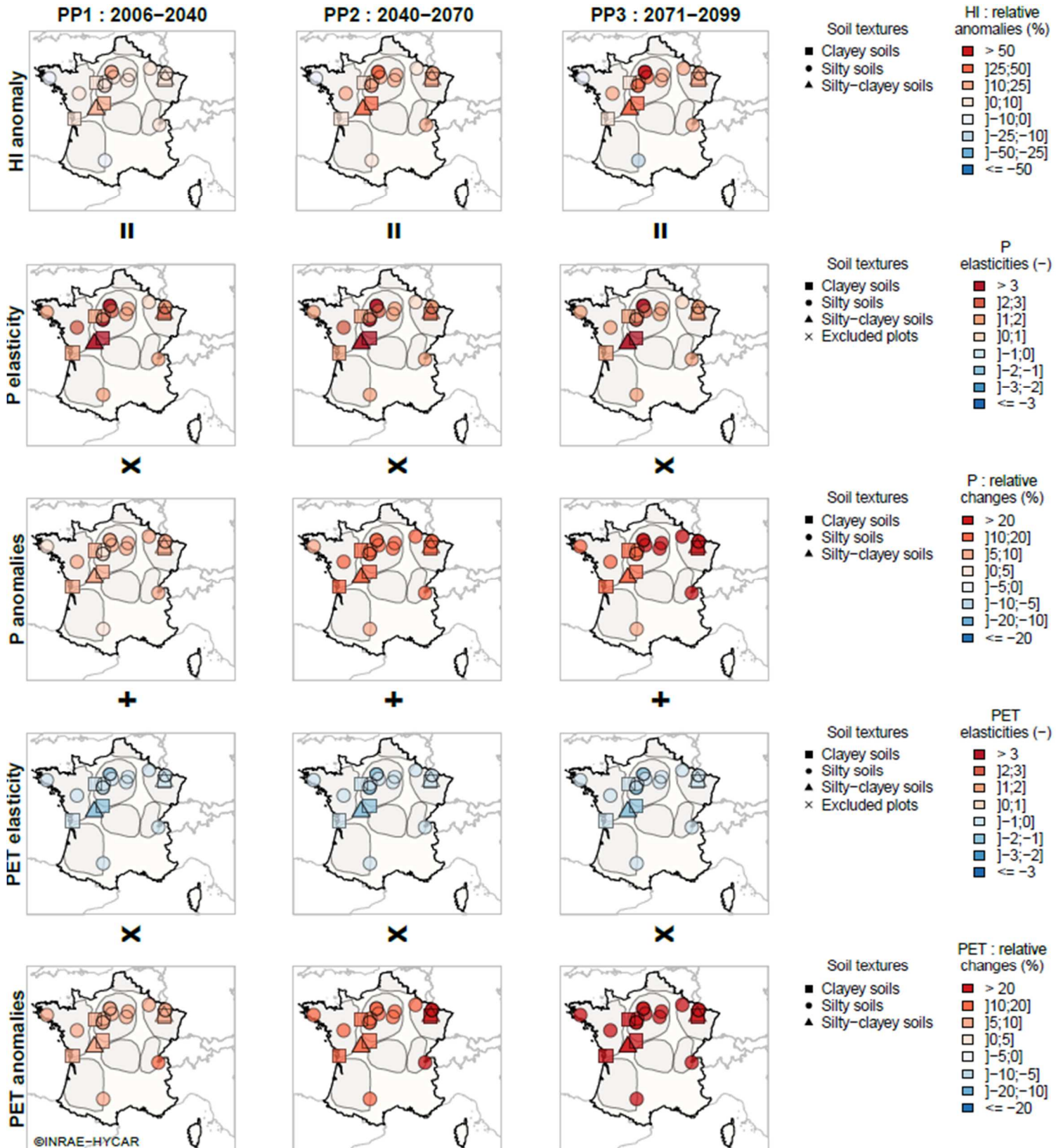


Figure 21 : Anomalies du bilan d'eau drainé hivernal (WDWB, 1^{ère} ligne) sous le RCP8.5 en fonction des anomalies des volumes de précipitation (3^{ème} ligne) et d'évapotranspiration potentielle (5^{ème} ligne) sur la même période avec les élasticités correspondantes.

III.4.3 Discussion

III.4.3.1 Devenir de l'hydrologie du drainage français au XXI^e siècle

Les anomalies des 17 descripteurs hydrologiques sous changement climatique donnent des éléments de réponse intéressants et majoritairement concordants pour décrire l'hydrologie future du drainage agricole français au XXI^e siècle. Un point commun à presque tous les descripteurs est qu'un gradient est observé le long de la trajectoire allant du couple PP1-RCP2.6 au couple PP3-RCP8.5 sur les graphiques de la grande majorité des descripteurs. Ce gradient suggère pour les descripteurs concernés que plus le RCP est sévère et plus l'horizon futur est lointain, plus les changements annoncés sur l'hydrologie du drainage sont importants. Cet état de fait est concordant avec les résultats présentés sur le site de La Jaillière par Jeantet et al. (2022). Le Tableau 10 regroupe les médianes des anomalies absolues issues des 22 sites par RCP et période future. Les valeurs fournies donnent une vision globale des anomalies hydrologiques sur la France métropolitaine. Les tableaux correspondant aux anomalies propres à chaque site sont disponibles en Annexe C2.

Sous le RCP2.6

Considérons séparément le RCP2.6. Il s'agit du RCP qui présente les anomalies les plus faibles sur la plupart des descripteurs. Sous le RCP2.6, la temporalité de la saison de drainage est stabilisée, voire étalée avec des périodes d'écoulement plus longues notamment sur les régimes transitoires de recharge et de récession. A l'inverse, la période sans débit est réduite. A l'échelle nationale, les médianes des descripteurs relatifs à la famille 1 (temporalité de la saison de drainage) et à la famille 4 (dynamique temporelle des débits) montrent des changements minimes avec des valeurs absolues inférieures à 7 jours.

Les descripteurs relatifs au phénomène de crue ont montré une légère augmentation de l'intensité des crues graduelle au cours du XXI^e siècle, commune à tous les sites (médianes allant de +0.14 à +0.36 mm.j⁻¹), au contraire de la fréquence des crues qui reste globalement stable sur le territoire. Cependant, la pérennité des réseaux de drainage a montré un visage plus hétérogène sur le territoire. Pour la majorité des sites, la période de retour associée au changement de régime n'a pas ou peu changé au cours du XXI^e siècle sous le RCP2.6. Cependant, pour les sites de Scaer (Finistère), Archigny (Vienne) et Arrou (Eure-et-Loire), ce descripteur a diminué de plus de 20 % soit d'environ 5 mois par rapport à la moyenne historique située à environ 2 ans sur la période PP3. La Figure 22 montre que la médiane des RP_{RC} sur les 22 sites diminue de 0.1 ans (= 1.2 mois) alors que le débit spécifique associé augmente de PP1 vers PP3 de 0.38 mm.j⁻¹.

Dans le cas d'Archigny et d'Arrou, cette évolution est en accord avec l'augmentation de la durée annuelle des écoulements intenses sur le RCP2.6 à l'horizon 2100. La durée des écoulements étant plus longue, le sol peut être saturé plus souvent et impacte ainsi la saturation dans le réseau. Ces résultats montrent que même si la trajectoire socio-environnementale du XXI^e siècle suit le RCP2.6, scénario climatique cherchant à limiter le plus les impacts induits par le changement climatique, l'efficacité des réseaux pour remplir leur fonction initiale n'est pas garantie sur l'ensemble du territoire. Pour le site de Scaer, il n'a pas été possible de relier l'évolution de la période associée au changement de régime à celles des autres descripteurs.

Tableau 10 : Médianes des anomalies sur les descripteurs hydrologiques entre les 22 sites pour chaque RCP et chaque période future, comparées aux médianes établies sur une référence historique « Ref. hist. » par descripteur hydrologique, avec les unités correspondantes. Les cases rouges représentent les anomalies positives de descripteurs. A l'inverse, les cases bleues représentent les anomalies négatives.

Famille de descripteurs	Descripteur hydrologique	Ref. hist.	Unités	Anomalies sous RCP2.6			Anomalies sous RCP4.5			Anomalies sous RCP8.5		
				2006-2040	2041-2070	2071-2099	2006-2040	2041-2070	2071-2099	2006-2040	2041-2070	2071-2099
01. Temporalité de la saison de drainage	BegDS	11 Dec ± 4	date	-3	0	0	-1	-4	-5	0	-1	-1
	LenDS	148 ± 5	jours	3	0	2	0	-2	0	0	-2	-7
02. Saturation / désaturation dans le réservoir	WetInd	37 ± 2	jours	1	0	0	1	0	1	0	1	-2
	DryInd	3 ± 1	jours	3	2	2	3	8	10	3	9	18
03. Volume d'eau drainé	DDWB	24 ± 2	mm.(6mois) ⁻¹	4	1	4	2	-1	0	2	0	-2
	WDWB	128 ± 7	mm.(6mois) ⁻¹	8	7	7	10	15	20	7	17	24
04. Dynamique temporelle des débits	LenDryP	223 ± 5	jours	-6	0	-3	0	3	1	0	1	10
	LenRechP	14 ± 1	jours	1	0	0	0	-1	-1	0	-1	-2
	LenWetP	89 ± 4	jours	7	0	3	1	-2	2	0	1	-5
	LenReceP	50 ± 1	jours	0	0	-1	0	-1	0	0	-1	-2
05. Phénomènes de crues	NumFE	8.00 ± 1	-	0.52	0.20	0.30	0.41	0.40	0.65	0.35	0.70	0.69
	CumLenFE	52 ± 3	jours	4	2	2	4	4	6	2	5	5
	PkFlowAve	4.70 ± 0.17	mm.j ⁻¹	0.14	0.21	0.22	0.24	0.36	0.48	0.21	0.51	0.75
	MaxDisch	8.50 ± 0.53	mm.j ⁻¹	0.26	0.36	0.35	0.33	0.52	0.78	0.38	0.86	1.08
06. Dimension des réseaux	RP _{RC}	1.92 ± 0.06	ans	-0.07	-0.1	-0.1	-0.08	-0.06	-0.15	-0.06	-0.12	-0.21
	Q _{RC}	10.11 ± 0.69	mm.j ⁻¹	0.17	0.13	0.38	0.14	0.34	0.42	0.21	0.36	0.46
	QRP05	11.23 ± 0.69	mm.j ⁻¹	0.02	0.03	0.02	0.03	0.04	0.06	0.04	0.06	0.10
	QRP10	12.06 ± 0.72	mm.j ⁻¹	0.01	0.03	0.03	0.03	0.04	0.06	0.04	0.06	0.08
	QRP20	12.88 ± 0.75	mm.j ⁻¹	0.01	0.03	0.02	0.02	0.03	0.06	0.04	0.06	0.08
	QRP50	13.91 ± 0.80	mm.j ⁻¹	0.01	0.03	0.03	0.02	0.04	0.06	0.04	0.06	0.10

Sous le RCP8.5

Sous le RCP8.5, le volume hivernal augmente de manière plus rapide et plus marquée (+7 à +24 mm.(6mois)⁻¹) que la diminution du volume estival. Cet élément est concordant avec le fait qu'en général le volume annuel drainé augmente notamment sous le couple PP3-RCP8.5. Or, l'analyse de l'état de saturation du réservoir avec le WetInd et le DryInd a montré que la teneur en eau dans le réservoir tend à diminuer avec une durée annuelle à saturation plus faible et une durée annuelle à désaturation plus longue. L'explication reliant les deux phénomènes est une intensification des écoulements, principalement en hiver sur une plus courte période de temps. Cet état de fait est justifié par les descripteurs décrivant la dynamique temporelle des débits. La durée de l'ensemble des périodes d'écoulement diminue (de -1 à -5 jours en médiane sur les 22 sites), notamment les périodes de recharge et de récession, alors que la durée annuelle marquée par des débits nuls augmente (jusqu'à +10 jours en médiane sur les 22 sites). Bien qu'ils suggèrent une légère intensification du caractère saisonnier de la dynamique temporelle des débits drainés, ces changements restent assez faibles par rapport aux valeurs historiques, ce qui indique que cette dynamique n'évoluera que peu sous le RCP8.5. Les descripteurs de crues confirment également ces résultats, annonçant principalement une augmentation de l'intensité des événements (jusqu'à presque +1 mm.j⁻¹ sur les pics de crues sur le couple PP3-RCP8.5).

La recrudescence des crues hivernales met potentiellement en péril la capacité des réseaux de drainage à capter ces crues plus fortes. La Figure 22 montre que la médiane des périodes de retour associée au changement de régime RP_{RC} sur les 22 sites diminue de 0.21 ans (\approx 2.5 mois), jusqu'à 5 mois plus courtes pour certains sites. Cela suggère que les réseaux ne seront pas saturés une fois tous les deux ans (Henine et al., 2012), comme le dimensionnement actuel le suppose, mais plutôt deux fois tous les trois ans. Dès lors, le risque de ruissellement de surface sur les sites augmente (Augeard et al., 2008).

Cela généralise les estimations faites par Jeantet et al. (2022) sous le RCP8.5 à la grande majorité des sites étudiés. Par ailleurs, l'augmentation de la durée annuelle lors de laquelle le sol est à désaturation (DryInd) et de la période de débit nul est en accord avec la diminution des écoulements estivaux. Par conséquent, si la trajectoire socio-environnementale suit le RCP8.5, la demande en eau des plantes risque potentiellement d'augmenter, généralisant des déficits hydriques.

Sous le RCP4.5

L'impact du changement climatique sur l'hydrologie du drainage français sous le RCP4.5 se situe à la jonction entre les impacts des deux autres RCPs décrits ci-dessus, pour la grande majorité des 22 sites. Aucune anomalie spécifique propre à ce RCP n'est ressortie des analyses. Ce constat est relativement attendu, le RCP4.5 étant défini pour être un scénario intermédiaire entre les RCP2.6 et RCP8.5 plus extrêmes (cf. section II.1.2.3).

Un point important à considérer est que bien que ce constat soit cohérent, les RCPs induisent des réponses variables notamment sur la dynamique temporelle des débits, même si les changements annoncés sont faibles. En prenant l'exemple de la durée à débit nul (LenDryP), celle-ci diminue sous le RCP2.6 mais augmente sous le RCP8.5 d'ici à 2100, suggérant des stratégies d'adaptation variables et dépendantes de la trajectoire socio-économique suivie. Toute forme d'anticipation sur ces aspects de la part des acteurs impliqués dans le domaine du drainage agricole est rendue difficile. Cependant, certaines stratégies d'adaptation peuvent être communes aux trois scénarios climatiques et sont à promouvoir, dans l'objectif de limiter les potentiels impacts négatifs induits par une stratégie qui serait bénéfique sous un RCP précis mais délétère sous un autre (cf. Partie IV).

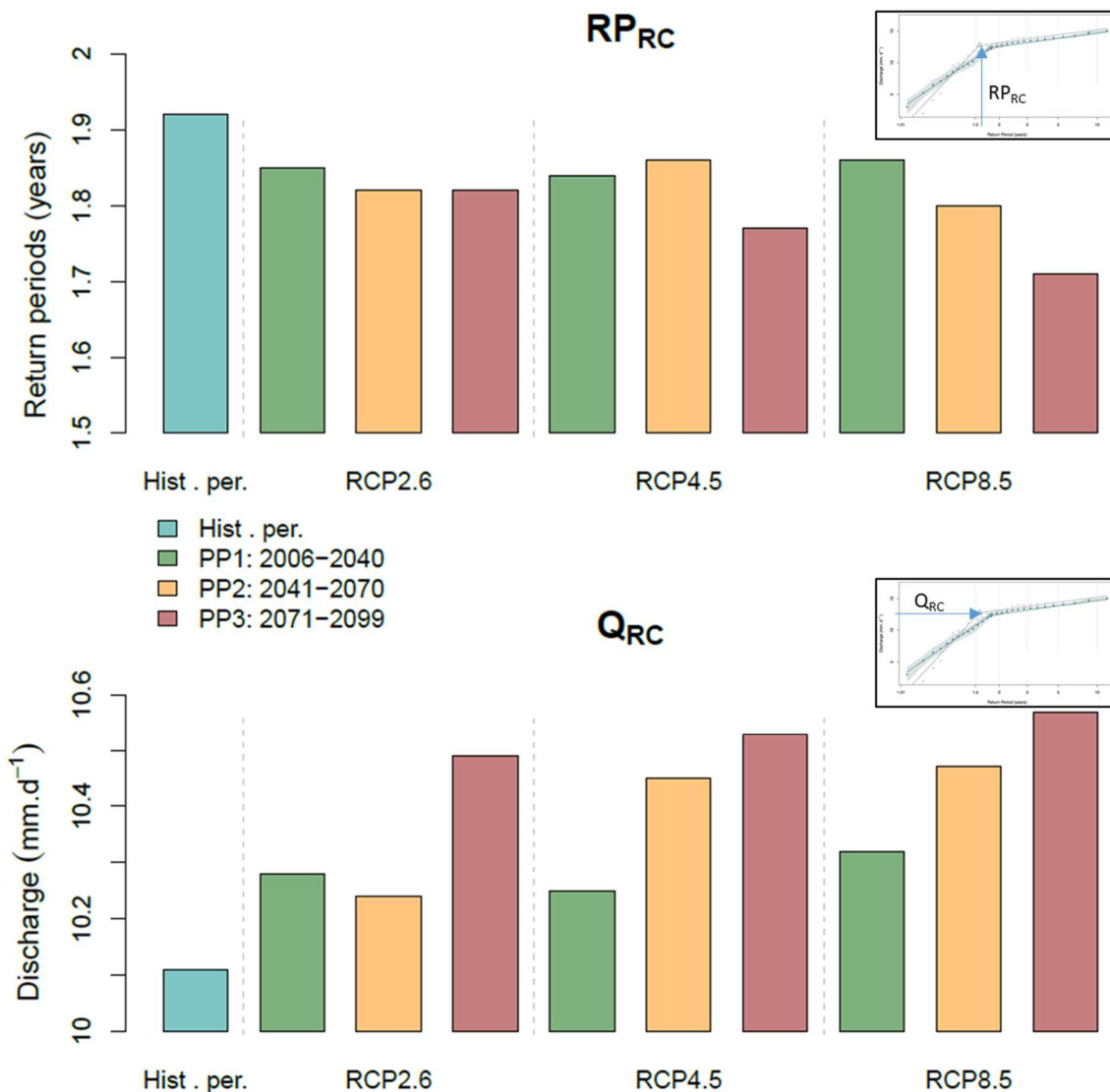


Figure 22 : Evolution des valeurs médianes de période de retour RP_{RC} et du débit spécifique associé Q_{RC} issus des 22 sites étudiés entre la période spécifique « Hist. Per. » (1975-2004) et les trois horizons futurs sous les trois RCPs. Les figures dans les coins supérieurs droits représentent l'évolution des coordonnées associées au changement de régime.
Source : Jeantet et al. (2022).

III.4.3.2 Homogénéité spatiale des anomalies hydrologiques

Dans le Chapitre I.1, nous avons vu que la généralisation des tendances futures du drainage sous changement climatique n'était pas directe en raison de la forte dépendance de la réponse hydrologique future au site étudié (Jeantet et al., 2022). Cette dépendance était notamment soutenue par la littérature qui, en considérant le bilan annuel d'eau drainé comme référence, montrait des résultats divergents sur des sites aux caractéristiques communes (Dayyani et al., 2012 ; Pease et al., 2017 ; Mehan et al., 2019 ; Jiang et al., 2020a ; Sojka et al., 2020 ; Golmohammadi et al., 2021). Dès lors, une des attentes de ce travail était de visualiser cette hétérogénéité sur le territoire français et de pouvoir l'expliquer par un schéma caractéristique à un site ou un groupe de sites. Les hypothèses étaient que ce schéma désigne la texture, la localisation, le climat des sites, le dimensionnement des réseaux (profondeur et écartement des drains) ou les paramètres du modèle SIDRA-RU.

Les analyses ont révélé des anomalies plutôt homogènes sur les 22 sites pour un couple « période future – RCP » donné, pour une grande majorité des descripteurs. Une première hypothèse expliquant potentiellement cette homogénéité est que le modèle hydrologique SIDRA-RU se base sur

une description trop simplifiée du système sol. Cependant, cette explication semble insuffisante car le modèle DRAINMOD, utilisé par Pease et al. (2017) et Golmohammadi et al. (2021), a montré des résultats divergents sur des sites à textures similaires (limono-argileux) et situés dans la région des Grands Lacs aux États-Unis, bien que sa description du sol soit bien plus complète que celle du modèle SIDRA-RU. Une seconde hypothèse est que les traits caractéristiques choisis pour classer les impacts du changement climatique sur l'hydrologie du drainage (texture de sol, localisation et climat) ne détaillent pas assez les caractéristiques intrinsèques de chaque site.

L'analyse sur la significativité des effets des variables explicatives tend à confirmer cette hypothèse. Les régressions issues des GLMs ont montré que par couple « périodes future – RCP » les effets des variables explicatives testés sont très majoritairement soit nuls soit difficiles à classer. Dès lors, les anomalies dépendent très fortement du RCP et de l'horizon futur considéré, ce qui rejoint l'homogénéité entre les anomalies des 22 sites pour chacun des neufs couples « périodes futures – RCPs » étudiés. Cela est cohérent avec le fait que l'hydrologie du drainage possède un temps de réponse très rapide face aux aléas climatiques, le débit drainé étant fortement dépendant des variables climatiques (cf. Chapitre III.3).

La conséquence de ce phénomène est que classer les impacts du changement climatique sur l'hydrologie du drainage français reste en l'état assez difficile et nécessite d'intégrer davantage d'éléments décrivant les sites. Par exemple, nous avons montré via la porosité de drainage que les descripteurs de sol ont des effets sur les anomalies hydrologiques observées, dans le cas de ce paramètre sur le volume drainé. En effet, l'augmentation du volume drainé est plus importante sur les sites présentant une porosité de drainage plus grande que la moyenne. Ce constat est cohérent car la porosité de drainage est un concept relatif à la quantité d'eau dans le sol qu'il faut extraire pour passer de la saturation à la capacité au champ du sol¹⁵. Dans le cas du drainage, cette quantité est corrigée par la forme de la nappe. Dès lors, la porosité de drainage est directement reliée au volume d'eau drainé.

Toutefois, l'homogénéité des anomalies observée par couple « période future – RCP » est à modérer. Quelques sites ont montré des tendances divergentes de celles des autres sur certains descripteurs, comme le site d'Archigny évoqué dans la section III.4.3.1. De même, les sites de Longnes et Arrou font partie des sites présentant des exceptions récurrentes par rapport aux autres sites, notamment sur le WetInd. Ces trois sites ont en commun d'appartenir à la catégorie des Luvisols (cf. section I.1.4), ont une texture de sol limono-argileuse (Archigny) ou limoneuse (Longnes) et subissent tous un climat océanique dégradé. Cependant, ces éléments sont aussi partagés par les sites de La Jaillière, Scaer ou OS2 bien que ceux-ci ne présentent pas des divergences d'anomalies aussi importantes. Ces caractéristiques sont donc insuffisantes pour expliquer les divergences observées.

Un facteur pouvant expliquer la démarcation de ces sites (Archigny, Arrou, Longnes et Scaer) par rapport aux autres est que le paramètre S_{max} du modèle SIDRA-RU après calibration y présente des valeurs supérieures à 230 mm alors que les autres sites présentent une moyenne proche de 140 mm. En considérant que S_{max} approche la réserve utile réelle du sol (cf. section II.2.2), ces valeurs sont très fortes surtout pour des sols limoneux qui sont davantage marqués par une réserve utile réelle proche de 145 mm sur 90 cm de profondeur (cf. Tableau 2, Bouthier, 2013). Cet écart peut expliquer la divergence observée sur les descripteurs relatifs à l'état de saturation du réservoir sol (WetInd et DryInd). Deux explications sont possibles pour expliquer ces fortes valeurs de S_{max} :

- La profondeur des drains sur les sites concernés est sous-estimée. Comme évoqué dans la section II.2.2, la capacité S_{max} du réservoir RU est un concept cherchant à approcher la réserve utile réelle du sol. Dès lors, si la profondeur de drain est sous-estimée, cette réserve utile l'est également et le paramètre S_{max} du modèle augmente par compensation ;

¹⁵ Teneur en eau du sol obtenue à partir du moment où l'eau gravitaire (eau libre) est sortie du sol et lorsqu'il ne reste que l'eau capillaire et l'eau liée.

- Le paramètre S_{max} n'est pas sensible au critère numérique KGE' utilisé comme fonction objectif lors de la calibration du modèle (Henine et al., 2022). Par conséquent, les valeurs de S_{max} obtenues sont potentiellement erronées, expliquant la différence observée sur les anomalies hydrologiques.

Par ailleurs, ces deux points peuvent également expliquer l'anomalie divergente du DDWB sur le site de Saint-Laurent pour le couple PP3-RCP4.5. En effet, ce site est majoritairement caractérisé par des argiles gonflantes du marais Poitvin en Charente-Maritime. Ce type de sol est marqué par un temps de réhumectation¹⁶ plus court que sur les autres sols, déclenchant des écoulements plus précoces, et une réserve utile de l'ordre de 120-130 mm. Dès lors, il est attendu que la valeur du paramètre S_{max} soit calibrée vers cette ordre de grandeur et que celle du paramètre S_{inter} soit calibrée vers une valeur plus faible que la moyenne pour initier plus rapidement un écoulement d'eau en sortie des réseaux. Or, ce n'est pas ce qui est observé dans le cas du site de Saint-Laurent qui présente un $S_{inter} = 181$ mm, proche du S_{max} 186 mm correspondant. L'anomalie de DDWB sur Saint-Laurent n'est pas observée sur le couple PP3-RCP8.5, qui suppose des conditions climatiques suffisamment sèches pour gommer ce phénomène.

Ces éléments, qu'ils soient démonstratifs d'un manque de données décrivant les sites ou inhérents au paramétrage du modèle SIDRA-RU, rejoignent la difficulté à classer en l'état l'impact du changement climatique sur le drainage français.

III.4.3.3 Élasticités futures issues de la précipitation et de l'ETP sous changement climatique

La forte dépendance des anomalies hydrologiques aux couples « périodes futures – RCPs » évoquée dans la section III.4.3.2 souligne l'importance de l'analyse des évolutions d'élasticité des descripteurs hydrologiques à la précipitation et à l'ETP. Cette importance est double : (1) identifier l'influence de la précipitation ou de l'ETP sur des caractéristiques précises du drainage ; (2) déterminer si cette relation est conservée au cours du temps, quel que soit le scénario climatique. De manière générale, les élasticités des cinq descripteurs hydrologiques étudiés issues de la précipitation et de l'ETP ont établi comme attendu que la précipitation est le facteur dominant régissant les principales caractéristiques du drainage.

Sur les descripteurs relatifs au volume drainé (DDWB et WDWB), au LenDS et au WetInd, les anomalies de précipitation ont un effet positif sur les anomalies hydrologiques alors que les anomalies d'ETP ont un effet généralement négatif et plus faible que celui de la précipitation. Comme pour les anomalies hydrologiques, l'hétérogénéité spatiale des élasticités entre les sites est faible. De même, ces anomalies sont conservées entre les trois périodes futures étudiées et entre les RCPs. Ces éléments suggèrent que les relations qui lient les anomalies hydrologiques aux anomalies climatiques sont conservées et ne sont pas significativement dépendantes des caractéristiques des sites. Par ailleurs, les élasticités issues de la précipitation montrent des valeurs légèrement plus fortes que celles issues de la littérature en hydrologie conventionnelle, bien qu'inclues dans un ordre de grandeur similaire (Andréassian et al., 2016 ; Barrera et al., 2020 ; de Lavenne et al., 2022 ; Rasouli et al., 2022). Cet écart peut provenir de la différence d'échelle spatiale, significativement plus faible dans le cas du drainage agricole (à la parcelle, soit entre 1 ha et quelques centaines d'ha) par rapport à l'hydrologie de bassin versant (10 à quelques milliers de km²). Dès lors, l'effet mémoire des bassins versants induisant une réponse différée entre la précipitation et le débit (de Lavenne et al., 2022) est fortement réduit dans le cas du drainage agricole, où la relation de cause à effet entre la précipitation et le débit drainé est plus immédiate. Ce facteur peut soit influencer directement l'élasticité de la précipitation sur la

¹⁶ Humidification des sols après la saison sèche.

variable hydrologique sans remettre en cause la régression linéaire, soit biaiser cette régression dont est issue l'élasticité.

La durée annuelle du réservoir à désaturation (DryInd) présente des élasticités différentes de celles des autres descripteurs. Premièrement, les analyses ont montré que les élasticités du DryInd issues de l'ETP augmentent à partir de la période future PP2 et à mesure que la sévérité du RCP augmente. Dès lors, l'influence de l'ETP sur le DryInd est corrélée positivement à la sévérité du scénario et au temps qui passe. Ce résultat est partiellement attendu car l'ETP est corrélée positivement à la température et celle-ci tend à augmenter significativement d'ici à 2100 sous le RCP8.5 (cf. section I.2.1). Il s'agit cependant du seul descripteur qui présente des élasticités variables en fonction du temps et en fonction du RCP. Deuxièmement, les élasticités associées au DryInd sont d'un ordre de grandeur dix fois supérieur à celui des élasticités des autres descripteurs. Ce phénomène est attendu car les anomalies relatives du DryInd sont également d'un ordre de grandeur dix fois supérieur à celui des autres descripteurs alors que les descripteurs climatiques restent similaires. Par compensation, les élasticités sont multipliées par un facteur dix. Enfin, le DryInd est le seul descripteur pour lequel les valeurs absolues des élasticités issues de l'ETP excèdent les valeurs absolues des élasticités issues de la précipitation. Par conséquent, l'ETP domine la variation du DryInd et non plus la précipitation comme avec les autres descripteurs. Bien que logique, ce résultat est relativement surprenant car comme vu précédemment, le drainage est davantage soumis aux variations de précipitation. Dès lors, il était permis de penser que la diminution de la précipitations en été (cf. section I.2.2) serait le facteur dominant de l'augmentation du DryInd, ce qui n'est pas vérifié. L'augmentation de la température et donc du volume d'ETP a plus d'impact que la diminution du volume de précipitation sur les variations du DryInd au cours du XXI^e siècle.

III.4.4 Conclusion du chapitre

L'analyse des 17 descripteurs hydrologiques du drainage sur les 22 sites a révélé que le changement climatique impacte l'ensemble de ces sites et que l'intensité des changements hydrologiques générés est plus forte à mesure que l'on se rapproche de 2100 et que le scénario climatique est sévère. Par ailleurs, ces changements sont fortement dépendants du RCP et de l'horizon futur considéré, et cela se traduit par une forte homogénéité des anomalies sur les sites étudiés pour chacun des couples « périodes futures – RCPs » étudiés. La conséquence est qu'il est difficile de classer précisément l'impact du changement climatique sur l'hydrologique d'un sol drainé en fonction de son climat, de sa localisation et de sa texture. Cela requiert des descripteurs de sols plus spécifiques non étudiés ici. De plus, la dépendance des anomalies aux RCPs induit des réponses hydrologiques variables face aux effets du changement climatique, ce qui ne facilite pas la mise en place de stratégies d'adaptation communes à tous ces scénarios.

Malgré cet état de fait, quelques grands impacts du changement climatique sur l'hydrologie du drainage français ont pu être dégagés. En général, les résultats mettent en avant que si la trajectoire empruntée au cours du XXI^e siècle n'intègre pas assez de politiques environnementales efficaces, l'hydrologie du drainage agricole français va s'en trouver significativement affectée. Sous le RCP8.5, qui présente les conséquences les plus dommageables sur l'hydrologie du drainage, nous pouvons citer en premier lieu une intensification des écoulements hivernaux, particulièrement sur la magnitude des événements, avec une augmentation médiane du volume drainé de presque 20 % (+ 24 mm) sur la période. Les événements de crue sont plus intenses, la médiane des débits de pointe augmentera de plus de 15 % à l'horizon 2100. Cette intensification est à l'origine d'une remise en cause de la capacité des réseaux de drainage à remplir leur fonction primaire, dans leurs dimensions actuelles, avec une saturation plus précoce des réseaux de 2 à 5 mois. Cet élément est commun à l'ensemble des sites étudiés. Ce phénomène peut accroître l'exposition des cultures en place sur les sites drainés à davantage de ruissellement.

Dans un second temps, la saison sèche s'intensifiera significativement sur l'ensemble des 22 sites, avec une durée du réservoir à désaturation plus longue et un volume drainé réduit. Ce phénomène peut être à l'origine d'intensification du stress hydrique de plus en plus observée sur la saison sèche, l'année 2022 étant un bon exemple. La conséquence la plus directe est une exposition croissante des cultures à un manque d'eau significatif sur la saison estivale. Tous ces éléments suggèrent que les agriculteurs des milieux drainés devront prendre des mesures d'adaptation tant pour limiter les dommages liés aux excédents d'eau croissants en hiver que pour limiter les dommages relatifs à la diminution de l'eau disponible pendant la saison sèche. Dans cette logique, des pratiques comme la rétention des excédents hivernaux pour l'été ou la modification des systèmes agricoles se présentent comme des stratégies envisageables pour limiter ce phénomène. Il est possible que ces pratiques ne changent rien ou génèrent des effets délétères pour l'environnement ou pour les acteurs du monde agricole si elles ne sont pas correctement appliquées. Par exemple, l'introduction de bassins de rétentions près des parcelles agricoles peut en effet stocker de l'eau l'hiver pour les besoins en irrigation en été mais dans le cas d'une année sèche ce volume requis ne pourra pas être fourni, rendant l'agriculteur vulnérable sur ces années si ce volume stocké lui est indispensable. C'est pourquoi il est important d'étudier plus précisément l'impact de ces pratiques sur l'environnement, et dans notre cas plus précisément sur la ressource en eau dans les milieux drainés.

Partie IV - Discussion générale

Les résultats obtenus à l'issue de la chaîne de modélisation sur les 22 sites de la thèse ont permis d'estimer une liste de modifications du régime hydrologique de drainage en France au cours du XXI^e siècle, dont l'intensité et la fréquence sont fonction du temps et de la trajectoire socio-environnementale suivie. Dans cette partie, nous ne décrirons pas l'ensemble des changements illustrés par l'évolution des descripteurs hydrologiques sur les 22 sites sous changement climatique. Aussi, le lecteur ou la lectrice est prié(e) de se référer à la discussion du Chapitre III.4 pour plus de détails. De manière générale, les résultats obtenus dans ce manuscrit tendent à montrer que l'hydrologie du drainage va subir un ensemble de changements que nous pouvons regrouper en deux catégories :

- Une intensification des écoulements hivernaux, qui seront plus forts sur une période de temps plus courte. Selon les descripteurs relatifs aux phénomènes de crues, cela se traduira par une intensification des crues susceptible de remettre en question l'efficacité du dimensionnement actuel des réseaux pour évacuer les excédents d'eau en hiver, comme anticipé dans la section I.3.2, induisant une augmentation du risque de ruissellement en surface. Dès lors, des conséquences négatives sont à prévoir tant sur la protection de la culture en place que sur la qualité des eaux d'origine agricole ;
- Une intensification de la période sèche, plus longue à mesure que l'on se rapprochera de 2100 et que le RCP est pessimiste. Cette intensification suggère que les cultures en place auront un accès de plus en plus limité à l'eau, spécifiquement en été. Dès lors, un déficit hydrique sera croissant sur la période estivale, de même que le potentiel besoin en irrigation, (Itier et al., 2013 ; Grusson et al., 2021).

Il est à noter que ces changements sont en accord avec ce qui est déjà anticipé en hydrologie de bassin versant, défini comme une forme de « méditerranéisation » du climat (Déqué, 2007 ; Prudhomme et al., 2014 ; Garner et al., 2015 ; Soubeyroux et al., 2021), marqué par une saison hivernale plus humide et une saison estivale plus sèche (cf. Chapitre I.2).

Bien que les conclusions du Chapitre III.4 démontrent la difficulté à établir toute forme de classification des impacts du changement climatique sur l'hydrologie du drainage, les résultats ont malgré tout montré que l'intensification des écoulements hivernaux d'une part et l'intensification de la période sèche d'autre part sont communes à la très grande majorité des sites étudiés. Dès lors, ces phénomènes semblent ne dépendre ni du climat spécifique à chaque site, ni de la localisation des sites, ni de la texture moyenne de leur sol mais davantage de spécificités plus locales non considérées dans cette thèse. Par conséquent, il est permis de tirer des conclusions sur les impacts du changement climatique relativement généralisables à l'ensemble du drainage français, tant sur la pérennité du système hydraulique que sur les impacts induits sur l'agriculture et la qualité des eaux, à l'échelle nationale.

Chapitre IV.1 : Pérennité des réseaux de drainage sous changement climatique

Comme montré dans le Chapitre III.4, l'intensification des écoulements hivernaux s'accompagnera d'un accroissement de la magnitude des événements de crues. Ce phénomène soulève la question de la pérennité des réseaux de drainage, i.e., leur capacité à remplir correctement leur fonction visant à éliminer les excédents d'eau (Deelstra, 2015 ; Abd-Elaty et al., 2019 ; Sojka et al., 2020). Pour rappel, nous avons défini en section II.3.2.6 une famille de descripteurs de la pérennité de la dimension des réseaux, notamment suivant le changement de rupture observé sur l'Eq. (II.3.6) reliant le débit max annuel à la période de retour. Nous avons vu que, du RCP2.6 au RCP8.5, l'intensification des phénomènes de crues affectera la saturation des réseaux et que la période de retour associée au changement de régime (RP_{RC}) dans les drains diminuera au cours du XXI^e siècle, parfois jusqu'à cinq mois. Cela annonce que les réseaux seront saturés plus rapidement, ce qui affectera leur capacité à désengorger les sols (potentiellement plus longue) et augmentera le risque de ruissellement de surface sur les parcelles. Ces phénomènes seraient dommageables pour la travaillabilité du sol et donc le rendement agricole, principalement s'ils surviennent sur les périodes de semis des cultures car cela provoquerait le retard des semis et limiterait le potentiel de production des cultures. En toute rigueur, il conviendrait d'évaluer précisément l'impact de la précocité de ce changement de régime sur la portance du sol, la productivité agricole associée et l'impact sur l'environnement à l'échelle du territoire. Ce travail n'a pas été réalisé ici.

Nous supposons ici que cette précocité du changement de régime dans le réseau a un effet délétère sur l'environnement et la productivité agricole, et que nous cherchons à mettre en place une stratégie d'adaptation nous rapprochant des conditions historiques. Une solution pour adapter le dimensionnement des réseaux aux nouvelles conditions climatiques serait de le redéfinir, en modifiant notamment la profondeur et l'écartement des drains. Dans les recommandations actuelles, les réseaux sont dimensionnés pour évacuer une précipitation de 15 mm tombée en une journée (cf. section I.1.2). Nous avons vu qu'en moyenne cela correspond à une profondeur de drains comprise entre 80 et 100 cm et un espacement moyen entre les drains de 10 à 12 m, pour obtenir une RP_{RC} proche de deux ans. Nous pouvons supposer qu'il est possible de modifier les valeurs de profondeur et d'écartement des drains pour de futures recommandations dans l'objectif de conserver cette RP_{RC} égale à deux ans, dans le cadre de l'installation de nouveaux réseaux de drainage.

Pour tester l'efficacité de cette stratégie, nous avons modifié les valeurs de profondeur D et d'écartement L des drains sur la parcelle P4 du site expérimental de La Jaillière, qui sont actuellement fixés à 85 cm et 10 m, respectivement (cf. section **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Pour éviter de recalibrer le modèle et simplifier les analyses, nous avons conservé les paramètres du modèle hydrologique SIDRA-RU calibrés dans le Chapitre III.1. En toute rigueur, il faudrait recalibrer les paramètres du modèle SIDRA-RU car si D change, alors S_{inter} et S_{max} changent également. Par conséquent, les analyses suivantes sont bornées par cette limite.

Les valeurs de profondeur testées varient de 20 à 100 cm avec un pas de 10 cm. De même, les valeurs d'écartement testées varient de 4 à 20 m avec un pas de 1 m. Comme pour l'analyse issue du Chapitre I.1, les valeurs de RP_{RC} et du débit spécifique (Q_{spe}) associées au changement de régime (Q_{RC}) issues de ces nouvelles dimensions ont été comparées aux valeurs de RP_{RC} et Q_{RC} établies à partir de la distribution moyenne des Q_{spe} ($\approx Q_{max}$, cf. section II.3.2.6) issue des projections climatiques sur la période historique (1975-2004). L'analyse a été faite pour chaque RCP et pour chacune des périodes futures définies dans le Tableau 7 : futur proche (PP1, 2005-2040) ; futur intermédiaire (PP2, 2041-2070) ; futur lointain (PP3, 2071-2099). Un seuil d'acceptation autour des coordonnées historiques du changement de régime a été fixé, de $1 \text{ mm} \cdot \text{j}^{-1}$ sur le Q_{max} autour du Q_{RC} et de 0.2 ans (2.4 mois) sur la période de retour autour de la RP_{RC} .

Les analyses ont montré que pour l'ensemble des couples « périodes futures – RCPs » testés, une seule combinaison de profondeur et d'écartement des drains induisait des valeurs de RP_{RC} et Q_{RC} incluses dans le seuil d'acceptation encadrant le changement de régime historique (carrés violets sur la Figure 23). Cette combinaison correspond à une profondeur de 100 cm et un écartement de 12 m entre les drains.

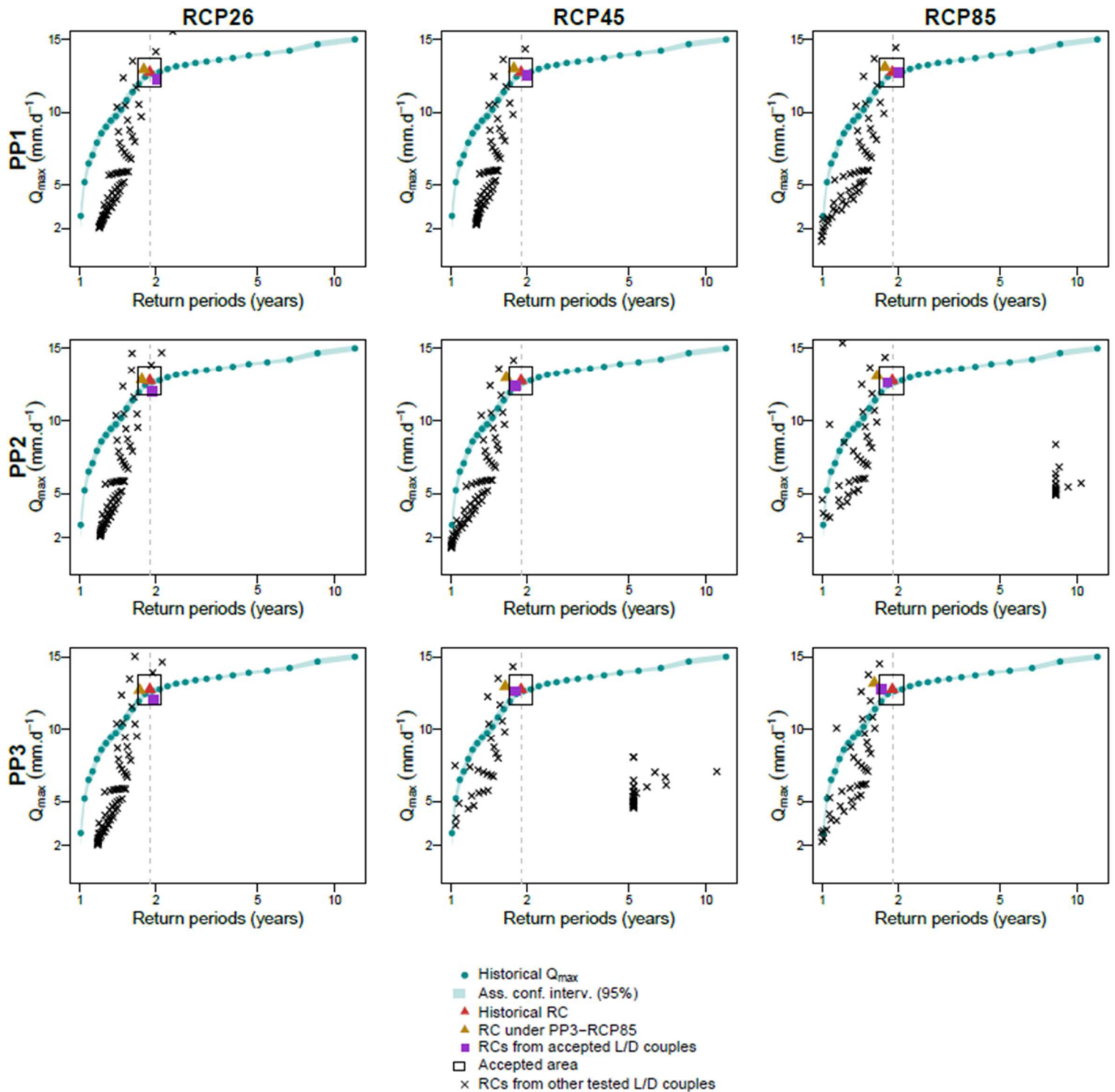


Figure 23 : Evolution du changement de régime (RC) pour l'ensemble des couples de profondeur D et d'écartement L des drains testés, sur les trois périodes futures et les trois RCPs. Les RCs obtenus sont comparés au RC sur la période historique et au RC correspondant au couple période future / RCP considéré tous deux obtenus avec les dimensions (profondeur et écartement) initiales.

En comparant le triangle jaune (changement de régime issu du dimensionnement actuel) au carré violet (changement de régime issu du dimensionnement proposé) pour chacun des couples « périodes futures – RCPs », l'analyse a également révélé sur le temps futur que la RP_{RC} du couple L-D proposé est toujours plus faible que la RP_{RC} future obtenue avec le couple L-D actuel.

La profondeur proposée est similaire à la profondeur actuelle, toutes deux comprises dans la fourchette de profondeur de 80 et 100 cm de la parcelle P4 du site de La Jaillière (Henine et al., 2022). Cependant, l'écartement proposé est plus grand, passant de 10 m à 12 m. Pour comprendre ce résultat, nous avons analysé les évolutions du Q_{max} et du nombre annuel de crues (NumFE) pour des couples L-D marqués par des valeurs-types de dimensionnement. L'évaluation est faite sur le couple PP3-RCP8.5 utilisé comme référence car présentant les évolutions de RP_{RC} les plus fortes (cf. Figure 22). Les valeurs d'écartement L testées sont 4, 6, 10, 12, 18 et 20 m. Les valeurs de profondeur D testées sont 0.2, 0.3, 0.9 et 1.0 m. L'analyse a été faite sur chacun des couples L-D proposés ci-dessous (cf. Figure 24).

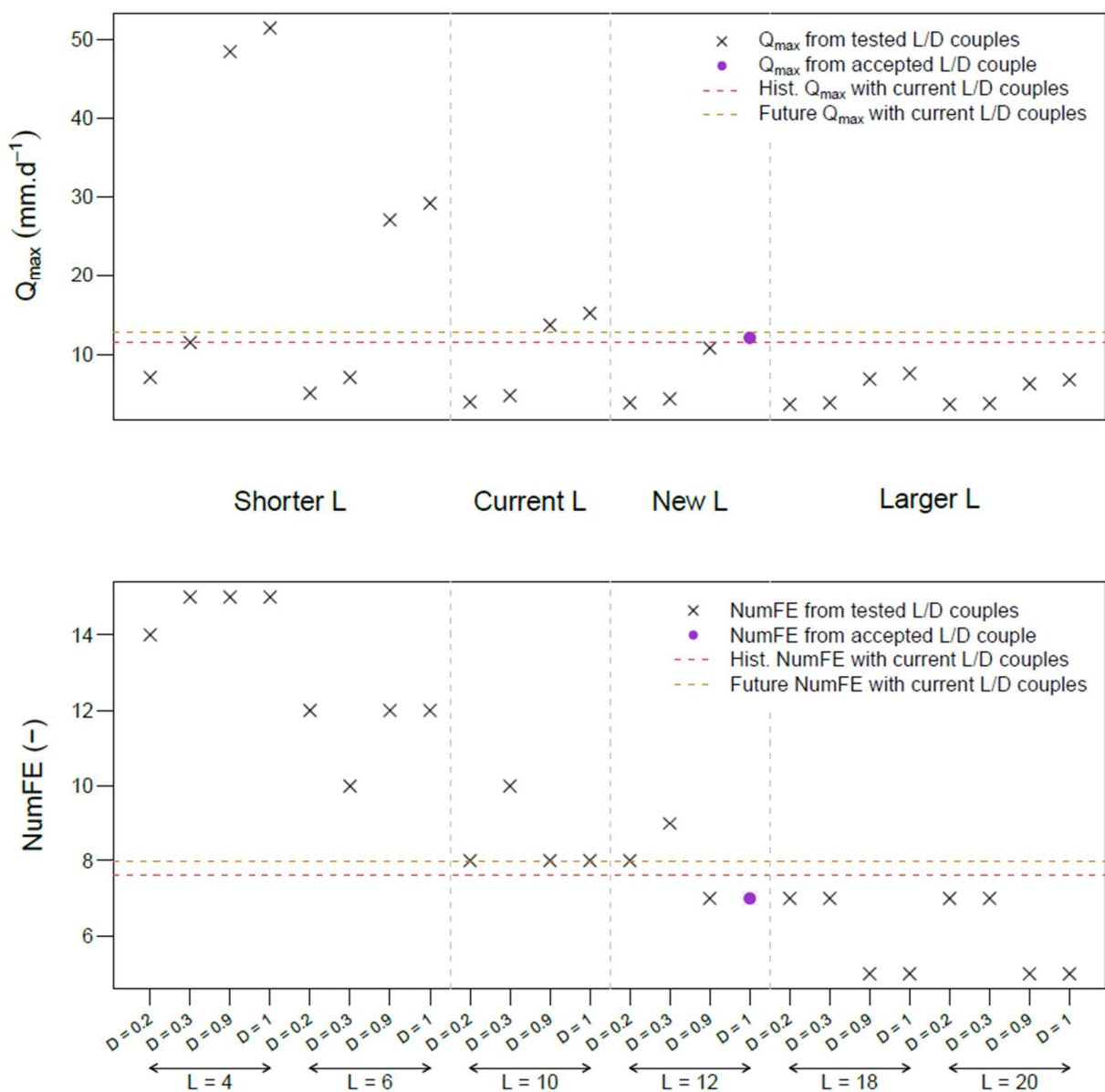


Figure 24 : Evolution des valeurs moyennes de débit maximal annuel Q_{max} et du nombre annuel de crues (NumFE) pour des couples-types d'écartement L (m) et de profondeur D (m) des drains. L'analyse est réalisée sur la parcelle P4 du site expérimental de La Jaillière, en utilisant le RCP8.5 et la période future PP3 (2071-2099) comme références.

Les résultats montrent que si l'écartement diminue alors le NumFE augmente dans tous les cas par rapport à la référence historique. Si la profondeur est conservée à sa valeur actuelle et que l'écartement diminue, le Q_{max} augmente également. Cette augmentation serait à l'origine d'une diminution de la période de retour au changement de régime. A l'inverse, une augmentation de l'écartement entre les drains permet de réduire à la fois le NumFE et le Q_{max} , ce qui est cohérent avec l'augmentation de la RP_{RC} .

Bien qu'initialement contre-intuitif, ce résultat s'explique par la physique en jeu dans le profil de sol. En effet, il était permis de penser que l'augmentation du volume de précipitation observée pendant la saison humide engendrerait un excès d'eau dans le profil de sol, et que dès lors une diminution de l'écartement entre les drains serait nécessaire pour évacuer ce nouveau volume. Cependant, l'équation relative au coefficient de restitution (cf. Eq. (I.1.1), section I.1.2) qui caractérise le dimensionnement du réseau nous donne une information contraire. Pour rappel, l'équation (I.1.1) est (Laurent et Lesaffre, 1983) :

$$\sigma = \frac{V_{Dr}}{V_P} \quad (I.1.1)$$

Avec :

- σ : le coefficient de restitution ;
- V_{Dr} : volume drainé en sortie de parcelle ;
- V_P : volume de pluie correspondant.

Dans la section I.1.2, nous avons vu que le coefficient de restitution σ dépend entre autres des caractéristiques hydrodynamiques du sol et du dimensionnement du réseau. Il est supposé constant dans le temps. Par conséquent, si V_P augmente, alors V_{Dr} augmente pour respecter la relation. Ce constat est observé dans les résultats du Chapitre III.4 qui montre que le volume drainé en hiver et Q_{max} augmentent à la suite d'une augmentation de la précipitation en hiver observée pour la grande majorité des couples « périodes futures – RCPs » (cf. section I.2.2). Face à ces augmentations, les essais de couplages de nouvelles valeurs de profondeur D et écartement L des drains avaient pour objectif de conserver du mieux possible le point de coordonnées associé au changement de régime dans le futur, soit de réduire l'écart entre les valeurs futures de RP_{RC} et Q_{RC} avec leurs valeurs historiques. Dans l'équation (I.1.1), cela revient à imposer que le terme V_{Dr} soit constant. Par conséquent, pour que V_{Dr} soit constant alors que V_P augmente, il faut que le coefficient de restitution σ diminue. Or, Laurent et Lesaffre (1983) ont montré que si l'écartement L augmente, alors σ diminue. De plus, ils ont constaté dans leurs essais sur le site d'Arrou qu'un écartement plus grand des drains diminue les débits de pointe au pas de temps t dans le réseau. Le schéma de la Figure 25 illustre ce résultat. En effet, pour un drain considéré, la saturation dans ce drain est fonction de la recharge au-dessus du drain (R_2 sur le schéma) et de la recharge à l'inter-drain (R_1 sur le schéma) qui dépend également de la forme de la nappe et donc de l'écartement entre les drains (Henine et al., 2012). Si cet écartement augmente, des volumes de recharge $R_2' > R_2$ et $R_1' > R_1$ sont requis pour saturer le drain.

Par conséquent, le débit Q_{max} requis pour le changement de régime augmente, de même que la période de retour associée. Dans un contexte futur où Q_{max} augmente, l'écartement des drains se présente comme une solution envisageable pour limiter la vitesse de saturation des réseaux. Cependant, le passage de R_1 à un R_1' plus fort suggère également que l'eau dans le sol est moins évacuée, et risque de compromettre le fonctionnement initial du réseau à savoir de rabattre la hauteur de la nappe dans le sol et de réduire sa durée à saturation. Dès lors, l'augmentation de l'écartement entre les drains doit être modérée et n'assurer qu'un retour aux conditions historiques. Il est à noter que pour les trois périodes futures sous le RCP2.6 d'une part et pour la période PP1 sous les trois RCPs d'autre part, la RP_{RC} issue du nouveau couple $D = 100$ cm et $L = 12$ m est plus grande que la RP_{RC} historique avec les dimensions actuelles de D et L , de 1 à 2 mois, bien que restant incluse dans le seuil d'acceptation. Cela renforce le point quant au fait que l'écartement ne doit pas être trop important, sous peine de dégrader significativement la pérennité du réseau comme définie dans la section I.1.2.

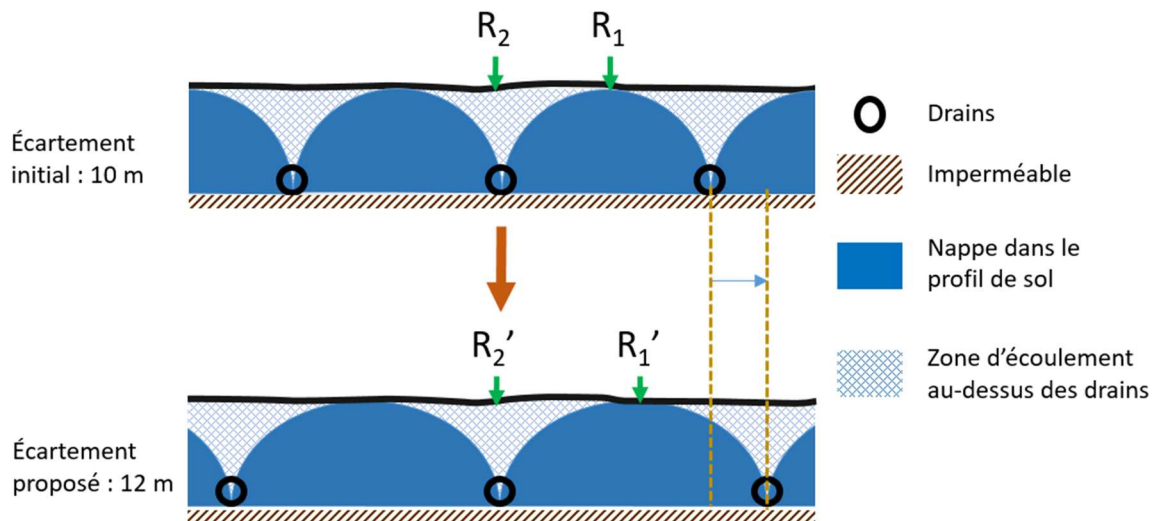


Figure 25 : Schéma décrivant l'effet de l'écartement des drains sur la recharge du sol et l'impact associé sur la saturation des réseaux, dans le cas où le sol est suffisamment saturé pour que la nappe soit proche de la surface à l'inter-drain. Les termes R_1 et R_1' désignent la recharge dans les sections saturées du profil de sol situées à l'inter-drain. Les termes R_2 et R_2' désignent la recharge dans les sections non saturées situées au-dessus des drains.

En résumé, l'écartement proposé entre les drains issus de la Figure 23 n'est que de 2 m supplémentaires car une augmentation plus importante de cet écartement comme suggéré dans la Figure 24 permettrait certes de diminuer Q_{\max} et NumFE mais éloignerait la RP_{RC} de sa valeur historique (RP_{RC} significativement supérieure à 2 ans). Cela se traduirait par une évacuation limitée de l'eau du sol, ce qui réduirait la portance de ce dernier, augmenterait le ruissellement de surface et réduirait la travaillabilité générale du sol. Ce résultat est retrouvé pour tous les couples « périodes futures – RCPs », les périodes de retour associées au changement de régime RP_{RC} de chaque combinaison étant dans des ordres de grandeur similaires (cf. Annexe C2).

Cette analyse met en évidence la limite de la pertinence des descripteurs issus de la famille n°6 pour évaluer la pérennité de l'efficacité future du fonctionnement des réseaux de drainage. En effet, ils ne permettent de visualiser que l'évolution de la saturation du réseau vue par le débit drainé à la sortie du réseau. Dès lors, la saturation du profil de sol en lui-même à l'échelle de la parcelle n'est pas prise en compte. Dans cette optique, une analyse complémentaire intégrant la hauteur de nappe pourra apporter des précisions plus satisfaisantes sur cette stratégie.

Cependant, les résultats obtenus montrent que la stratégie à adopter quant au redimensionnement des réseaux de drainage dépend de l'objectif suivi :

- Si l'objectif reste de protéger la travaillabilité du sol et de protéger les cultures, dans une logique de productivité agricole et sans intégrer le facteur de protection environnementale (en considérant que l'usage de produits agro-chimiques reste identique à ce qu'il est aujourd'hui), il faudra réduire l'écart entre les drains pour adapter le réseau à l'augmentation du volume de précipitation en hiver. Cela engendrera une recrudescence des épisodes d'écoulements de la parcelle vers le territoire, ce qui augmentera le risque de lixiviation des polluants agrochimiques, mais le rabattement de la nappe du sol sera mieux favorisé face au volume excédentaire croissant des eaux sur cette période. Ce constat est partagé par Sojka et al. (2020), qui ont montré sur un site polonais que l'efficacité du réseau de drainage à évacuer l'eau excédentaire est conservé si l'écartement des drains diminue (cf. section 1.3.2). Il est à noter qu'aucune analyse n'a été réalisée dans cette thèse pour évaluer le réajustement du dimensionnement des réseaux pour réaliser cet objectif ;

- Si l'objectif est de réduire l'impact du drainage agricole sur le territoire dans lequel il est pratiqué, augmenter l'écart entre les drains permettra de ramener le changement de régime dans le réseau à ce qu'il est aujourd'hui, limitant le nombre de crues et le débit en sortie du réseau, et donc limitant l'augmentation du risque de lixiviation de polluants agro-chimiques. Cependant, le sol sera moins travaillable et les cultures seront moins protégées. De plus, le risque associé au ruissellement de surface augmentera car l'eau ne s'infiltrera plus correctement dans le sol, ce qui à terme augmentera également le risque de lixiviation des produits agro-chimiques si l'écartement proposé est trop important. Dès lors, un compromis sera à trouver entre limitation des débits à l'exutoire et risque de ruissellement de surface.

Ces deux points de vue tendent à proposer des solutions non compatibles. Plaçons-nous dans la situation où l'objectif est de maximiser la protection environnementale des territoires en écartant davantage les drains, e.g., de 2 m pour se rapprocher des conditions historiques. Dans ces conditions, il conviendrait d'évaluer précisément l'impact d'une telle stratégie sur la période future de saturation des sols et donc l'impact associé sur le développement cultural des cultures d'hiver comme le blé ou le colza. Cela permettrait d'établir la marge de manœuvre qu'offre une telle stratégie entre protection environnementale et rendement agricole sur les milieux drainés. Pour ce faire, un couplage entre modèle hydrologique et modèle agronomique est envisageable, pour associer l'impact du changement climatique au futur hydrologique du drainage agricole sur les cultures en place dans les milieux drainés. Un tel couplage a déjà été réalisé, associant une ancienne version du modèle hydrologique SIDRA et le modèle agronomique STICS (Tournebize et al., 2004). Ce couplage pourrait être actualisé avec la nouvelle version du modèle hydrologique SIDRA-RU et alimenté par des projections climatiques. Ce travail offre une perspective intéressante à la suite de ces travaux de thèse.

Enfin, il est important de bien considérer que l'étude proposée ici est bornée par certaines limites qui restreignent nos interprétations :

- Le redimensionnement des réseaux n'est que partiellement abordé. En effet, le débit sortant des réseaux est également fonction du diamètre des drains, notamment pour son effet sur la hauteur de la nappe dans le profil de sol (Skaggs et Tang, 1979). De nos jours, ce diamètre est standardisé et varie de 44 mm à 57 mm. L'effet du diamètre des drains n'a pas été intégré à l'étude car il n'est pas inclus dans les paramètres du modèle SIDRA-RU ;
- Les valeurs de dimensionnement de la profondeur D et de l'écartement L des drains ont une influence sur la calibration des paramètres S_{inter} et S_{max} du modèle SIDRA-RU. Or, nous avons considéré que ces paramètres seraient constants dans cette étude. Dans une étude plus détaillée, il serait pertinent de calibrer de nouvelles valeurs de S_{inter} et S_{max} par couple L - D ;
- Des analyses complémentaires sont nécessaires pour bien visualiser le gain environnemental qu'une telle solution propose car, comme évoqué ci-dessus, écarter les drains induit un risque d'augmenter le ruissellement de surface qui peut être à l'origine d'une érosion concentrée des parcelles en surface. Par conséquent, il est nécessaire d'évaluer plus précisément les dimensions adéquates pour être réellement efficace sur l'aspect environnemental sans trop endommager le rôle de protection de la culture ;
- Le bénéfice du redimensionnement du réseau doit être mis en perspective avec le prix d'installation des réseaux. Il est bien entendu évident que redimensionner les réseaux déjà en place coûterait trop cher par rapport au gain réel obtenu quelle que soit la stratégie. Dès lors, ces nouvelles consignes de dimensionnement des réseaux seraient applicables sur les réseaux nouvellement installés. Il est à noter qu'augmenter l'écartement entre les réseaux réduirait le coût économique lié à l'installation ;
- Il ne s'agit ici que d'un travail exploratoire réalisé sur un seul site. Une étude plus complète, par exemple sur les 22 sites, est nécessaire et apporterait des précisions sur ce redimensionnement et sa dépendance au type de sol.

Chapitre IV.2 : Productivité agricole sur les milieux drainés français sous changement climatique

La modification du régime hydrologique dans les milieux agricoles peut être à l'origine de changements des pratiques agricoles sur les milieux drainés de la France métropolitaine. En effet, l'augmentation d'un volume d'eau écoulé sur une période plus courte pourra potentiellement être à l'origine d'une perte de la productivité agricole. Ce risque est plus marqué en hiver mais n'y est pas exclusif. Ben-Ari et al. (2018) ont montré que le printemps pluvieux de juin 2016 (+ 300 mm par rapport à la moyenne historique) a engendré une perte significative des rendements agricoles et que ce type d'événements sera de plus en plus fréquent dans le siècle à venir. Par ailleurs, l'intensification de la période sèche, principalement caractérisée sur la saison estivale, est également dommageable pour la croissance des cultures et aboutit potentiellement à une perte de rentabilité agricole aux conséquences multiples, tant économiques que sociétales. La dimension agronomique du drainage agricole sous changement climatique n'ayant pas été spécifiquement analysée dans cette thèse, nous ne pouvons que spéculer sur les principaux impacts du changement climatique sur la production agricole à partir d'ouvrages issus de la littérature. Dans ce chapitre, les deux ouvrages références utilisés sont :

- Le livre de Jean-François Soussana (2013) qui synthétise un travail de collaboration entre le CIRAD, l'IFREMER et l'INRAE (anciennement IRSTEA et INRA) portant sur l'adaptation de l'agronomie et de l'écosystème au changement climatique au cours du XXI^e siècle ;
- Le livre vert du projet de recherche CLIMATOR (Brisson et Levraut, 2012) financé par l'Agence Nationale de la Recherche dans le cadre du programme « Vulnérabilité, Milieux et Climat ». L'objectif du projet était de croiser modèles climatiques et modèles agronomiques et forestiers afin de simuler le fonctionnement des peuplements cultivés sous l'effet d'un changement du climat au cours du XXI^e siècle.

Une des principales conséquences négatives du changement climatique sur la productivité agricole mise en avant dans la littérature est l'intensification de la saison sèche tant en durée qu'en sévérité au cours du XXI^e siècle. La baisse de la pluviométrie et l'augmentation de la demande en eau pour l'évapotranspiration pendant la saison sèche se traduit par une accentuation d'une part du stress hydrique induit sur les cultures en place, et d'autre part d'une augmentation de la période sèche aboutissant à la baisse de la recharge des aquifères (à l'échelle annuelle), notamment mis à contribution pour les besoins en irrigation pourtant croissants d'ici à l'horizon 2100 pour les cultures de printemps (Itier et al., 2013). D'un point de vue purement quantitatif, l'effet combiné de la diminution de l'offre en eau avec l'augmentation de la demande sera à l'origine de fortes tensions notamment dans les régions déjà déficitaires en eau. En France, plusieurs études ont déjà établi que la partie française du bassin méditerranéen est déjà ou sera sous peu concernée par ce déficit (e.g., Collet, 2013 ; Guiot and Cramer, 2018 ; Lemaitre-Basset et al., 2021). L'intégration de stratégies d'adaptation de la part des acteurs régisseurs de l'agriculture est par conséquent nécessaire. Dans le cas du maïs, ces stratégies peuvent aller de l'adaptation de la date de semis aux nouvelles conditions ou de la sélection variétale afin d'introduire une variété de maïs plus résiliente.

En termes de productivité agricole, les tensions autour de la gestion de l'eau peuvent se traduire par une diminution du rendement, due à une diminution du confort hydrique des cultures en place. Par ailleurs, la température étant le principal moteur de l'organogénèse¹⁷ chez les plantes, cette perte de rendement est amplifiée par le raccourcissement du cycle cultural de nombreuses espèces sous l'effet de l'augmentation de la température (Dingkuhn et al., 2013). C'est notamment le cas pour les espèces dépendantes de la quantité de rayonnement interceptée pendant le cycle de développement comme le maïs. De même, l'augmentation de la température est à l'origine d'une apparition précoce significative des stades-clés pour l'ensemble des cultures, e.g., la floraison et la récolte (Dingkuhn et

¹⁷ Mise en place des organes lors du développement des êtres vivants.

al., 2013), obligeant les agriculteurs à s'adapter à ces nouveaux agendas. Cette anticipation des stades phénologiques est un résultat récurrent dans le projet CLIMATOR, quels que soient les sites, les cultures, ou les modèles climatiques et agronomiques (Brisson et Levrault, 2012). Cette anticipation est définie comme l'impact principal du changement climatique sur l'agriculture française. Dans l'idéal, il conviendrait de quantifier précisément ces phénomènes pour proposer dans notre cas des stratégies adaptées aux milieux drainés.

Par conséquent, il est clair qu'une étude approfondie de la perte de rendement et de la précocité des agendas culturaux est requise pour évaluer correctement le futur des pratiques agricoles sur les milieux drainés français, notamment sur les cultures en place. Nous pouvons notamment reprendre l'idée du couplage SIDRA-RU – STICS évoqué dans le Chapitre IV.1 en alimentant le modèle SIDRA-RU avec des projections climatiques pour déterminer les impacts associés sur les cultures en place. Cependant, ce genre d'études n'est pas chose simple tant les facteurs régisseurs du développement cultural sont nombreux et dépendent des cultures considérées et du climat (Itier et al., 2013). Régulièrement, ces études reposent sur une démarche statistique pour extraire les tendances à la précocité des différents stades culturaux, e.g., le semis ou la floraison, pour caractériser le rendement (Lobell et al., 2011) et les potentiels besoins en irrigation (Battude et al., 2017). L'inconvénient d'une telle méthode est qu'elle introduit une part non négligeable d'incertitude dans les prédictions de rendements, principalement induite par des relations simples utilisées entre le sol, la végétation et le climat (Dingkuhn et al., 2013). Plus spécifiquement, ce sont les événements extrêmes qui sont les plus difficiles à représenter et les plus dommageables, e.g., les phénomènes de gels des cultures, assez rares mais plus néfastes pour des cultures dont le cycle de développement est accéléré.

Concernant nos sites d'études, nous disposons de quelques informations concernant l'occupation des sols drainés de la base de données qu'il est possible de mettre en corrélation avec la littérature afin d'établir un bilan qualitatif du futur agronomique sur les milieux drainés français. Les impacts abordés concernant majoritairement aussi bien les parcelles drainées que non drainées, nous ne distinguerons que ponctuellement les deux milieux. Dans la section II.1.1.4, nous avons vu que les principales cultures en place sur ces sites sur la période 2015-2019 sont le blé d'hiver, l'orge d'hiver et le colza d'hiver. Dans une proportion plus faible, le maïs est également cultivé sur ces parcelles. Pour la suite de la discussion, nous supposerons que ces cultures seront conservées au cours du XXI^e siècle, hypothèse en accord avec les prévisions de l'Agence Nationale pour l'Environnement et la Maîtrise de l'Energie (ADEME) pour 2035 (Martin et al., 2015). Nous distinguerons ces cultures en deux catégories : les cultures d'hiver (type blé d'hiver) et les cultures de printemps (type maïs). De plus, nous considérerons que le climat futur français se situe à la marge entre un climat tempéré et un climat méditerranéen pour définir un contexte climatique relativement approprié à l'ensemble du territoire (cf. Chapitre I.2). Enfin, l'impact du changement climatique sur la productivité agricole des milieux drainés étant également fonction du scénario climatique considéré, nous nous placerons dans le cas du scénario le plus sévère, RCP8.5, qui induit les changements les plus drastiques sur nos systèmes actuels.

IV.2.1 Conséquences du changement climatique sur les grandes cultures d'hiver

Les cultures d'hiver représentent en moyenne près de 50 % de l'occupation des sols sur les 22 sites de l'étude. Ce sont des cultures essentiellement semées à l'automne et marquées par des cycles de développement longs. Cependant, nous pouvons distinguer deux catégories de cultures d'hiver suivant leurs dates de semis :

- Entre fin octobre et début novembre. Le cycle de développement de ces cultures démarre pendant une période où la température est relativement basse et qui n'évoluera pas trop au cours du XXI^e siècle (cf. section I.2.1), à l'exception du futur lointain (2070-2099). Dès lors, il est permis de penser que l'anticipation des stades phénologiques évoquée plus haut

n'aura que peu d'effets sur ces cultures. En effet, cette anticipation est fonction de la photosensibilité de la culture en place (supposée constante) et surtout de la durée journalière d'ensoleillement, dont nous pouvons également supposer qu'elle n'évoluera significativement pas au cours du XXI^e siècle pendant la saison hivernale. Dans le cas du blé d'hiver, marqué par un cycle long d'environ 240 jours et qui est récolté en moyenne entre juin et juillet (Allen et al., 1998), la précocité inhérente au calendrier cultural sera de l'ordre de 10 jours d'ici à 2050 en France (EEA, 2012 ; Saadi et al., 2015), ce qui peut être considéré comme négligeable. Il est à noter que ces chiffres sont fournis à titre indicatif, e.g., la date de semis du blé d'hiver variant suivant la localisation géographique, notamment entre le nord et le sud de la France métropolitaine ;

- En août et septembre, e.g., le colza d'hiver. Sur cette période, l'évolution de la température sera plus importante que pour les cultures semées plus tardivement, notamment sous les scénarios RCP4.5 et RCP8.5. Par conséquent, la précocité des stades culturaux aura plus d'effets sur ces cultures. Dans cette catégorie, nous retrouvons également les cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPANs), plantes cultivées en période d'interculture pour piéger les nitrates stockés dans le sol entre deux grandes cultures (cf. section I.1.5.2) et semées entre mi-août et début septembre. L'anticipation des stades phénologiques des CIPANs, caractérisés par un cycle déjà court (2-3 mois), pourra induire un impact négatif sur le prélèvement des nitrates par les CIPANs et par là même impacter la qualité des eaux d'origine agricole (cf. Chapitre IV.3). L'augmentation des températures estivales induit également l'apparition de sols de plus en plus secs, qui constituent un obstacle à la levée de culture comme le colza et les CIPANs, et donc leur rendement. Dans ce cas de figure, l'irrigation sera mise à contribution de plus en plus souvent pour assurer cette levée. Dès lors nous remettons en lumière la vulnérabilité de ces cultures face au changement climatique et à la question du stress hydrique croissant.

Ces résultats conduisent naturellement à envisager une modification des dates de semis pour les cultures d'hiver concernées afin d'obtenir un calage du cycle optimal par rapport à la nouvelle donne climatique. Cependant, cet ajustement des agendas n'est pas la seule conséquence attendue du changement climatique sur les cultures d'hiver. En effet, des études ont montré que bien qu'il ne soit pas prouvé que sa durée de croissance soit significativement modifiée, l'augmentation des températures printanières annoncée sur le territoire (cf. section I.2.1) lors du développement du blé d'hiver est significativement corrélée à la diminution de son rendement (Licker et al., 2013). Cela peut s'expliquer par le fait qu'au cours de son développement le blé d'hiver a besoin d'une température basse pour passer d'un état végétatif à un état floral, et qu'une augmentation de la température pendant cette période peut induire une augmentation de la durée du cycle, induisant potentiellement une perte de rendement (Gate et Brisson, 2012).

Cette diminution de rendement est également corrélée à la recrudescence des épisodes de crues (moteurs de saturation des sols et de ruissellements de surface), plus intenses en raison de l'augmentation des précipitations hivernales (Licker et al., 2013 ; Ceglar et al., 2016). En effet, cette augmentation sera à l'origine d'une augmentation de la durée pendant laquelle le sol est à saturation, augmentant ainsi le risque d'anoxie racinaire des cultures. Dans le cas du drainage agricole, cette perte de rendement est corrélable avec le fait que les réseaux ne seront potentiellement plus en mesure d'évacuer ces nouveaux excédents d'eau et rejoint la problématique de la potentielle vulnérabilité de l'efficacité des réseaux de drainage (cf. Chapitre IV.1).

Un point important à mentionner est que le changement climatique n'induit pas que des effets négatifs sur le rendement des cultures d'hiver. Par exemple, l'augmentation de la température lors du cycle de développement des cultures semées entre la fin de l'automne et le début de l'hiver permet d'enrayer partiellement les dégâts liés au gel du sol sur cette période (Gate et Brisson, 2012). Bien que le changement climatique ne soit pas souhaitable car impactant majoritairement notre environnement, il induit également des conséquences « positives » sur le rendement.

IV.2.2 Conséquences du changement climatique sur les grandes cultures de printemps

Contrairement aux cultures d'hiver, les cultures de printemps ont des cycles de développement plus courts et sont semées plus tard sur le cycle hydrologique, au milieu du printemps. Dans le cas du maïs, utilisé comme référence pour décrire les cultures de printemps, la date de semis est située entre (le 15) avril et début mai pour un cycle de développement d'une durée de 150 jours, soit une date de récolte située aux mois de septembre ou octobre suivant (Allen et al., 1998) selon qu'il est récolté en ensilage¹⁸ ou en grain. Le maïs, et plus généralement les cultures de printemps, représentent une part plus faible d'occupation des sols drainés par rapport aux cultures d'hiver, n'excédant pas les 15 % de l'occupation des sols sur les sites étudiés (cf. section II.1.1.4), à l'exception des sites de Scaer_P2 et Saint-Laurent_P2. En réalité, il est à noter que cette occupation est variable et dépend de la localisation. Par exemple, les Landes sont très majoritairement occupées par des cultures de printemps. En effet, la base de données utilisée n'est pas rigoureusement représentative de l'occupation des sols cultivés français, étant majoritairement composés de sites répartis sur la partie nord de la France métropolitaine, soit moins marqués par des cultures de printemps.

Dans le cas des cultures de printemps, le changement climatique induit plusieurs effets relativement antinomiques, notamment suivant la localisation. Le premier effet est que l'augmentation de la température est à l'origine d'un raccourcissement du cycle de développement cultural évoqué plus haut, e.g., pour des cultures comme le maïs (Dingkuhn et al., 2013 ; Ceglar et al., 2016). En effet, cette augmentation de température est plus drastique sur la période de développement, car les processus physiologiques sont accélérés, raccourcissant le temps d'interception de l'énergie lumineuse et donc la photosynthèse pour une variété de culture donnée. Cela se traduit par un raccourcissement de la phase de remplissage, potentiellement préjudiciable au rendement (Gate et Brisson, 2012). Ce phénomène sera davantage marqué sur le sud du pays, où les anomalies de rendements au XXI^e siècle dépendent principalement des anomalies de températures.

Le deuxième effet est que les stades culturaux vont arriver de manière plus précoce au cours du XXI^e siècle. En effet, en utilisant le maïs comme référence des cultures de printemps, il est admis que la date de semis sera avancée de près de trois semaines sur l'ensemble du territoire français (Caubel et al., 2018). Comme expliqué précédemment, l'augmentation de la température génèrera une augmentation de la quantité d'énergie journalière fournie à la plante, ce qui accélèrera son développement. Dans la pratique, cet effet est comparable à celui des cultures d'hiver (cf. section IV.2.1) à ceci près que le phénomène sera plus intense sur les cultures de printemps.

Enfin, le troisième effet est que le changement climatique en France va également se traduire par une extension de l'aire de culture pour des espèces comme le maïs à grains, le soja ou le tournesol sur des territoires sur lesquels elles n'étaient jusqu'ici que peu cultivés, comme le nord de la France (Roche, 2012). Cela constituerait un autre effet positif du changement climatique sur la productivité agricole en favorisant la diversité culturelle. Cependant, la mise en culture de ce genre d'espèces sur ces nouveaux territoires devra toujours faire face à la diminution de la quantité d'eau disponible pour les cultures sur la saison estivale, corrélée à l'anomalie négative du rendement des cultures de printemps dans le siècle à venir (Dingkuhn et al., 2013 ; Caubel et al., 2018). Cet élément constitue une contrainte irréductible pour la productivité agricole, notamment pour les cultures de printemps car particulièrement vulnérables au stress hydrique. De plus, cette contrainte s'amplifiera au cours du siècle (Itier et al., 2013). Dans ce contexte, les cultures sur parcelles drainées seront impactées au même titre que les cultures sur parcelles non drainées, car nous avons observé que le volume d'eau drainé en été (DDWB) diminuera et que la durée pendant laquelle le sol est à désaturation augmentera (DryInd, cf. Tableau 10), de façon plus marquée à mesure que l'on se rapprochera de 2100.

¹⁸ Méthode de conservation par acidification passant par la fermentation lactique anaérobie pour le fourrage, i.e., l'alimentation des animaux d'élevage.

Comme pour les cultures d'hiver, ce dernier point souligne le fait que le changement climatique est à l'origine d'impacts parfois contradictoires sur la productivité agricole. Par ailleurs, il est évident que tous les changements discutés dans le Chapitre IV.2 sont bien entendu à modérer en fonction des différents contextes de drainage. Par exemple, les parcelles situées en fond de vallon, où l'apparition d'orages estivaux est favorisée et où se concentrent les écoulements de subsurface, subiront potentiellement moins sévèrement la diminution des écoulements en été. Ces éléments rendent « la prévision de l'évolution du rendement très complexe dans le contexte de la diversité des cultures françaises et de leurs zones de production » (Roche, 2012).

IV.2.3 Stratégies d'adaptation au changement climatique pour la résilience agronomique en milieu drainé

Comme sur toutes les surfaces cultivées de la France métropolitaine, la vulnérabilité des cultures en place sur les milieux agricoles augmentera au cours du XXI^e siècle, et avec elle le péril relatif à la sécurité alimentaire. Malgré l'absence de modélisation agronomique pour quantifier précisément cette vulnérabilité et identifier les stratégies d'adaptation requises, nous pouvons extraire de la littérature plusieurs stratégies potentielles envisageables pour s'adapter aux effets du changement climatique sur les cultures en places. La plupart sont généralisables à l'ensemble des parcelles de la France métropolitaine, mais certaines sont spécifiques aux parcelles drainées.

Face à l'intensification des écoulements hivernaux, nous avons vu que le redimensionnement des réseaux de drainage peut contribuer à atténuer ses effets, que ce soit dans une optique de protection environnementale ou de protection des cultures en place (Chapitre IV.1). Dans ce même objectif, l'introduction de bassins de rétention est également une solution envisageable pour protéger ces cultures des excédents d'eau en hiver (cf. Chapitre I.1, Ferk et al., 2020). Ici, nous allons voir que l'introduction des bassins de rétention présente un autre avantage. Stratégiquement placés près des sorties de collecteurs, ces bassins pourraient stocker le volume d'eau excédentaire en hiver pour le destiner à l'irrigation en été, dont l'utilisation augmentera certainement pour lutter contre le stress hydrique propre à cette saison (Watanabe, 2016 ; Awad et al., 2021). Pour rappel, nous avons cité l'exemple d'un agriculteur qui a dédié 1.2 % de sa surface parcellaire pour installer un bassin de rétention pouvant fournir jusqu'à 20 mm.an⁻¹ pour 5 ha de parcelles à irriguer (cf. section I.1.5.4). Cette stratégie est bien entendue dépendante du choix de l'agriculteur dans l'attribution d'une part de sa surface parcellaire au stockage de l'eau excédentaire, mais elle peut s'avérer efficace dans le cadre d'une irrigation de confort pour les besoins estivaux (Tournebize et al., 2015 ; El-Sayed et Shaban, 2019 ; Shaban, 2020 ; Helal et al., 2021). Cependant, la rétention des eaux de drainage peut affecter la recharge fournie au réseau hydrographique, ce qui peut avoir des conséquences négatives pour la ressource en eau. Dans le cas du bassin évoqué plus haut, le volume d'eau retourné au réseau hydrographique est diminué de 14 %. Par ailleurs, il faut tenir compte du volume d'eau requis pour pallier le déficit hydrique futur observé sur la saison estivale. Sur le territoire français, Hawkins et al. (2013) ont estimé que l'efficacité de la technique d'irrigation doit augmenter de 12 % d'ici à 2035 pour assurer un rendement similaire au rendement actuel. Des solutions complémentaires sont requises pour évaluer : le bénéfice fourni par les bassins de rétention pour les besoins estivaux ; et le risque lié au stress hydrique à l'échelle du territoire associé au réseau de drainage si la part d'eau retenue dans ces bassins est trop importante.

Par ailleurs, dans le cas du redimensionnement des réseaux ou de l'introduction de bassins de rétention, le coût économique requis par des stratégies aussi invasives est assez conséquent, car elles sont consommatrices de surface foncière et nécessitent d'aménager les parcelles et /ou le territoire associé. Par exemple, l'introduction d'un bassin de rétention des eaux suggère de dédier une partie de la parcelle au stockage de l'eau, ce qui représente une perte nette de production pour les agriculteurs. Ces facteurs sont limitants pour promouvoir de telles stratégies, surtout dans un registre où la question

du drainage agricole fait l'objet d'un débat entre son utilité vs son impact sur l'environnement, tant sur la qualité des eaux que sur la recharge des nappes souterraines si l'eau est retenue en surface (Arlot, 1999). Toutefois, il est à noter que l'état fournit un soutien économique aux usagers pour promouvoir les zones humides (cf. Chapitre I.1, Tuffnell et Bignon, 2019), dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, DIRECTIVE 2000/60/EC). Cette démarche peut inciter certains agriculteurs à investir dans ce type de systèmes.

Il existe d'autres méthodes moins invasives pour protéger les cultures sous changement climatique. Parmi elles, la sélection variétale visant à introduire des espèces de cultures plus résilientes aux conditions climatiques futures se présente comme une solution potentielle pour pallier partiellement à cette vulnérabilité grandissante (Teixeira et al., 2018). Il est notamment admis que les marges de progrès les plus nettes sont atteignables en améliorant le degré de tolérance des espèces aux fortes températures et/ou plus résilientes aux phénomènes de crues. Dans le cas du blé, la variété précoce Soissons a montré une plus grande résilience au stress hydrique à venir que la variété Arminda qui est plus tardive¹⁹ (Gate et Brisson, 2012). Dans le cas du maïs, la substitution de l'espèce actuelle par une espèce plus tardive permettrait de compenser partiellement la précocité du cycle cultural (Dingkuhn et al., 2013). De même, remplacer les cultures de printemps actuelles par des cultures plus économes en eau permettrait de limiter le stress hydrique généré par la demande croissante en irrigation (Itier et al., 2013 ; Nazir et Das Lohano, 2022).

Si ce genre de stratégie n'est pas envisageable, l'ajustement des dates de semis pour contrer les effets de l'augmentation de la température offre une solution intermédiaire qui a déjà fait ses preuves sur le rendement agricole depuis 10-15 ans. Cependant, cette stratégie introduit d'autres problèmes comme des conflits d'usage des sols ou des risques biotiques dus à l'augmentation de bioagresseurs (e.g., les pucerons) si la date n'est pas adéquate. De plus, l'ajustement de l'agenda cultural n'offre une protection partielle contre les risques climatiques que d'ici à l'horizon 2050. Après cette période, il ne présentera plus de gains significatifs par rapport aux risques climatiques et d'autres stratégies seront nécessaires (Dingkuhn et al., 2013).

Ce chapitre a permis de mettre en avant l'importance d'adapter la pratique contemporaine du drainage aux futures conditions climatiques pour assurer le maintien de la productivité agricole sur les sols drainés. Pour ne citer que les cultures d'hiver qui représentent près de la moitié de l'occupation des sols, l'intensification des écoulements hivernaux se présente comme un aléa qu'il convient de bien appréhender dans l'objectif d'acquiescer et de préserver notre autonomie alimentaire. Cependant, il est important de garder à l'esprit que les évaluations d'impacts du changement climatique sur les cultures en place sur les sols drainés et les stratégies adaptatives associées présentées jusqu'ici sont limitées par le manque d'analyse quantitative précise sur le sujet. Il serait intéressant de relier les anomalies hydrologiques du drainage aux anomalies agronomiques pour proposer des stratégies plus spécifiques et potentiellement site-dépendantes, intégrant les caractéristiques de chaque parcelle, par exemple dans le cadre d'un travail futur. Nous avons cité l'étude de Ben-Ari et al. (2018) sur des sols non drainés, qui a corrélé la perte de rendement agricole liée à la pluviométrie de printemps 2016 sur le bassin parisien avec la probabilité d'apparition future d'un phénomène de cette envergure.

¹⁹ Caractérisée par une durée plus importante entre la date de semis et la date de récolte, soit un cycle de développement plus long.

Chapitre IV.3 : Impact du changement climatique sur la qualité des eaux issues du drainage agricole

L'évaluation de la qualité des eaux issues du drainage agricole sous changement climatique est un enjeu déterminant, principalement à une époque où la ressource en eau fait de plus en plus l'objet d'une gestion stricte notamment dans un contexte de stress hydrique en saison sèche. Sous changement climatique, la qualité des eaux issues du drainage agricole peut évoluer en raison de divers facteurs, comme l'évolution des éléments chimiques issus de produits agro-chimiques sous l'effet de l'augmentation de la température (Tournebize et al., 2017) ou la modification des flux et donc des vitesses et temps de transfert des contaminants. Comme pour le futur agronomique des sols drainés, quantifier avec précision l'évolution de la qualité des eaux drainées est une évaluation qui nécessite un ensemble d'analyses détaillées, selon une approche de modélisation intégrative pour appréhender les impacts à l'échelle de la parcelle aussi bien qu'à l'échelle du bassin versant (Soussana, 2013). Ce travail requiert de bien connaître les sources d'incertitudes issues de chaque étape de la modélisation afin de mettre en lumière les potentielles sources d'amélioration pour aider les décisionnaires (Lammoglia et al., 2018). A notre connaissance, ce type d'analyse n'a pas à ce jour été réalisé en France.

Durant ce travail de thèse, aucune étude aussi détaillée n'a pu être réalisée pour spécifier l'évolution de la qualité des eaux issues du drainage agricole sous changement climatique. Cependant, en combinant l'évolution des descripteurs hydrologiques du drainage sur les 22 sites de l'étude aux pratiques phytosanitaires moyennes en vigueur à ce jour, il est possible de mettre en lumière certaines conséquences du changement climatique sur la qualité des eaux issues du drainage, d'un point de vue qualitatif à défaut d'être quantitatif. Nous distinguerons ces impacts selon les deux familles de produits agro-chimiques susceptibles de causer le plus de dommages : les nitrates et les pesticides.

IV.3.1 Evolution de la pollution future induite par les nitrates sous changement climatique

La pollution des eaux d'origine agricole issue des nitrates dans les milieux drainés dépend de deux facteurs : la lame d'eau drainée et la quantité disponible de nitrates pour la lixiviation. En effet, l'écoulement de l'eau dans le sol mobilise et transfère les nitrates vers l'exutoire du réseau à travers les pores du sol (Chelil et al., 2022a). Au début de chaque saison de drainage, la quantité disponible de nitrates pour la lixiviation dépend de deux grands facteurs :

- La première source est le stock d'azote disponible présent dans les différentes couches du sol. Cette quantité a deux origines : (1) le surplus de fertilisants utilisés sur la culture de l'année précédente ; (2) la minéralisation d'une faible proportion (1 % à 2 %) de l'azote présent sous forme organique dans le sol, par le biais de processus biogéochimiques. Sous sa forme organique, l'azote est très faiblement lixiviable et est souvent négligé dans le transfert de nitrates. Seule la partie minéralisée et le surplus issu de l'année précédente sont soumis au transfert vers l'exutoire du réseau. Pour la suite, nous qualifierons cette quantité lixiviable de reliquat entrée-hiver (REH, Arlot, 1999 ; Tournebize et al., 2008 ; Chelil et al., 2022a). Il est à noter que, bien que la part de REH issue de la minéralisation de l'azote sous forme organique soit minoritaire, celle-ci dépend de la température du sol et de son état hydrique. Dès lors, cette proportion peut potentiellement évoluer sous changement climatique mais des études sont requises pour estimer comment et quelles sont les conséquences associées. Pour simplifier nos interprétations, nous supposons que ce phénomène de minéralisation ne changera pas significativement le REH au cours du XXI^e siècle ;
- La deuxième source dépend de la culture en place sur la parcelle, i.e., ses besoins (Lychuk et al., 2021) et sa capacité à extraire l'azote du sol (fonction de la profondeur de ses

racines). Il s'agit donc de la quantité d'azote rajoutée par l'agriculteur pour l'année en cours, et qui est également fonction du REH issu de l'année précédente. Pour la suite, nous supposons que cette quantité est plus ou moins conservée d'une année à l'autre pour rester dans un cas général.

Face au changement climatique, une augmentation du volume d'eau drainé, notamment pendant la saison hivernale, sera à l'origine d'une intensification de la lixiviation des nitrates, soumise à l'intensification de la magnitude des crues (Billy et al., 2011 ; Tournebize et al., 2015 ; Olesen et al., 2019). Cette lixiviation plus intense sera essentiellement représentative d'une augmentation des flux exportés en dehors des parcelles drainées. Toutefois, il est difficile de prévoir si les concentrations des nitrates dans les eaux seront plus importantes, car bien que les quantités de nitrates lixiviées seront potentiellement plus importantes, les volumes d'eau associés le seront également. Dès lors, les concentrations en nitrates dans l'eau seront également potentiellement identiques à aujourd'hui ou réduites par dilution, le volume d'eau augmentant plus que les quantités de nitrates lixiviées. Cela ne permet pas d'établir avec précision l'évolution de la concentration des eaux en nitrates pendant la saison hivernale. Des études complémentaires sont requises pour détailler ce point. De plus, il est à noter que ce cas de figure considère que les pratiques agricoles resteront constantes au cours du XXI^e siècle et que les doses futures de nitrates appliquées seront identiques aux doses actuelles, dans des conditions où le rendement agricole reste inchangé.

Par ailleurs, la lixiviation des nitrates sera également soumise à l'impact du changement climatique sur la productivité agricole (cf. Chapitre IV.2). En effet, nous avons vu que le changement climatique sera à l'origine d'anomalies négatives sur les cultures, réduisant potentiellement le rendement agricole notamment pour les cultures de printemps sur la saison estivale. En considérant que la quantité de nitrates appliquée restera similaire à ce qu'elle est aujourd'hui, cela pourra se traduire par une consommation plus limitée des stocks de nitrates présents dans le sol à cause de processus physiologiques dégradés dans les plantes. En effet, ce développement limité induira un développement racinaire des plantes également limité qui restreindra la captation d'azote du sol par les plantes. Dans cette logique, les épisodes climatiques comme la sécheresse de 2022 seront particulièrement délétères, notamment parce que la stratégie de fertilisation des sols par ajout d'azote minéral (en prévision d'un rendement attendu) pourra difficilement tenir compte de ce type d'aléas, ce qui augmentera la quantité d'azote rémanente dans le sol, issue de la fertilisation (Ravier, 2017). Par ailleurs, l'augmentation de la température suscitant l'intensification du stress hydrique pourra également amplifier le phénomène, contribuant à l'assèchement des cultures et à leur potentielle destruction. Dès lors, la décomposition de ces plantes contribuera à augmenter la quantité d'azote dans le sol par le biais de processus biogéochimiques (Dinnes et al., 2002). Ce qu'il faut retenir est que les accidents climatiques comme les sécheresses pourraient augmenter le REH sur l'année hydrologique suivante, ce qui augmentera le risque de lixiviation des nitrates et la dégradation de la qualité des eaux d'origine agricole.

Un exemple illustrant ce risque est l'analyse de l'évolution de la qualité des eaux issues du drainage après l'épisode de sécheresse de l'été 1976, rendu célèbre car connu comme l'une des plus fortes sécheresses observées ces 70 dernières années. La Figure 26 illustre l'évolution de la précipitation, de la température et du flux exporté de nitrates sur la période allant de 1975 à 1995. Les valeurs de précipitation et de température sont extraites de la réanalyse météorologique historique SAFRAN (cf. II.1.2.2). Chaque point issu de la chronique du flux de nitrates représente une moyenne sur 20 jours. Pour permettre la comparaison, un traitement identique a été appliqué sur la précipitation et la température en ciblant les dates issues des mesures de flux comme référence. Les résultats montrent que la température moyenne sur 20 jours sur la période située sur l'été 1976 est significativement supérieure à celle du reste de la chronique, alors qu'à l'inverse la précipitation journalière est plus faible sur cette même période. De plus, les résultats ont également montré que le flux de nitrates exportés est supérieur sur les mois de janvier et février 1977, soit 4-6 mois après la sécheresse de l'été 1976, d'un écart compris entre 50 % et 100 % par rapport aux autres points de

mesures. Bien que des analyses complémentaires soient requises pour quantifier précisément cette relation, cela illustre bien l'impact d'aléas climatiques comme les sécheresses sur la lixiviation des nitrates et donc sur la qualité des eaux d'origine agricole.

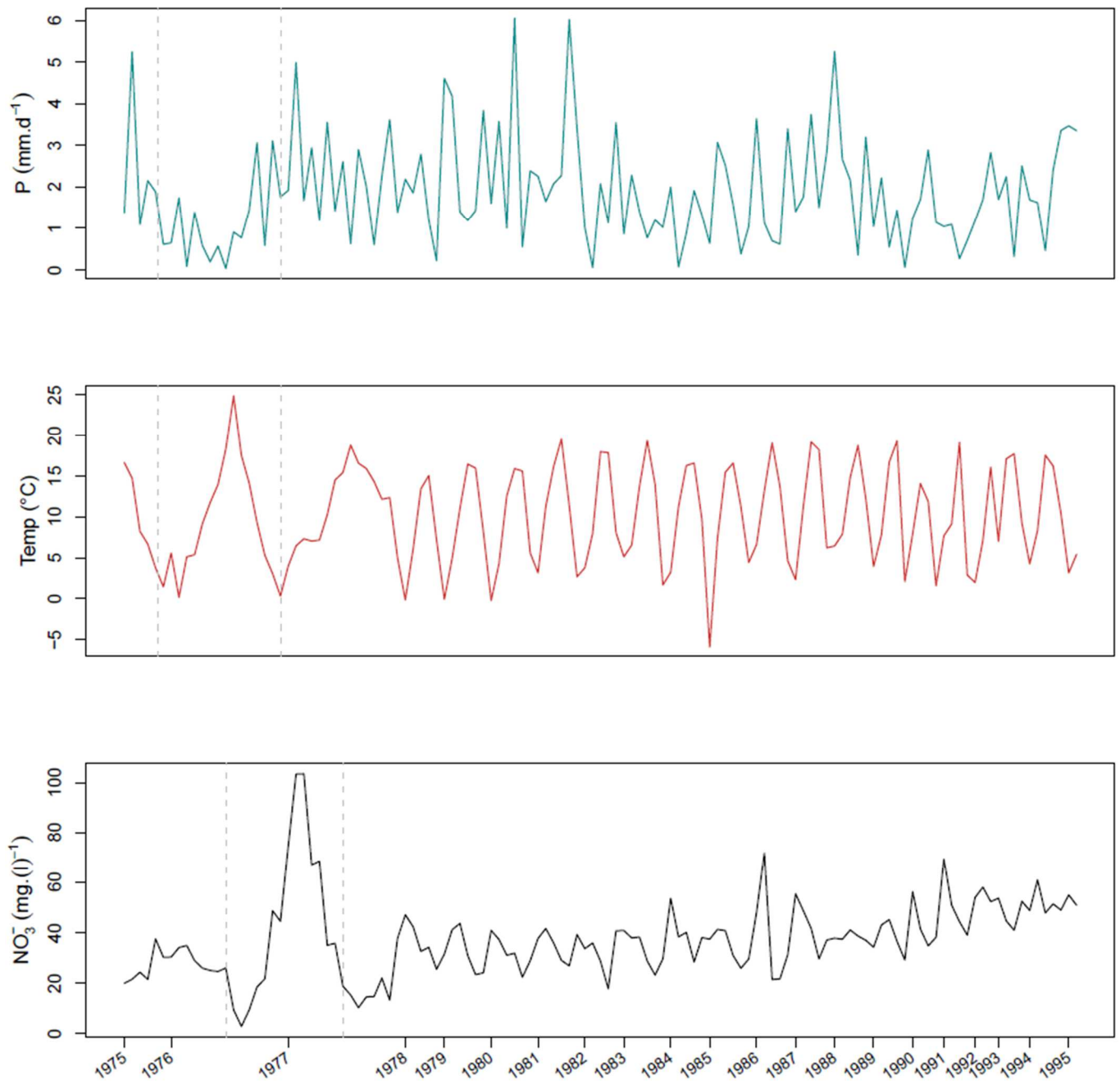


Figure 26 : Evolution de la précipitation (P), de la température (Temp) et du flux de nitrates exportés (NO_3^-) sur le site de Melarchez_GP sur la période 1975-1995. Un zoom est réalisé sur la période allant de 1975 à 1977. Pour chaque variable, chaque point représente une moyenne glissante de la variable sur 20 jours. Adaptée de Tournebize et al. (2008).

Un autre point à discuter, que nous avons déjà évoqué dans la section IV.2.1, est que le changement climatique induira entre autres conséquences une précocité des stades de développement de cultures semées à la fin de l'été, comme les CIPANs. Or, l'usage de CIPANs entre deux séquences de grandes cultures est une pratique qui s'est avérée efficace pour réduire le REH au

début de chaque année hydrologique. La difficulté de la levée des CIPANS, à cause de sols de plus en plus secs, et le mauvais développement de ces plantes sous l'effet de l'augmentation de température aboutiront à un développement limité des CIPANS et donc à un mauvais piégeage de l'azote, ce qui contribuerait à maintenir un niveau élevé de REH au début de certaines années hydrologiques. Au regard de l'évolution des descripteurs hydrologiques évalués dans cette thèse, ces « symptômes » du changement climatique sont directement corrélables à la diminution du volume drainé en été (DDWB) et à l'augmentation de la durée du réservoir sol à désaturation (DryInd), plus marquées à mesure que le RCP est sévère et que le temps se rapproche de 2100. Nous observons ici un phénomène d'amplification de la dégradation de la qualité des eaux induit par l'augmentation de la température.

Un dernier aspect relatif à la dégradation de la qualité des eaux due à la lixiviation des nitrates est que nous avons essentiellement discuté ici des phénomènes amplificateurs du flux exporté de nitrates dans les eaux de drainage, notamment en hiver car ces phénomènes sont essentiellement induits par un volume d'eau drainé suffisamment grand. Cependant, ce volume n'est pas toujours nécessaire pour induire un phénomène de lixiviation des nitrates. En effet, celle-ci peut être corrélée également à la fréquence des épisodes de crues, pas uniquement à leur magnitude (Arlot, 1999; Chelil et al., 2022a). Dès lors, une augmentation du nombre de crues peut contribuer à augmenter le risque de la lixiviation des nitrates, même si le volume drainé est faible. Ce genre d'évènement sera notamment observable sur la saison estivale, sur laquelle le débit drainé cumulé augmentera peu mais où le risque d'apparition des évènements de crues comme les reprises d'écoulement au printemps sera potentiellement plus élevé (Jeantet et al., 2022).

IV.3.2 Evolution de la pollution future induite par les pesticides sous changement climatique

Dans le cas des pesticides, la lixiviation est principalement corrélée à l'occurrence des évènements de crues (Branger et al., 2009 ; Delcour et al., 2015) et notamment à la durée observée entre la date d'application du produit lixiviable et le phénomène pluviométrique susceptible de l'entraîner, par transfert à travers le réseau de drainage ou par ruissellement (hortonien, suite à un défaut d'infiltration l'eau dans le sol ou cappusien, lorsque le profil de sol est saturé). Ce phénomène est valable pour la plupart des pesticides à l'exception des plus mobiles comme le glyphosate (Le Cor et al., 2021). Cependant, il faut noter que la lixiviation des pesticides dépend fortement : des caractéristiques propres à chaque pesticide (fixé plus ou moins fortement sur le sol et donc plus ou moins lixiviable) ; des produits issus de leurs dégradations (i.e., leurs métabolites également à l'origine de problèmes environnementaux) ; et de leurs périodes d'application. Tous ces éléments induisent un risque de lixiviation variable suivant le produit appliqué. Pour éviter de considérer chaque produit individuellement, nous considérerons dans la suite qu'ils ont des comportements relativement similaires, bien que cela soit rigoureusement faux.

Dans le cas du drainage agricole, nous pouvons corréliser la lixiviation des pesticides à la date de démarrage de la saison de drainage (BegDS, cf. section II.3.2.1) et au nombre annuel de crues (NumFE, cf. section II.3.2.5). Or, les résultats du Chapitre III.4 ont montré que ces deux descripteurs évolueront peu au cours du XXI^e siècle. Dès lors, il est permis de penser que le risque associé à la lixiviation des pesticides évoluera peu sur les parcelles drainées sous changement climatique, notamment pour les pesticides appliqués à l'automne. Cependant, le risque de lixiviation de pesticides suite aux applications de printemps demeure. En effet, bien que le volume d'eau écoulé en été (DDWB) diminuera à mesure que le scénario sera sévère et que l'on se rapprochera de 2100, le changement climatique induira une augmentation des évènements de crues au printemps (cf. Chapitre III.2, Jeantet et al., 2022). Cela induira une potentielle augmentation du risque de transfert des pesticides appliqués entre la fin de l'hiver et le début du printemps, notamment pour préparer l'arrivée des cultures de printemps. Dans cette catégorie, nous retrouvons des produits comme le mésosulfuron-méthyl ou l'iodosulfuron-méthyl-sodium (Julien Tournebize et al., 2012).

Il est important de considérer que le risque lié à la lixiviation des pesticides dépend de l'usage de ces produits, des besoins de la culture pour laquelle il est appliqué et donc des périodes associées à cette plante. Pour illustrer ces évolutions, considérons la parcelle P4 du site de La Jaillière sur laquelle nous disposons de quelques données fournies par l'institut ARVALIS relatives à l'application de pesticides sur la période 1996-2016. Parmi les pesticides utilisés, nous retrouvons majoritairement le diflufénicanil et le flufenacet appliqués sur une période similaire en automne (octobre et novembre). Dans une moindre mesure, nous retrouvons également le mésosulfuron-méthyl et l'iodosulfuron-méthyl-sodium, évoqués ci-dessus et plutôt utilisés en février. Ces quatre molécules sont des herbicides couramment utilisés pour le désherbage chimique des cultures comme le blé d'hiver et l'orge d'hiver, soit le type de culture le plus présent sur les 22 sites étudiés. Les herbicides sont essentiellement appliqués sur un sol nu dans le but de détruire les adventices²⁰ qui risqueraient d'occuper la parcelle au détriment de la culture principale. L'objectif est de préparer le terrain pour cette dernière.

Pour évaluer le risque de lixiviation des pesticides sur parcelle P4 du site de La Jaillière, nous supposons que les occurrences d'application des produits présentées ci-dessus sont conservées au cours du XXI^e siècle. La Figure 27 illustre la comparaison entre le nombre mensuel d'applications des produits sur la parcelle P4 du site de La Jaillière sur la période 1996-2016 (Figure 27, a) et l'évolution du nombre mensuel de crues sur cette même parcelle, entre la période historique (1975-2004) et les trois sous-périodes futures : PP1 (2006-2040) ; PP2 (2041-2070) et PP3 (2071-2099). L'évolution temporelle du nombre de crues est fournie par RCP : RCP2.6 (Figure 27, b), RCP4.5 (Figure 27, c) et RCP8.5 (Figure 27, d). Le nombre mensuel de crues est une version au pas de temps mensuel du NumFE. Les résultats montrent que sur le mois de novembre, mois sur lequel le nombre d'applications (diflufénicanil et flufenacet) est le plus important, le nombre moyen de crues diminue légèrement dans le temps. Il est par conséquent permis de penser que sur cette parcelle le risque de lixiviation des pesticides comme le diflufénicanil n'augmentera pas si les dates d'application du produit restent inchangées.

Cependant, nous observons également que le nombre de crues entre les mois de décembre et d'avril augmente pour tous les RCPs et pour les trois horizons futurs considérés, entre 1 et 10 par mois. Cela rejoint le point établi précédemment quant au risque accru de la lixiviation des pesticides après les applications de printemps. Même si les données à disposition sur le site de La Jaillière montrent peu d'usage de pesticides entre la fin de l'hiver et de début du printemps, ceux-ci ne sont pas à négliger et présentent un risque significatif de dégradation de la qualité des eaux sur cette période. Parmi les pesticides potentiellement lixiviables, nous retrouvons aussi bien les herbicides que les autres pesticides, e.g., les fongicides, qui sont eux appliqués directement sur les cultures.

Il est à noter que le scénario RCP2.6 (scénario futur le moins sévère dans cette thèse) génèrera un risque plus important pour la lixiviation des pesticides et nitrates appliqués au printemps. Ce point avait été évoqué dans le Chapitre I.1 et attribué au fait que le débit drainé estival diminuera moins que sous les autres scénarios. Dès lors, le risque est plus élevé si le volume drainé, donc potentiellement le nombre associé de crues, est plus important. Ce point constitue un léger paradoxe dans nos résultats puisqu'un scénario tenant davantage compte d'une politique de protection environnementale peut générer plus de dommages sur la qualité des eaux en sortie des réseaux.

Enfin, il est également important de considérer que le nombre de crues présenté est une moyenne sur la période et ne tient pas compte des variations interannuelles de plus en plus fortes (cf. Chapitre III.3). Dès lors, la lixiviation des pesticides sur une année spécifique sera potentiellement plus forte, ou plus faible, que ce que suggère la lixiviation moyenne des pesticides sur une période d'environ 30 ans.

²⁰ Désignent les plantes qui poussent dans un milieu aménagé sans y avoir été intentionnellement introduites : « mauvaise herbe ».

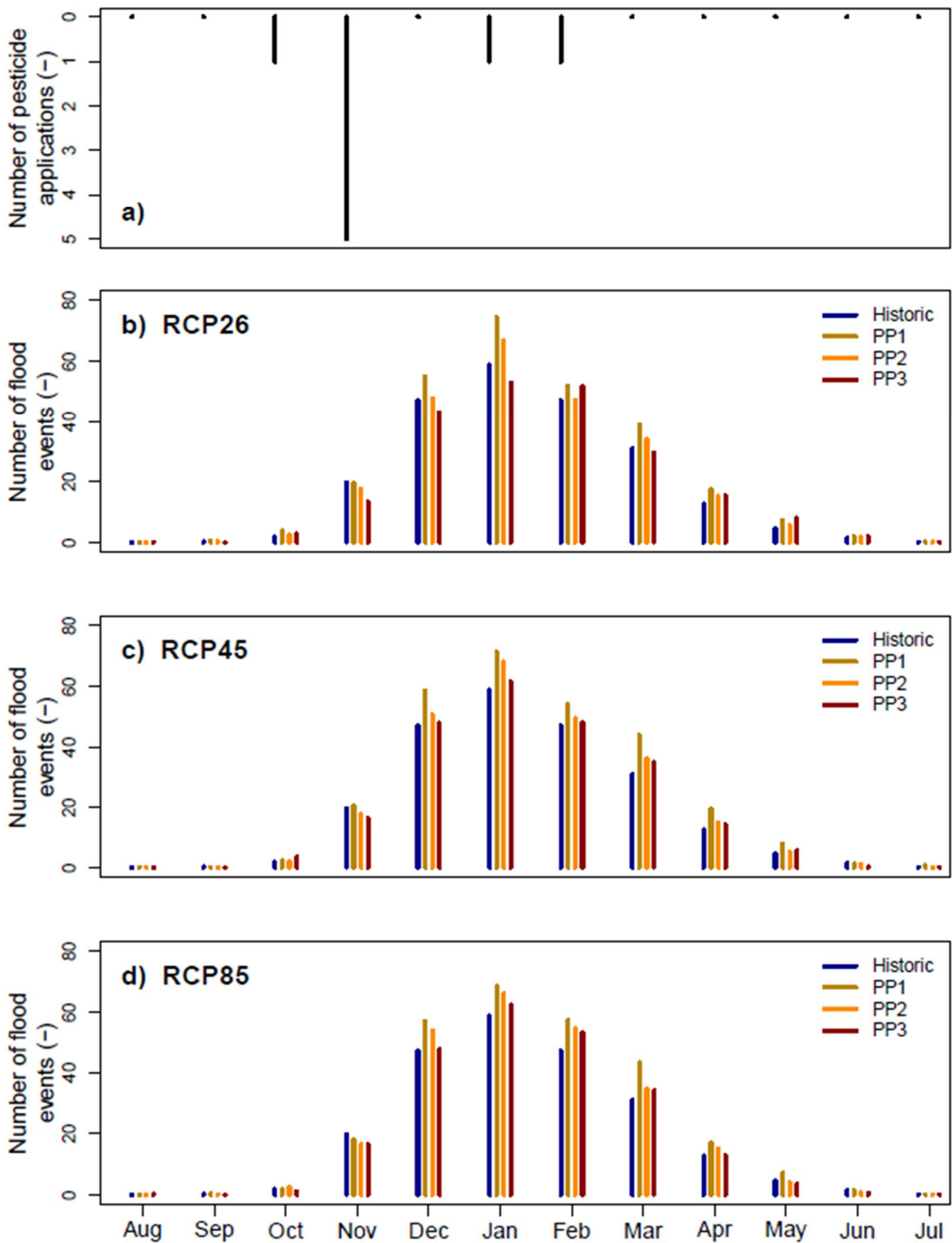


Figure 27 : Nombre d'applications mensuelles de pesticides sur la parcelle P4 du site de La Jaillière sur la période 1996-2016 (a) comparé à l'évolution du nombre mensuel d'évènements de crues sur la période historique et les trois sous-périodes futures (cf. Tableau 7) sous les trois RCPs : RCP2.6 (b), RCP4.5 (c) et RCP8.5 (d).

IV.3.3 Stratégies d'adaptation au changement climatique pour la protection de la qualité des eaux d'origine agricole en milieu drainé

Face aux changements induisant un risque plus élevé de la lixiviation des produits agro-chimiques, il est déterminant de promouvoir des stratégies efficaces pour préserver la qualité des eaux d'origine agricole. C'était notamment l'objectif recherché par la directive cadre européenne sur l'eau évoquée en section I.1.1 qui s'orientait vers le retour au bon état écologique des milieux, en réduisant par exemple les intrants chimiques agricoles, comme les pesticides, de près de 50 % à l'horizon 2018.

IV.3.3.1 Le passage d'une agriculture conventionnelle à une agriculture biologique

Dans la logique de préservation de la qualité des eaux d'origine agricole, la stratégie la plus efficace est bien évidemment le passage à une agriculture biologique visant à interdire l'usage de pesticides et de nitrates de synthèses, comme les ammonitrates ou les uréiques, sur l'ensemble de la surface agricole utile (SAU). Le principal levier de l'agriculture biologique pour protéger la qualité des eaux, la faune et la flore environnantes est la modification des systèmes agricoles actuels qui sont fréquemment établis sur une stratégie de culture unique sur une année complète, relativement dommageable pour l'environnement. Il est à noter que le passage de l'agriculture conventionnelle à l'agriculture biologique n'est pas spécifique aux parcelles drainées et s'applique aussi bien sur les parcelles non drainées.

Un exemple de changement de système consiste à cultiver simultanément sur une même parcelle une culture principale en parallèle d'une culture associée avec laquelle la première vit en symbiose. Ce type d'interaction peut reposer sur une association variétale, i.e., deux variétés d'une même espèce, ou directement sur une association d'espèce, e.g., les pois protéagineux et le blé. Par exemple, la symbiose peut consister en des échanges biochimiques (allélopathie²¹) entre la plante principale et la plante secondaire ou en des actions mécaniques comme barrière mutuelle à la propagation des maladies, en faisant interagir les résistances des deux espèces à différentes maladies. Ce genre de pratique relève du « land-sharing », agriculture à faible rendement pratiquée sur une plus grande surface de terrain mais respectueuse de la faune et la flore environnante, par opposition à une agriculture plus intensive et plus conventionnelle (Kremen, 2015). Ce changement de système agricole permet de trouver des solutions alternatives pour fertiliser les sols, i.e., pour assurer le rendement agricole, et protéger les cultures contre les nuisibles tout en protégeant la qualité des eaux d'origine agricole (Malézieux et al., 2009 ; Tamburini et al., 2020). Ce type de diversification culturelle intra-parcellaire est notamment au centre du projet MoBiDiv²² financé par l'Agence Nationale de la Recherche. Le land-sharing est souvent mis en confrontation avec le « land-sparing », autre technique agricole qui consiste à accepter de sacrifier des zones sur lesquelles nous allons produire de manière intensive, dans l'objectif de préserver des espaces les plus naturels possibles pour assurer un minimum de protection environnementale (Kremen, 2015).

L'usage de cultures multiples peut également consister à utiliser des cultures de manière séquentielle. A la différence des cultures associées, le partage de l'espace de la parcelle est ici sur la dimension temporelle et non spatiale. Une seconde culture est semée plus rapidement après la récolte d'une première culture qu'en agriculture conventionnelle. L'usage de CIPANs en période d'interculture repose sur ce principe, et permet entre autres de stocker l'azote dans le sol pour limiter le risque qu'il soit lixivié (Hanrahan et al., 2018 ; Meyer et al., 2018). Il est à noter que les CIPANs peuvent également

²¹ Phénomène biologique par lequel un organisme produit une ou plusieurs substances biochimiques qui influencent le cycle de développement d'un autre organisme.

²² <https://anr.fr/ProjetIA-20-PCPA-0006>

avoir d'autres rôles, comme celui de fixer le carbone des sols ou de limiter les érosions du sol en limitant la période pendant laquelle il est nu. Bien que nous ayons mis en évidence le fait que les CIPANs subiront potentiellement les effets du changement climatique dans leur développement (cf. section IV.2.1), l'usage des CIPANs en période d'interculture reste une stratégie efficace pour limiter la dégradation de la qualité des eaux, qu'il faut continuer de promouvoir notamment sous changement climatique.

Cependant, l'agriculture biologique adopte régulièrement un point de vue purement environnemental à l'origine d'un conflit entre préservation de la qualité des eaux et productivité agricole pour la sécurité alimentaire qui limite les politiques environnementales visant à réduire leurs usages (Pasquier et al., 2020). Cela est notamment symptomatique du fait que la commission européenne peine à appliquer la réglementation quant à la diminution de 50 % des pesticides les plus dangereux²³. Comme évoqué plus haut, des stratégies basées sur un compromis entre productivité agricole et atténuation des impacts du changement climatique sont envisageables (e.g., Pinsard, 2022). L'introduction de ces stratégies entre dans le développement de pratiques agroécologiques qui constitue le sujet de nombreuses recherches actuellement en cours, afin d'adapter les systèmes en place aux conditions climatiques et de les rendre plus résilients. Par conséquent, il n'est pas dans les objectifs de ce manuscrit d'attester de sa faisabilité dans le contexte socio-économique actuel. Aussi, les stratégies suivantes se placent dans un contexte de réduction des transferts de contaminants face à un usage de pesticides et de nitrates toujours en vigueur.

IV.3.3.2 L'introduction de bassins de rétention des eaux drainées

Dans le cas des parcelles drainées, une stratégie efficace pour réduire la lixiviation de polluants agro-chimiques dans les eaux drainées consiste à introduire des bassins de rétention en aval des exutoires des réseaux, pour intercepter les eaux avant leur rejet sur le territoire environnant. Nous pouvons catégoriser ces bassins en deux grandes familles suivant leur fonction :

- Les bassins de rétention utilisés pour retenir l'eau excédentaire en hiver et la réutiliser en été. Initialement proposées pour la rétention de l'eau excédentaire en hiver pour de l'irrigation de confort en été (cf. Chapitre IV.2), cette stratégie peut également servir à limiter le transfert des contaminants dans le territoire associé au réseau de drainage, e.g., dans les nappes souterraines ou les rivières, par simple interception puis stockage de l'eau. C'est un effet supplémentaire de la stratégie initialement suggérée à des fins agronomiques ;
- Les zones tampons humides artificielles (ZTHA, cf. section I.1.5.3), spécifiquement dimensionnées pour intercepter les eaux drainées et diminuer leur charge en polluants via des processus biogéochimiques (Tournebize et al., 2015). Ce type de stratégie a déjà fait ses preuves pour diminuer la quantité des polluants comme les pesticides dans les eaux drainées, notamment en été lorsque la température permet une activité biologique plus importante et que le débit drainé est plus faible, augmentant le temps de rétention de l'eau dans le bassin (Julien Tournebize et al., 2012; Tournebize et al., 2017). Il est à noter que la fonction de ZTHA n'est pas facilement compatible avec la fonction de stockage des eaux hivernales pour l'irrigation en été. En effet, les ZTHA requièrent une faible profondeur et une surface plus étendue pour être efficaces car elles dépendent essentiellement de l'activité biologique qui ne permettrait pas une dégradation efficace si la profondeur est trop importante. Dès lors, les règles de dimensionnement des ZTHA sont différentes de celles des bassins de stockage.

Comme évoqué dans la section I.1.5.3, l'introduction de ces deux types de bassins de rétention peut remplir d'autres objectifs plus écologiques que les fonctions initiales motivant leur construction.

²³ <https://www.generations-futures.fr/actualites/revision-directive-pesticides/>

En effet, celles-ci se révèlent être des niches écologiques d'intérêt pour certaines espèces animales (Letournel et al., 2021), en favorisant leur développement. Par ailleurs, si leur nombre est suffisamment grand sur un territoire, cette densité de bassins peut amplifier l'intérêt écologique associé en assurant une communication entre chaque niche, bénéfique aux développements des espèces (Jeliazkov et al., 2014).

Cependant, les stratégies visant à introduire ces types de bassins ne sont pas sans risque pour la qualité des eaux car elles suggèrent d'assurer l'imperméabilité du bassin de rétention, e.g., par compactage des sols limoneux, pour limiter les transferts de contaminants pendant la durée de stockage de l'eau. De plus, en considérant la stratégie visant à réutiliser les eaux issues du drainage, l'utilisation d'une eau déjà chargée en polluants peut contribuer à la dégradation de la qualité des sols. Dans un tel cas de figure, des stratégies compensatrices sont requises, comme le mélange avec de l'eau faiblement chargée en polluants pour diminuer leurs concentrations et respecter les normes environnementales (Helal et al., 2021). Enfin, nous avons évoqué la contrainte économique d'une telle stratégie car elle suppose l'attribution d'une part de la parcelle dédiée à ce stockage et induit également un coût dû à l'introduction et à la gestion d'un tel bassin.

IV.3.3.1 Les outils numériques d'aide à la décision

Enfin, les outils numériques constituent également une stratégie intéressante pour limiter la dégradation de la qualité des eaux d'origine agricole. En effet, ces outils permettent d'aider les utilisateurs des produits phytosanitaires dans leur pratique en leur fournissant des informations utiles pour la gestion de leurs parcelles. Ces outils d'aide à la décision (OAD) peuvent être utilisés aussi bien pour la gestion des nitrates, e.g., pour fractionner les doses appliquées et ainsi réduire le REH à la fin de l'année hydrologique (Zeng et al., 2013), que pour les pesticides (Lewan et al., 2009 ; Brown et van Beinum, 2009).

Dans le cas des pesticides, nous avons vu que leur transfert est essentiellement fonction de l'occurrence des événements d'écoulement, notamment la date de démarrage de la saison de drainage (BegDS). Dès lors, certains outils proposent d'estimer ce BegDS pour indiquer aux agriculteurs la période à partir de laquelle ils ne peuvent plus appliquer le produit sans augmenter fortement le risque associé de lixiviation du produit. En établissant des règles de décisions adéquates, il est possible de limiter significativement les transferts de pesticides sur le territoire environnant. Ce type d'outil peut être utile pour adapter les agendas des agriculteurs aux conditions climatiques futures. Un article auquel j'ai participé est actuellement en cours de révision dans le journal "*Pest Management Science*" dont l'objet est de décrire un outil d'aide à la décision pour l'usage des pesticides sur les sols drainés français, outil qui intègre le modèle hydrologique SIDRA-RU (Tournebize et al., submitted).

Chapitre IV.4 : Limites générales et perspectives de la thèse

Comme dans tout travail de recherche, le chemin parcouru depuis les questions de départ est jalonné d'hypothèses et de choix méthodologiques qui peuvent limiter l'interprétation des résultats obtenus. A ce titre, le travail de thèse présenté dans ce manuscrit ne fait pas exception. Dans ce chapitre, nous discuterons des limites générales de la thèse et des potentielles voies d'amélioration envisageables à ce travail.

IV.4.1 Une base de données hydrologiques à compléter

Une des limites majeures de ce travail de thèse est inhérente à la base de données hydrologiques utilisée pour représenter l'hydrologie du drainage agricole à l'échelle de la France métropolitaine. Dans la section II.1.1, nous avons vu que la base de données utilisée comptait 22 sites répartis sur les principales aires drainées françaises. Bien que plus exhaustive que la plupart des bases de données hydrologiques utilisées dans la littérature sur la thématique du drainage agricole, la base de données utilisée reste limitée et est de fait sujette à plusieurs lacunes que nous pourrions séparer en deux catégories :

- Comme établi dans la section II.1.1, certaines aires de drainage ne disposent pas de sites (ou très peu) pour les représenter dans la base de données. C'est notamment le cas pour le nord, l'Allier et le sud-ouest (cf. Figure 8). A cet effet, l'analyse de l'hydrologie future du drainage dans ces secteurs est compromise et limitée aux généralisations des résultats issus des autres secteurs, généralisations difficiles à mettre en place en raison du manque de corrélation entre les caractéristiques des parcelles étudiées et les anomalies hydrologiques obtenues (cf. Chapitre III.4) ;
- La classification des parcelles issues de la base de données selon la texture de sol est une stratégie relativement réductrice pour caractériser toute la complexité pédologique propre à chaque parcelle. Bien qu'utile, cette stratégie ne présente pas beaucoup d'intérêt d'un point de vue purement pédologique puisqu'elle considère le sol comme un bloc uni et homogène alors qu'il peut être caractérisé par une forte hétérogénéité verticale, i.e., définie sur plusieurs horizons de sol. Chacun de ses horizons est lui-même caractérisé par sa structure (e.g., prismatique ou polyédrique), sa masse volumique ou son indice de vide. Tous ces éléments induisent des conséquences impactant la circulation de l'eau et propres à chaque horizon, que nous négligeons ici. Par ailleurs, même en considérant que la classification des 22 sites selon la texture est acceptable, cette stratégie est limitée par le fait que toutes les régions étudiées ne disposent pas de sites avec la texture de sol appropriée. C'est notamment le cas de la région sud-ouest qui est caractérisée par des sols limono-sableux (e.g., les Landes), des sols argileux et des sols limoneux (Meersmans et al., 2012). Or, la base de données ne contient qu'un seul site dans cette région, le site de Parisot, qui est défini sur une texture de sol limoneuse.

Dans le Chapitre III.1 et le Chapitre III.4, il a été mis en avant que ces limites bornaient l'interprétation des résultats tant sur les performances du modèle hydrologique de drainage SIDRA-RU que sur l'évolution des descripteurs hydrologiques sous changement climatique. Refaire cette thèse avec une base de données plus complète pourrait améliorer la significativité des résultats obtenus et donner une illustration plus précise de l'hydrologie du drainage agricole français. Il serait possible d'ajouter des sites supplémentaires disposant de suivis hydrologiques observés et/ou de détailler plus précisément les caractéristiques de chaque sol. Cependant, comme évoqué dans ce manuscrit, les méthodes de mesure associées à ce type de données sont généralement onéreuses et invasives, donc difficiles à mettre en place.

IV.4.2 Un modèle hydrologique imparfait

Le modèle hydrologique de drainage SIDRA-RU, largement utilisé dans ce travail de thèse, repose sur une approche simple et robuste qui a permis de générer un large ensemble de descripteurs hydrologiques sur les 22 sites de la base de données. Cependant, cette simplicité est également à l'origine de limites relatives à la description des sols que nous cherchons à modéliser.

Une des hypothèses majeures du modèle SIDRA-RU, qui est source potentielle d'une grande part de son incertitude, est qu'il considère que le profil de sol d'un site étudié est assimilable à un réservoir homogène dans lequel le niveau de la nappe varie. Contrairement à d'autres modèles comme MACRO ou DRAINMOD, il ne décrit pas l'hétérogénéité verticale du sol évoquée ci-dessus, en le découpant selon les différents horizons qui le composent (cf. Chapitre III.3). De même, il n'intègre pas les aspects relatifs à l'hétérogénéité du milieu comme les zones d'écoulements préférentiels si le sol n'est pas labouré ou s'il est sec (Jeantet et al., 2021 ; Henine et al., 2022). Or, Dairon et al. (2017) ont montré que le non-labour du sol modifie de manière significative la circulation des eaux dans les sols drainés. L'intégration de ces phénomènes permettrait de détailler plus précisément l'évolution des caractéristiques hydrauliques et hydrologiques de la parcelle étudiée, e.g., relatives aux phénomènes de crues ou à la saturation du sol. Cependant, il est à noter que l'ajout de ces caractéristiques présenterait deux problèmes majeurs :

- La base de données regroupant les 22 sites ne dispose pas d'informations aussi précises que la différenciation texturale entre les couches de sols ou leur structure sur chacune de ces parcelles. Dès lors, la simplicité du modèle hydrologique SIDRA-RU présente un avantage pratique au contraire d'un modèle plus complexe comme DRAINMOD qui nécessiterait des mesures supplémentaires sur les sites, qui seraient onéreuses donc difficiles à obtenir. Dans le Chapitre III.3, les modèles hydrologiques DRAINMOD et MACRO ont pu être utilisés sur le site de La Jaillière car nous disposions des valeurs de paramètres nécessaires aux modèles, qui étaient issues de la thèse de Romain Dairon. Dès lors, nous avons pu mettre en place les hypothèses relatives à la calibration de ces deux modèles sur le site de La Jaillière de façon à réduire le temps de calcul. A contrario et ne disposant pas de ce type de données sur l'ensemble des 21 autres sites, l'utilisation de DRAINMOD et MACRO y serait fortement limitée. A cet effet, nous pourrions également limiter la base de données aux seuls sites disposant d'informations suffisantes pour les utiliser (cf. section II.2.1) ;
- Même si la base de données disposait de toutes les informations requises, l'ajout des caractéristiques de sols dans le modèle SIDRA-RU augmenterait la précision du modèle mais également sa complexité de par le nombre de paramètres à ajouter. Cet ajout pourrait nuire au caractère parcimonieux et robuste du modèle (Perrin, 2000), le rendant moins utilisable pour une étude d'impacts du changement climatique (Brigode et al., 2013).

Sans modifier drastiquement la logique simple du modèle hydrologique SIDRA-RU, il est également possible d'envisager d'intégrer ou de modifier des éléments dans la modélisation de l'évapotranspiration réelle²⁴ (ETR) dans le bilan hydrique. Un premier levier de correction serait de définir si la formulation de l'ETP choisie pour alimenter le modèle a un impact sur les simulations hydrologiques. Cependant, Lemaitre-Basset et al. (2022b) ont montré que le choix de formulation classique de l'ETP, e.g., entre la formule de Penman-Monteith, d'Oudin ou de Morton, n'a que peu d'incidence sur la modélisation hydrologique sous changement climatique, relativement aux autres sources d'incertitude, telles que les projections climatiques. Pour observer une évolution significative dans les projections hydrologiques, il faudrait davantage utiliser des formulations d'ETP qui intègrent les effets du CO₂ sur la résistance stomacale de la végétation (Lemaitre-Basset et al., 2022a). Il serait

²⁴ Valeur approchée de l'évapotranspiration réelle (ETR) dans les modèles hydrologiques.

intéressant de réaliser des études similaires dans les conditions du drainage agricole, en combinant notamment l'effet du CO₂ avec l'intégration de la culture en place dans la modélisation hydrologique du modèle SIDRA-RU.

L'intégration des cultures en place dans la détermination de l'ETR, qui ne repose actuellement que sur la seule dimension hydrologique du drainage, permettrait d'intégrer l'évolution et l'impact de la culture en place sur l'hydrologie du drainage sous changement climatique (cf. Chapitre IV.2). Cependant, l'ajout de la culture en place permettrait certes d'améliorer le sens physique du modèle SIDRA-RU mais requiert potentiellement l'ajout de nouveaux paramètres dans le modèle, ce qui, comme évoqué ci-dessus, nuit à sa robustesse. Dans le cadre du stage de master en 2^e année de Naïma IDIR, que j'ai co-encadrée avec Samy Chelil, l'intégration de la culture dans le modèle SIDRA-RU avait été envisagée en évaluant quotidiennement le facteur de conversion entre l'ETP insérée dans le modèle et l'évapotranspiration optimale pour respecter le bilan hydrique au pas de temps journalier. L'objectif était de tester l'hypothèse selon laquelle l'ETR pouvait être approchée par l'évapotranspiration maximale (ETM) qui consiste à corriger l'ETP par un coefficient cultural K_c dépendant de la culture en place et de son stade de développement (Katerji et Perrier, 1983). Dans cette optique, la méthode d'assimilation de données (Chelil et al., 2022b) a été utilisée pour estimer une chronique de facteurs correcteurs numériques de l'ETP. Ensuite, il était question de simuler une chronique de K_c à partir de cette référence et de l'introduire dans le modèle SIDRA-RU.

Les premiers résultats n'avaient pas montré d'amélioration significative sur le bilan hydrique relative à l'usage de cette ETM simulée comparativement à la « corrected evapotranspiration » (CET) actuellement utilisée dans le modèle SIDRA-RU (Henine et al., 2022). L'hypothèse faite est que l'assimilation de données sur la période estivale est rendue difficile à cause du faible débit inhérent à cette période. Dès lors, l'assimilation de données sur le drainage agricole, et plus spécifiquement la chronique de référence à partir de laquelle le K_c est estimé, est biaisée sur cette période. Cependant, cette étude est incomplète et la poursuivre constitue une des pistes potentielles d'amélioration du modèle SIDRA-RU.

IV.4.3 Difficulté relative à l'estimation des biais induits par les projections climatiques sur les descripteurs hydrologiques

La dernière limite majeure de la thèse réside dans l'analyse des biais induits par l'utilisation des projections climatiques sur les descripteurs hydrologiques du drainage simulés à l'aide du modèle SIDRA-RU. Cette limite peut être séparée en deux parties :

- Une partie inhérente au choix de la parcelle « référence » : les analyses relatives à l'impact de l'utilisation des projections climatiques sur les descripteurs hydrologiques du drainage, i.e., directement sur les biais induits par les projections (Chapitre I.1) ou la propagation des incertitudes le long de la chaîne de modélisation (Chapitre III.3), n'ont été réalisées que sur la parcelle P4 du site de La Jaillière. Bien que jugée représentative d'une majorité du drainage français (Lagacherie et Favrot, 1987 ; Henine et al., 2022), il serait pertinent de réaliser ces analyses sur des sites caractérisés par d'autres textures de sol, e.g., Saint-Laurent pour les sols argileux ;
- Une partie inhérente aux choix des descripteurs hydrologiques : l'analyse de la propagation des incertitudes du Chapitre III.3 n'a été réalisée que sur quatre descripteurs hydrologiques issus des 17 initiaux. Plus spécifiquement, aucune évaluation de la propagation des incertitudes n'a été réalisée sur un descripteur relatif à la dynamique temporelle des débits drainés (cf. section II.3.2.4).

Ces limites sont la conséquence de choix méthodologiques essentiellement justifiés par le temps requis pour réaliser ces analyses. Cet aspect est notamment expliqué dans le Chapitre III.3

décrivant l'utilisation des modèles hydrologiques DRAINMOD et MACRO qui ont des temps d'exécution relativement longs. Bien que compréhensibles, ces choix induisent malgré tout une limite dans la rigueur de l'évaluation.

IV.4.4 Des impacts non quantifiés du changement climatique sur la productivité agricole et la qualité associée des eaux d'origine agricole

Il s'agit ici d'une des limites principales de ce travail de thèse. Bien qu'ayant évoqué que la culture en place n'avait que peu d'effets sur l'hydrologie du drainage agricole (Henine et al., 2022), il aurait été intéressant d'évaluer les effets de l'hydrologie future du drainage agricole sur la productivité agricole et la qualité associée des eaux d'origine agricole. Dans les Chapitre IV.2 et Chapitre IV.3, ces effets n'ont été abordés que d'un point de vue qualitatif et il aurait été intéressant d'intégrer des modules supplémentaires à la chaîne de modélisation pour les quantifier, notamment pour le futur de la productivité agricole française dans toute sa diversité. Par exemple, nous avons évoqué le couplage entre une ancienne version du modèle hydrologique SIDRA et le modèle agronomique STICS (Tournebize et al., 2004), notamment pour évaluer les conséquences d'une plus ou moins longue saturation des profils sur la production des peuplements végétaux. Par ailleurs, cela aurait également permis d'évaluer plus précisément les stratégies d'adaptation proposées et leur réelle efficacité sous changement climatique. Nous mettons ici en avant une voie d'amélioration significative de ce travail de thèse.

Partie V – Conclusion générale

L'objectif de cette thèse a été d'évaluer l'hydrologie future du drainage agricole français au cours du XXI^e siècle sous changement climatique. Tout au long du manuscrit, nous avons vu que répondre à une telle question a nécessité la mise en place d'un protocole scientifique bien établi, d'une part pour définir le cadre de la question de recherche, et d'autre part pour extraire des résultats et tirer des conclusions sur les impacts du changement climatique sur l'hydrologie du drainage.

Dans une première étape, l'objectif a été de définir correctement le cadre de travail de cette thèse en explicitant notamment la notion de « drainage agricole ». Le mot drainage désignant plusieurs concepts, nous nous sommes limités ici au drainage agricole comme technique hydraulique d'évacuation des excédents d'eau sur les parcelles présentant des problèmes d'infiltration à faible profondeur. Plus précisément, nous avons borné ce travail de thèse au seul drainage agricole souterrain, technique utilisée sur plus de 80 % des sols drainés français. Cette technique consiste à introduire des drains perforés sur le plancher imperméable des parcelles en besoin pour faciliter l'évacuation de l'eau. Dès lors, nous avons pu établir une base de données répondant à ce contexte, constituée de 22 sites répartis sur les principales aires de drainage de la France métropolitaine.

L'objectif de la seconde étape de travail a été de déterminer l'approche utilisée pour simuler le comportement hydrologique du drainage agricole. L'approche se devait d'intégrer les limites relatives aux données observées mises à disposition, influençant le choix des variables hydrologiques simulées et l'outil associé pour y parvenir. Dès lors, deux éléments ont été requis :

- Disposer d'un outil de simulation de l'hydrologie du drainage performant sur la diversité de conditions établie par la base de données. A cet effet, le modèle hydrologique de drainage SIDRA-RU a été choisi et évalué sur les 22 sites sélectionnés ;
- Décrire l'hydrologie du drainage agricole au moyen de 17 descripteurs simulables sur le temps futur. Ces descripteurs avaient pour objectif de représenter assez largement l'ensemble des caractéristiques propres au drainage souterrain tout en étant facilement estimables à partir des simulations du modèle SIDRA-RU.

Dans la troisième étape, l'objectif a été d'établir la stratégie de modélisation utilisée pour générer un ensemble de projections hydrologiques du drainage agricole français dans un contexte futur changeant. A cet effet, le modèle hydrologique de drainage SIDRA-RU a été intégré à une chaîne de modélisation hydro-climatique partant de trois scénarios d'émissions de gaz à effet de serre, décrivant trois potentielles trajectoires socio-économiques suivies au cours du XXI^e siècle, jusqu'aux descripteurs hydrologiques. Pour détailler l'analyse sur le temps futur, celui-ci a été découpé en trois périodes : futur proche (2006-2040), futur intermédiaire (2041-2070), futur lointain (2071-2099). Afin d'évaluer le degré de confiance à accorder aux résultats, un ensemble d'analyses a été réalisé pour évaluer l'incertitude induite par l'utilisation des projections climatiques sur les descripteurs hydrologiques le long de la chaîne de modélisation. Ces évaluations ont toutes été réalisées sur la parcelle P4 du site de La Jaillière, jugée représentative d'une large majorité du drainage agricole français. Parmi ces analyses, une évaluation de la propagation des incertitudes a été réalisée pour évaluer la contribution de chaque maille de la chaîne de modélisation à l'incertitude totale. A cet effet, un large jeu de données de projections climatiques a été utilisé pour alimenter trois modèles hydrologiques sur trois jeux de paramètres par modèle. Les résultats ont montré que les modèles climatiques constituent la plus grande source d'incertitude (entre 50 % et 90 %). Ce type d'étude n'étant que rarement réalisé dans la littérature, cela a constitué un aspect original de ce travail de thèse.

Enfin, les 17 descripteurs hydrologiques ont pu être simulés sur les 22 sites en utilisant la chaîne hydro-climatique établie précédemment. Les résultats ont montré que l'impact du changement

climatique sur le drainage agricole français dépendait peu des caractéristiques intrinsèques à chaque site mais davantage de la période future étudiée et de la trajectoire socio-économique suivie. Dès lors, l'hydrologie du drainage agricole évoluera généralement de manière homogène sur la très grande majorité des 22 sites étudiés. Parmi tous les résultats obtenus, nous avons observé que plus nous nous rapprocherons de 2100 et plus la trajectoire suivie sera pessimiste, plus les impacts du changement climatique sur les descripteurs hydrologiques seront importants. En considérant le RCP8.5, qui présente les changements les plus importants, nous avons pu séparer les principaux changements observés sur l'hydrologie du drainage en deux grandes familles :

- Une intensification des écoulements sur la période hivernale. La médiane sur les 22 sites fait état d'une augmentation du volume drainé en hiver (octobre à mars) de +7 à +24 mm.(6mois)⁻¹ (≈ 5 % à 19 %) par rapport à un volume historique de 128 ± 7 mm.(6mois)⁻¹. De manière générale, les périodes d'écoulements n'évolueront significativement pas et l'occurrence des phénomènes de crues ne changera pas non plus. Cependant, ces derniers seront plus intenses avec une moyenne annuelle des pics de crues augmentant de +0.21 mm.j⁻¹ à +0.75 mm.j⁻¹ par rapport à une valeur historique médiane de 4.7 ± 0.17 mm.j⁻¹ sur les 22 sites. Ces phénomènes sont corrélés avec le fait que le volume de précipitation sur la saison hivernale augmentera au cours du XXI^e siècle ;
- Une intensification de la période sèche de plus en plus longue avec une évapotranspiration potentielle en forte augmentation d'ici à la fin du siècle. La valeur médiane de la durée du réservoir sol à désaturation augmentera entre +7 et +24 jours (+100 % à + 600 %) par rapport à une valeur historique médiane de 3 ± 1 jours sur les 22 sites. De même, la durée annuelle marquée par des débits nuls augmentera jusqu'à +10 jours (+ 4 %) par rapport à une valeur médiane historique de 223 ± 5 jours.

Il est important que considérer que ces résultats sont fournis à titre indicatif et ne représentent pas nécessairement les valeurs futures réelles. Les incertitudes associées aux projections suggèrent que les caractéristiques de l'hydrologie du drainage agricole pourront fortement différer d'une année à l'autre, d'une manière qu'il est très difficile de quantifier. De plus, même si nos analyses n'ont pas révélé d'écarts significatifs entre les sites corrélables à leurs caractéristiques (ici limitées à celles que nous avons analysées), il est certain que des divergences seront observables entre les différents milieux drainés. Cet ensemble d'éléments ne rendra pas la tâche facile aux acteurs concernés par le drainage agricole pour anticiper ces changements et les aider dans leur gestion future.

Cependant, l'exploitation de ces résultats a permis de mettre en avant des impacts relativement généralisables du changement climatique sur la pratique du drainage agricole en France. En effet, nous avons vu que l'intensification des écoulements hivernaux était à l'origine d'une potentielle remise en question de l'efficacité du dimensionnement actuel des réseaux. De nouvelles recommandations sont à prévoir pour adapter le dimensionnement des réseaux aux conditions climatiques futures, qui dépendront des objectifs recherchés. Une analyse sur la parcelle P4 du site de La Jaillière a révélé que l'écartement des drains permettrait d'augmenter la durée requise pour mettre le réseau de drainage en charge. Cet écartement des drains permettrait de limiter les écoulements en sortie du réseau, ce qui serait intéressant d'un point de vue environnemental car cela limiterait la lixiviation de polluants d'origine agro-chimiques dans les eaux du territoire environnant. Cependant, cet écartement augmenterait également le temps de ressuyage des sols et ne permettrait pas au réseau de rabattre la nappe du sol suffisamment vite, comme ce qui est initialement prévu dans son dimensionnement actuel. Dès lors, des conséquences négatives sont à prévoir sur la portance du sol, les interventions agricoles qui en découlent et à terme la productivité agricole. Des analyses complémentaires sont requises pour détailler cette évaluation.

Par ailleurs, des premières analyses sur les cultures en place sur les sols drainés ont montré qu'il sera nécessaire d'adapter les systèmes culturaux actuels aux nouvelles conditions hydriques du XXI^e siècle. En effet, l'intensification des crues en hiver dans le futur mettra en danger les cultures en

place, comme les céréales d'hiver (blé, orge, colza) qui représentent actuellement les proportions les plus importantes d'occupation des sols. De même, le volume drainé durant la saison sèche tendra à diminuer ce qui montre que la disponibilité de l'eau sera limitée sur cette période, avec des conséquences dommageables pour des cultures de printemps cultivées plus tardivement comme le maïs. Cela suggère une intensification des besoins en irrigation sur une période déjà en stress hydrique, accentuant la pression sur la ressource en eau.

Enfin, la qualité des eaux issues du drainage est également sujette à évolution sous changement climatique. Plus spécifiquement, l'intensification des crues en hiver s'accompagnera d'une intensification de la lixiviation de produits d'origine agro-chimique type nitrates et pesticides, respectivement fonction du volume d'eau et de la fréquence d'apparition des crues. Cette lixiviation croissante sera particulièrement effective pour les produits appliqués sur les cultures d'hiver. Par ailleurs, l'augmentation des phénomènes de sécheresse induira également une dégradation de la qualité des eaux d'origine agricole, en grande majorité parce que le développement des plantes sera potentiellement ralenti par l'augmentation des températures et les nutriments du sol comme l'azote ne seront plus consommés. Dès lors, la quantité potentiellement mobilisable lors de la période d'écoulement suivante augmentera. Il est à noter que ces bilans considèrent que les pratiques phytosanitaires dans le futur resteront similaires à ce qu'elles sont aujourd'hui.

Pour le mot de la fin, nous dirons que nous nous sommes essentiellement concentrés sur la dimension hydrologique du drainage agricole dans ce travail de thèse. Une intégration plus poussée des pratiques agricoles, en évaluant le devenir de plusieurs systèmes culturaux, et des pratiques phytosanitaires associées permettrait de constituer un bilan plus détaillé du drainage agricole français sous changement climatique. Cela constitue la voie de travail principale d'amélioration des conclusions de cette thèse.

Références

- Abd-Elaty, I., Sallam, G.A.H., Straface, S., Scozzari, A., 2019. Effects of climate change on the design of subsurface drainage systems in coastal aquifers in arid/semi-arid regions: Case study of the Nile delta. *Science of The Total Environment* 672, 283–295. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.483>
- Adriaanse, P., Allen, R., Gouy, V., Hollis, J., Hosang, J., Jarvis, N., Jarvis, T., Klein, M., Layton, R., Linders, J., 1996. Surface water models and EU registration of plant protection products. IRSTEA.
- Alaoui, A., Germann, P., Jarvis, N., Acutis, M., 2003. Dual-porosity and kinematic wave approaches to assess the degree of preferential flow in an unsaturated soil. *Hydrological Sciences Journal* 48, 455–472. <https://doi.org/10.1623/hysj.48.3.455.45289>
- Ale, S., Gowda, P.H., Mulla, D.J., Moriasi, D.N., Youssef, M.A., 2013. Comparison of the performances of DRAINMOD-NII and ADAPT models in simulating nitrate losses from subsurface drainage systems. *Agricultural Water Management* 129, 21–30. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.07.008>
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper (FAO).
- Andréassian, V., Coron, L., Lerat, J., Le Moine, N., 2016. Climate elasticity of streamflow revisited – an elasticity index based on long-term hydrometeorological records. *Hydrology and Earth System Sciences* 20, 4503–4524. <https://doi.org/10.5194/hess-20-4503-2016>
- Antoine, P., 2002. Les loess en France et dans le Nord-Ouest européen. *Rev. Fr. Geotech.* 3–21. <https://doi.org/10.1051/geotech/2002099003>
- Arlot, M.-P., 1999. Nitrates dans les eaux : Drainage acteur, drainage témoin ? Les enseignements d’une approche hydrologique et hydraulique sur (1) l’influence du drainage agricole sur la contamination diffuse des eaux par les nitrates et (2) sur les possibilités d’utiliser les parcelles drainées pour l’analyse de la dite contamination (These de doctorat). Paris 6.
- Armstrong, A.C., Rands, J.G., Castle, D.A., 1988. Drainage benefits: Watertable control, workability and crop yields. *Agricultural Water Management, Agrohydrology - Recent Developments* 14, 43–52. [https://doi.org/10.1016/0378-3774\(88\)90059-5](https://doi.org/10.1016/0378-3774(88)90059-5)
- Arnell, N.W., Gosling, S.N., 2016. The impacts of climate change on river flood risk at the global scale. *Climatic Change* 134, 387–401. <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1084-5>
- Arnell, N.W., Reynard, N.S., 1996. The effects of climate change due to global warming on river flows in Great Britain. *Journal of Hydrology* 183, 397–424. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02950-8](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02950-8)
- Augeard, B., Nedelec, Y., Birgand, F., Chaumont, C., Ansart, P., 2008. Effect of a nonlinear runoff response on flood statistical properties : the case of a tile-drained watershed, in: IAHS-AISH publication. Perugia, Italy, pp. 124–133.
- Awad, A., Luo, W., Zou, J., 2021. DRAINMOD simulation of paddy field drainage strategies and adaptation to future climate change in lower reaches of the Yangtze river basin*. *Irrigation and Drainage* 70, 819–831. <https://doi.org/10.1002/ird.2564>
- Baize, D., Jabiol, B., 2011. Guide pour la description des sols, Collection Savoir-Faire. Editions Quae.
- Barrera, C., Núñez Cobo, J., Souvignet, M., Oyarzún, J., Oyarzún, R., 2020. Streamflow elasticity, in a context of climate change, in arid Andean watersheds of north-central Chile. *Hydrological Sciences Journal* 65, 1707–1719. <https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1770764>

- Battude, M., Al Bitar, A., Brut, A., Tallec, T., Huc, M., Cros, J., Weber, J.-J., Lhuissier, L., Simonneaux, V., Demarez, V., 2017. Modeling water needs and total irrigation depths of maize crop in the south west of France using high spatial and temporal resolution satellite imagery. *Agricultural Water Management* 189, 123–136. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.04.018>
- Bauwens, A., Sohier, C., Degre, A., 2011. Hydrological response to climate change in the Lesse and the Vesdre catchments: contribution of a physically based model (Wallonia, Belgium). *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 15, 1745–1756. <https://doi.org/10.5194/hess-15-1745-2011>
- Beaufort, A., Bottet, Q., Thirel, G., Sauquet, E., 2020. Assessing flow intermittence in France under climate change.
- Ben-Ari, T., Boé, J., Ciais, P., Lecerf, R., Van der Velde, M., Makowski, D., 2018. Causes and implications of the unforeseen 2016 extreme yield loss in the breadbasket of France. *Nat Commun* 9, 1627. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04087-x>
- Benoit, M., Garnier, J., Billen, G., Tournebize, J., Gréhan, E., Mary, B., 2015. Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an organic and a conventional cropping system (Seine basin, France). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 213, 131–141. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.07.030>
- Berg, P., Bosshard, T., Yang, W., 2015. Model Consistent Pseudo-Observations of Precipitation and Their Use for Bias Correcting Regional Climate Models. *Climate* 3, 118–132. <https://doi.org/10.3390/cli3010118>
- Beulke, S., Brown, C.D., Jarvis, N.J., 2001. Macro: A Preferential Flow Model to Simulate Pesticide Leaching and Movement to Drains, in: Linders, J.B.H.J. (Ed.), *Modelling of Environmental Chemical Exposure and Risk*, NATO ASI Series. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 117–132. https://doi.org/10.1007/978-94-010-0884-6_12
- Biancamaria, S., Mballo, M., Le Moigne, P., Sánchez Pérez, J.M., Espitalier-Noël, G., Grusson, Y., Cakir, R., Häfliger, V., Barathieu, F., Trasmonte, M., Boone, A., Martin, E., Sauvage, S., 2019. Total water storage variability from GRACE mission and hydrological models for a 50,000 km² temperate watershed: the Garonne River basin (France). *Journal of Hydrology: Regional Studies* 24, 100609. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100609>
- Billy, C., Birgand, F., Sebilou, M., Billen, G., Tournebize, J., Kao, C., 2011. Nitrate dynamics in artificially drained nested watersheds. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, Man and River Systems: From pressures to physical, chemical and ecological status* 36, 506–514. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2008.09.007>
- Bouarfa, S., Zimmer, D., 2000. Water-table shapes and drain flow rates in shallow drainage systems. *Journal of Hydrology* 235, 264–275. [https://doi.org/10.1016/s0022-1694\(00\)00280-8](https://doi.org/10.1016/s0022-1694(00)00280-8)
- Boussinesq, J., 1904. Recherches théoriques sur l'écoulement des nappes d'eau infiltrées dans le sol et sur le débit des sources. *Journal de Mathématiques Pures et Appliquées* 10, 5–78.
- Bouthier, A., 2013. Mesurer: connaitre la reserve util de ses sols pour mieux evaluer ses besoins en eau. *Perspectives agricoles* 24–26.
- Bowling, L.C., Kladvik, E.J., 2016. Trend analysis of the SEPAC 30 year drainage climatology, in: 2016 10th International Drainage Symposium Conference, 6-9 September 2016, Minneapolis, Minnesota. American Society of Agricultural and Biological Engineers, pp. 1–7.
- Branger, F., Tournebize, J., Carluier, N., Kao, C., Braud, I., Vauclin, M., 2009. A simplified modelling approach for pesticide transport in a tile-drained field: The PESTDRAIN model. *Agricultural Water Management* 96, 415–428. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.09.005>

- 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>
- Brisson, N., Levrault, F., 2012. *Changement climatique, agriculture et forêt en France: simulations d'impacts sur les principales espèces*, ADEME Éditions. ed, Le Livre Vert du projet CLIMATOR (2007--2010). Angers, France.
- Broadhead, R.G., Skaggs, R.W., 1982. *Drainage strategies and peak flood flows*. American Society of Agricultural Engineers (ASAE), St Joseph, MI.
- Brown, C.D., van Beinum, W., 2009. Pesticide transport via sub-surface drains in Europe. *Environmental Pollution, Persistent Organic Pollutants in Mountainous Areas* 157, 3314–3324. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.06.029>
- Brown, R.A., Skaggs, R.W., Hunt, W.F., 2013. Calibration and validation of DRAINMOD to model bioretention hydrology. *Journal of Hydrology* 486, 430–442. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.02.017>
- Caubel, J., Garcia de Cortazar-Atauri, I., Vivant, A.C., Launay, M., de Noblet-Ducoudré, N., 2018. Assessing future meteorological stresses for grain maize in France. *Agricultural Systems* 159, 237–247. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.02.010>
- Ceglar, A., Toreti, A., Lecerf, R., Van der Velde, M., Dentener, F., 2016. Impact of meteorological drivers on regional inter-annual crop yield variability in France. *Agricultural and Forest Meteorology* 216, 58–67. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.10.004>
- Cemagref Antony DAAN, 1990. *Glossary of hydraulic terms used in agricultural drainage, Glossaire des termes de l'hydraulique du drainage agricole*. Cemagref Editions, Antony.
- Charlton, M.B., Arnell, N.W., 2014. Assessing the impacts of climate change on river flows in England using the UKCP09 climate change projections. *Journal of Hydrology* 519, 1723–1738. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.09.008>
- Chauveau, M., Chazot, S., Perrin, C., Bourgin, P.-Y., Sauquet, E., Vidal, J.-P., Rouchy, N., Martin, E., David, J., Norotte, T., Maugis, P., Lacaze, X.D., 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>
- Chelil, S., Henine, H., Chaumont, C., Tournebize, J., 2022a. NIT-DRAIN model to simulate nitrate concentrations and leaching in a tile-drained agricultural field. *Agricultural Water Management* 271, 107798. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2022.107798>
- Chelil, S., Oubanas, H., Henine, H., Gejadze, I., Olivier Malaterre, P., Tournebize, J., 2022b. Variational Data Assimilation to Improve Subsurface Drainage Model Parameters. *Journal of Hydrology* 128006. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128006>
- Christierson, B. v., Vidal, J.-P., Wade, S.D., 2012. Using UKCP09 probabilistic climate information for UK water resource planning. *Journal of Hydrology* 424–425, 48–67. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.12.020>
- Collet, L., 2013. *Capacité à satisfaire la demande en eau sous contraintes climatique et anthropique un bassin méditerranéen (thesis)*. <http://www.theses.fr>. Montpellier 2.
- Córdova, M., Carrillo-Rojas, G., Crespo, P., Wilcox, B., Célleri, R., 2015. Evaluation of the Penman-Monteith (FAO 56 PM) Method for Calculating Reference Evapotranspiration Using Limited Data. *Mountain Research and Development* 35, 230–239. <https://doi.org/10.1659/mrd-journal-d-14-0024.1>

- Coron, L., Delaigue, O., Thirel, G., Perrin, C., Michel, C., 2020. airGR: Suite of GR Hydrological Models for Precipitation-Runoff Modelling. R package version 1.4.3.65. <https://doi.org/10.15454/EX11NA>
- Coron, L., Thirel, G., Delaigue, O., Perrin, C., Andréassian, V., 2017. The Suite of Lumped GR Hydrological Models in an R package. *Environmental Modelling and Software* 94, 166–171. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.05.002>
- Cui, Z., Zhang, F., Chen, X., Dou, Z., Li, J., 2010. In-season nitrogen management strategy for winter wheat: Maximizing yields, minimizing environmental impact in an over-fertilization context. *Field Crops Research* 116, 140–146. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2009.12.004>
- da Silva, A.M. da, Manfre, L.A., Urban, R.C., Silva, V.H.O., Manzatto, M.P., Norton, L.D., 2015. Organic farm does not improve neither soil, or water quality in rural watersheds from southeastern Brazil. *Ecological Indicators* 48, 132–146. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.07.044>
- Dairon, R., Dutertre, A., Tournebize, J., Marks-Perreau, J., Carluer, N., 2017. Long-term impact of reduced tillage on water and pesticide flow in a drained context. *Environ Sci Pollut Res* 24, 6866–6877. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8123-x>
- 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 décennies (phd). Université de Toulouse, Université Toulouse III - Paul Sabatier, Toulouse, France.
- Dayon, G., Boé, J., Martin, E., 2015. Transferability in the future climate of a statistical downscaling method for precipitation in France. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 120, 1023–1043. <https://doi.org/10.1002/2014JD022236>
- Dayon, G., Boe, J., Martin, E., Gailhard, J., 2018. Impacts of climate change on the hydrological cycle over France and associated uncertainties. *Comptes Rendus Géoscience* 350, 141–153. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2018.03.001>
- Dayyani, S., Prasher, S., Madani, A., Madramootoo, C., 2012. Impact of Climate Change on the Hydrology and Nitrogen Pollution in a Tile-Drained Agricultural Watershed in Eastern Canada. *Transactions of the ASABE* 55, 389–401. <https://doi.org/10.13031/2013.41380>
- De Jong, R., Qian, B., Yang, J.Y., 2008. Modelling nitrogen leaching in Prince Edward Island under climate change scenarios. *Can. J. Soil. Sci.* 88, 61–78. <https://doi.org/10.4141/CJSS07032>
- de Lavenne, A., Andréassian, V., Crochemore, L., Lindström, G., Arheimer, B., 2022. Quantifying multi-year hydrological memory with Catchment Forgetting Curves. *Hydrology and Earth System Sciences* 26, 2715–2732. <https://doi.org/10.5194/hess-26-2715-2022>
- Deelstra, J., 2015. Climate change and subsurface drainage design: results from a small field-scale catchment in south-western Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science* 65, 58–65. <https://doi.org/10.1080/09064710.2014.975836>
- Delcour, I., Spanoghe, P., Uyttendaele, M., 2015. Literature review: Impact of climate change on pesticide use. *Food Research International, Impacts of climate change on food safety* 68, 7–15. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2014.09.030>
- Déqué, M., 2007. Frequency of precipitation and temperature extremes over France in an anthropogenic scenario: Model results and statistical correction according to observed values. *Global and Planetary Change, Extreme Climatic Events* 57, 16–26. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2006.11.030>

- Déqué, M., Somot, S., Sanchez-Gomez, E., Goodess, C.M., Jacob, D., Lenderink, G., Christensen, O.B., 2012. The spread amongst ENSEMBLES regional scenarios: regional climate models, driving general circulation models and interannual variability. *Clim Dyn* 38, 951–964. <https://doi.org/10.1007/s00382-011-1053-x>
- Dingkuhn, M., Géraudeau, E., Gate, P., Legave, J.-M., 2013. Les productions végétales, in: *S'adapter au changement climatique. Agriculture, écosystèmes et territoires, Synthèses*. Quae, Versailles, pp. 91–106.
- Dinnes, D.L., Karlen, D.L., Jaynes, D.B., Kaspar, T.C., Hatfield, J.L., Colvin, T.S., Cambardella, C.A., 2002. Nitrogen Management Strategies to Reduce Nitrate Leaching in Tile-Drained Midwestern Soils. *Agronomy Journal* 94, 153–171. <https://doi.org/10.2134/agronj2002.1530>
- Doocy, S., Daniels, A., Murray, S., Kirsch, T.D., 2013. The Human Impact of Floods: a Historical Review of Events 1980-2009 and Systematic Literature Review. *PLoS Curr* 5, ecurrents.dis.f4deb457904936b07c09daa98ee8171a. <https://doi.org/10.1371/currents.dis.f4deb457904936b07c09daa98ee8171a>
- Doré, T., Dulout, A., 1996. Le gel des terres en Europe : mesure administrative et nouvelles questions agronomiques. *Cahiers Agriculture* 5, 450–459.
- Driessen, P., Deckers, J., Spaargaren, O., Nachtergaele, F., 2000. Lecture notes on the major soils of the world. Food and Agriculture Organization (FAO).
- Dumas, P., Hallegatte, S., Quintana-Segu, P., Martin, E., 2013. The influence of climate change on flood risks in France – first estimates and uncertainty analysis. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 13, 809–821. <https://doi.org/10.5194/nhess-13-809-2013>
- EEA, 2012. Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012 (Technical report No. 12). EEA, Copenhagen, Denmark.
- El-Sayed, A., Shaban, M., 2019. Developing Egyptian water quality index for drainage water reuse in agriculture. *Water Environment Research* 91, 428–440. <https://doi.org/10.1002/wer.1038>
- Evin, G., 2020. QUALYPSO: Partitioning Uncertainty Components of an Incomplete Ensemble of Climate Projections. R package version 1.2.
- 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, 2423–2440. <https://doi.org/10.1175/jcli-d-18-0606.1>
- FAO, 1998. World reference base for soil resources, ISSS Press. ed. International Soil Reference and Information Centre, Rome.
- FAO, 1988. FAO-Unesco Soil Map of the World. Revised Legend. Reprinted with corrections (Technical report No. 60), World Soil Resources. Rome.
- Ferk, M., Ciglič, R., Komac, B., Loczy, D., 2020. Management of small retention ponds and their impact on flood hazard prevention in the Slovenske Gorice Hills. *Acta geographica Slovenica* 60, 107–125. <https://doi.org/10.3986/ags.7675>
- Fovet, O., Humbert, G., Dupas, R., Gascuel-Oudou, C., Gruau, G., Jaffrezic, A., Thelusma, G., Faucheux, M., Gilliet, N., Hamon, Y., Grimaldi, C., 2018. Seasonal variability of stream water quality response to storm events captured using high-frequency and multi-parameter data. *Journal of Hydrology* 559, 282–293. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.02.040>
- Fumière, Q., Déqué, M., Nuissier, O., Somot, S., Alias, A., Caillaud, C., Laurantin, O., Seity, Y., 2020. Extreme rainfall in Mediterranean France during the fall: added value of the CNRM-AROME Convection-Permitting Regional Climate Model. *Clim Dyn* 55, 77–91. <https://doi.org/10.1007/s00382-019-04898-8>

- Gain, A.K., Immerzeel, W.W., Sperna Weiland, F.C., Bierkens, M.F.P., 2011. Impact of climate change on the stream flow of the lower Brahmaputra: trends in high and low flows based on discharge-weighted ensemble modelling. *Hydrology and Earth System Sciences* 15, 1537–1545. <https://doi.org/10.5194/hess-15-1537-2011>
- Garner, G., Van Loon, A.F., Prudhomme, C., Hannah, D.M., 2015. Hydroclimatology of extreme river flows. *Freshwater Biology* 60, 2461–2476. <https://doi.org/10.1111/fwb.12667>
- Gate, P., Brisson, N., 2012. Anticipation des stades phénologiques et raccourcissement des phases, in: *Changement climatique, agriculture et forêt en France: simulations d'impacts sur les principales espèces, Le Livre Vert du projet CLIMATOR (2007--2010)*. Angers, France, pp. 65–78.
- Gayet, G., Baptist, F., Baraille, L., Caessteker, P., Clément, J.-C., Gaillard, J., Gaucherand, S., Isselin-Nondedeu, F., Poinsot, C., Quétier, F., 2016. Méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides - version 1.0. Fondements théoriques, scientifiques et techniques. (Technical report No. Rapport SPN 2016 – 91). Onema, MNHN, Montfort, France.
- Golmohammadi, G., Rudra, R.P., Parkin, G.W., Kulasekera, P.B., Macrae, M., Goel, P.K., 2021. Assessment of Impacts of Climate Change on Tile Discharge and Nitrogen Yield Using the DRAINMOD Model. *Hydrology* 8, 1. <https://doi.org/10.3390/hydrology8010001>
- Golmohammadi, G., Rudra, R.P., Prasher, S.O., Madani, A., Goel, P.K., Mohammadi, K., 2016. Modeling the impacts of tillage practices on water table depth, drain outflow and nitrogen losses using DRAINMOD. *Computers and Electronics in Agriculture* 124, 73–83. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2016.03.031>
- Gordon, B.A., Lenhart, C., Peterson, H., Gamble, J., Nieber, J., Current, D., Brenke, A., 2021. Reduction of nutrient loads from agricultural subsurface drainage water in a small, edge-of-field constructed treatment wetland. *Ecological Engineering* 160, 106128. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106128>
- Gramlich, A., Stoll, S., Stamm, C., Walter, T., Prasuhn, V., 2018. Effects of artificial land drainage on hydrology, nutrient and pesticide fluxes from agricultural fields – A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 266, 84–99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.04.005>
- Green, H., Ampt, G.A., 1912. Studies on Soil Physics: Part II — The Permeability of an Ideal Soil to Air and Water. *The Journal of Agricultural Science* 5, 1–26. <https://doi.org/10.1017/s0021859600001751>
- Grusson, Y., Wesström, I., Joel, A., 2021. Impact of climate change on Swedish agriculture: Growing season rain deficit and irrigation need. *Agricultural Water Management* 251, 106858. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106858>
- Guiot, J., Cramer, W., 2018. Conclusion. Le bassin méditerranéen, le changement climatique et notre avenir commun : Lancer de nouvelles initiatives de recherche pour guider les décisions politiques futures, in: Moatti, J.-P., Thiébaud, S. (Eds.), *The Mediterranean Region under Climate Change : A Scientific Update, Synthèses*. IRD Éditions, Marseille, pp. 665–669.
- 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>
- Haghazari, F., Karandish, F., Darzi-Naftchali, A., Šimůnek, J., 2020. Dynamic assessment of the impacts of global warming on nitrate losses from a subsurface-drained rainfed-canola field. *Agricultural Water Management* 242, 106420. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106420>

- Hanrahan, B.R., Tank, J.L., Christopher, S.F., Mahl, U.H., Trentman, M.T., Royer, T.V., 2018. Winter cover crops reduce nitrate loss in an agricultural watershed in the central U.S. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 265, 513–523. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.07.004>
- Hattermann, F.F., Krysanova, V., Gosling, S.N., Dankers, R., Daggupati, P., Donnelly, C., Flörke, M., Huang, S., Motovilov, Y., Buda, S., Yang, T., Müller, C., Leng, G., Tang, Q., Portmann, F.T., Hagemann, S., Gerten, D., Wada, Y., Masaki, Y., Alemayehu, T., Satoh, Y., Samaniego, L., 2017. Cross-scale intercomparison of climate change impacts simulated by regional and global hydrological models in eleven large river basins. *Climatic Change* 141, 561–576. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1829-4>
- Hattermann, F.F., Vetter, T., Breuer, L., Su, B., Daggupati, P., Donnelly, C., Fekete, B., Flörke, F., Gosling, S.N., Hoffmann, P., Liersch, S., Masaki, Y., Motovilov, Y., Müller, C., Samaniego, L., Stacke, T., Wada, Y., Yang, T., Krysanova, V., 2018. Sources of uncertainty in hydrological climate impact assessment: a cross-scale study. *Environ. Res. Lett.* 13, 015006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9938>
- Hawkins, E., Fricker, T.E., Challinor, A.J., Ferro, C.A.T., Ho, C.K., Osborne, T.M., 2013. Increasing influence of heat stress on French maize yields from the 1960s to the 2030s. *Global Change Biology* 19, 937–947. <https://doi.org/10.1111/gcb.12069>
- Helal, E., Shaban, M., El-Karim, E.A., Ellayen, A., 2021. A comprehensive management model to maximize the benefits of agriculture drainage water reuse. *Water Environment Research* 93, 1722–1733. <https://doi.org/10.1002/wer.1559>
- Henine, H., 2010. Couplage des processus hydrologiques reliant parcelles agricoles drainées, collecteurs enterrés et émissaire à surface libre : intégration à l'échelle du bassin versant (phdthesis). Doctorat Hydrologie Science de l'Eau, Université Paris VI.
- Henine, H., Chaumont, C., Tournebize, J., Augeard, B., Kao, C., Nedelec, Y., 2012. Le rôle des réseaux de drainage agricole dans le ralentissement dynamique des crues : interprétation des données de l'observatoire « Orgeval ». *Sciences Eaux & Territoires Cahier spécial*, 16–23. <https://doi.org/10.3917/set.hs05.0004>
- Henine, H., Jeantet, A., Chaumont, C., Chelil, S., Lauvernet, C., Tournebize, J., 2022. Coupling of a subsurface drainage model with a soil reservoir model to simulate drainage discharge and drain flow start. *Agricultural Water Management* 262, 107318. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107318>
- Henine, H., Nédélec, Y., Ribstein, P., 2014. Coupled modelling of the effect of overpressure on water discharge in a tile drainage system. *Journal of Hydrology* 511, 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.12.016>
- Hooghoudt, S.B., 1940. General consideration of the problem of field drainage by parallel drains, ditches, watercourses, and channels. Contribution to the knowledge of some physical parameters of the soil 7.
- Humbert, G., Jaffrezic, A., Fovet, O., Gruau, G., Durand, P., 2015. Dry-season length and runoff control annual variability in stream DOC dynamics in a small, shallow groundwater-dominated agricultural watershed. *Water Resources Research* 51, 7860–7877. <https://doi.org/10.1002/2015wr017336>
- Ibrahim, T.G., Fenton, O., Richards, K.G., Fealy, R.M., Healy, M.G., 2013. Spatial and temporal variations of nutrient loads in overland flow and subsurface drainage from a marginal land site in South-East Ireland. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 113B, 169–186. <https://doi.org/10.1353/bae.2013.0004>

- IPCC, 2022. *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University, Cambridge, United Kingdom.
- IPCC, 2014. *Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: global and sectoral aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC.* ed, *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability.* Cambridge University Press Cambridge, United Kingdom and New York, NY.
- IPCC, 2008. *Technical Paper on Climate Change and Water, ed. I, IPCC.* ed. Cambridge, United Kingdom/New York, NY, USA.
- Itier, B., Le Bissonnais, Y., Brisson, N., Merot, P., Gascuel-Oudou, C., 2013. *Ressources en eau et qualité des sols, in: S'adapter au changement climatique. Agriculture, écosystèmes et territoires, Synthèses.* Quae, Versailles, pp. 215–226.
- 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., 2014. 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>
- Jamagne, M., 1968. *Bases et techniques d'une cartographie des sols, Annales agronomiques.* Institut National de la Recherche Agronomique, Paris.
- Jamagne, M., Betremieux, R., Begon, J.C., Mori, A., 1977. Quelques données sur la variabilité dans le milieu naturel de la réserve en eau des sols. *Bulletin Technique d'Information* 324–325, 627–641.
- Jarvis, N.J., Hollis, J.M., Nicholls, P.H., Mayr, T., Evans, S.P., 1997. MACRO—DB: a decision-support tool for assessing pesticide fate and mobility in soils. *Environmental Modelling & Software* 12, 251–265. [https://doi.org/10.1016/s1364-8152\(97\)00147-3](https://doi.org/10.1016/s1364-8152(97)00147-3)
- Jaynes, D. b., Colvin, T. s., Karlen, D. l., Cambardella, C. a., Meek, D. w., 2001. Nitrate Loss in Subsurface Drainage as Affected by Nitrogen Fertilizer Rate. *Journal of Environmental Quality* 30, 1305–1314. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.3041305x>
- Jeaftet, A., Henine, H., Chaumont, C., Collet, L., Thirel, G., Tournebize, J., 2021. Robustness of a parsimonious subsurface drainage model at the French national scale. *Hydrology and Earth System Sciences* 25, 5447–5471. <https://doi.org/10.5194/hess-25-5447-2021>
- Jeaftet, A., Thirel, G., Jeliakzov, A., Martin, P., Tournebize, J., 2022. Effects of Climate Change on Hydrological Indicators of Subsurface Drainage for a Representative French Drainage Site. *Frontiers in Environmental Science* 10. <https://doi.org/doi: 10.3389/fenvs.2022.899226>
- Jeaftet, A., Thirel, G., Lemaitre-Basset, T., Tournbize, J., submitted. Uncertainty propagation in the modelling chain of the impact of climate change on a representative French drainage site. *Hydrological Sciences Journal*.
- Jeliakzov, A., Chiron, F., Garnier, J., Besnard, A., Silvestre, M., Jiguet, F., 2014. Level-dependence of the relationships between amphibian biodiversity and environment in pond systems within an intensive agricultural landscape. *Hydrobiologia* 723, 7–23. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1503-z>

- Jiang, Q., Qi, Z., Lu, C., Tan, C.S., Zhang, T., Prasher, S.O., 2020a. Evaluating RZ-SHAW model for simulating surface runoff and subsurface tile drainage under regular and controlled drainage with subirrigation in southern Ontario. *Agricultural Water Management* 237, 106179. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106179>
- Jiang, Q., Qi, Z., Xue, L., Bukovsky, M., Madramootoo, C.A., Smith, W., 2020b. Assessing climate change impacts on greenhouse gas emissions, N losses in drainage and crop production in a subsurface drained field. *Science of The Total Environment* 705, 135969. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135969>
- Katerji, N., Perrier, A., 1983. A model of actual evapotranspiration (ETR) for a field of lucerne: the role of a crop coefficient, *Modelisation de l'évapotranspiration réelle ETR d'une parcelle de luzerne. Role d'un coefficient cultural. Agronomie* 3, 513–521.
- Khaliq, M.N., Ouarda, T.B.M.J., Gachon, P., Sushama, L., St-Hilaire, A., 2009. Identification of hydrological trends in the presence of serial and cross correlations: A review of selected methods and their application to annual flow regimes of Canadian rivers. *Journal of Hydrology* 368, 117–130. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.01.035>
- King, K.W., Williams, M.R., Macrae, M.L., Fausey, N.R., Frankenberger, J., Smith, D.R., Kleinman, P.J.A., Brown, L.C., 2015. Phosphorus Transport in Agricultural Subsurface Drainage: A Review. *Journal of Environmental Quality* 44, 467–485. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.04.0163>
- Kladivko, E.J., Frankenberger, J.R., Jaynes, D.B., Meek, D.W., Jenkinson, B.J., Fausey, N.R., 2004. Nitrate Leaching to Subsurface Drains as Affected by Drain Spacing and Changes in Crop Production System. *Journal of Environmental Quality* 33, 1803–1813. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.1803>
- Klemeš, V., 1986. Operational testing of hydrological simulation models. *Hydrological Sciences Journal* 31, 13–24. <https://doi.org/10.1080/02626668609491024>
- Kling, H., Fuchs, M., Paulin, M., 2012. Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. *Journal of Hydrology* 424–425, 264–277. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.011>
- Kobierska, F., Koch, U., Kasteel, R., Stamm, C., Prasuhn, V., 2020. Plant protection product losses via tile drainage: A conceptual model and mitigation measures. *Agrarforschung Schweiz* 11, 115–123. <https://doi.org/10.34776/afs11-115>
- Konyha, D., Skaggs, R.W., 1992. A Coupled, Field Hydrology – Open Channel Flow Model: Theory. *Transactions of the ASAE* 35, 1431–1440. <https://doi.org/10.13031/2013.28750>
- Kremen, C., 2015. Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1355, 52–76. <https://doi.org/10.1111/nyas.12845>
- Krogh, L., Greve, M.H., 1999. Evaluation of World Reference Base for Soil Resources and FAO Soil Map of the World using nationwide grid soil data from Denmark. *Soil Use and Management* 15, 157–166. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1999.tb00082.x>
- Kundzewicz, Z.W., Kanae, S., Seneviratne, S.I., Handmer, J., Nicholls, N., Peduzzi, P., Mechler, R., Bouwer, L.M., Arnell, N., Mach, K., Muir-Wood, R., Brakenridge, G.R., Kron, W., Benito, G., Honda, Y., Takahashi, K., Sherstyukov, B., 2014. Flood risk and climate change: global and regional perspectives. *Hydrological Sciences Journal* 59, 1–28. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.857411>
- Kuzmanovski, V., Trajanov, A., Leprince, F., Džeroski, S., Debeljak, M., 2015. Modeling water outflow from tile-drained agricultural fields. *Science of The Total Environment* 505, 390–401. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.009>

- Lagacherie, P., Favrot, J.C., 1987. Synthèse générale sur les études de secteurs de référence drainage. INRA.
- Lammoglia, S.-K., Brun, F., Quemar, T., Moeys, J., Barriuso, E., Gabrielle, B., Mamy, L., 2018. Modelling pesticides leaching in cropping systems: Effect of uncertainties in climate, agricultural practices, soil and pesticide properties. *Environmental Modelling & Software* 109, 342–352. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.08.007>
- Lange, B., Germann, P.F., Lüscher, P., 2011. Runoff-generating processes in hydromorphic soils on a plot scale: free gravity-driven versus pressure-controlled flow. *Hydrological Processes* 25, 873–885. <https://doi.org/10.1002/hyp.7873>
- Larsbo, M., Jarvis, N.J., 2003. MACRO 5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil. (Technical report). Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, SWEDEN.
- Larsbo, M., Roulier, S., Stenemo, F., Kasteel, R., Jarvis, N., 2005. An Improved Dual-Permeability Model of Water Flow and Solute Transport in the Vadose Zone. *Vadose Zone Journal* 4, 398–406. <https://doi.org/10.2136/vzj2004.0137>
- Laurent, F., Lesaffre, B., 1983. Etudes statistiques des débits élevés en drainage agricole, Etudes du GEMAGREF. ed. CEMAGREF Editions, Antony, France.
- Le Cor, F., Slaby, S., Dufour, V., Iuretig, A., Feidt, C., Dauchy, X., Banas, D., 2021. Occurrence of pesticides and their transformation products in headwater streams: Contamination status and effect of ponds on contaminant concentrations. *Science of The Total Environment* 788, 147715. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147715>
- Lebrun, J.D., Ayrault, S., Drouet, A., Bordier, L., Fechner, L.C., Uher, E., Chaumont, C., Tournebize, J., 2019. Ecodynamics and bioavailability of metal contaminants in a constructed wetland within an agricultural drained catchment. *Ecological Engineering* 136, 108–117. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.06.012>
- Lemaitre-Basset, T., Collet, L., Thirel, G., Parajka, J., Evin, G., Hingray, B., 2021. 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., 2022a. Evapotranspiration in hydrological models under rising CO₂: 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., 2022b. Unraveling the contribution of potential evaporation formulation to uncertainty under climate change. *Hydrology and Earth System Sciences* 26, 2147–2159. <https://doi.org/10.5194/hess-26-2147-2022>
- Lesaffre, B., 1989. Fonctionnement hydrologique et hydraulique du drainage souterrain des sols temporairement engorgés : débits de pointe et modèle SIDRA : extension des principes théoriques de Boussinesq et Guyon (thesis). Paris 6.
- Letournel, G., Pages, C., Seguin, L., Chaumont, C., TOURNEBIZE, J., 2021. Biodiversité et services écosystémiques des zones tampons humides artificielles de Rampillon (Seine-et-Marne). *Sciences Eaux & Territoires* 12–19. <https://doi.org/10.14758/set-revue.2021.cs5.03>
- Levavasseur, F., Martin, P., Bouty, C., Barbottin, A., Bretagnolle, V., Théron, O., Scheurer, O., Piskiewicz, N., 2016. RPG Explorer: A new tool to ease the analysis of agricultural landscape dynamics with the Land Parcel Identification System. *Computers and Electronics in Agriculture* 127, 541–552. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2016.07.015>

- Lewan, E., Kreuger, J., Jarvis, N., 2009. Implications of precipitation patterns and antecedent soil water content for leaching of pesticides from arable land. *Agricultural Water Management* 96, 1633–1640. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.06.006>
- Licker, R., Kucharik, C.J., Doré, T., Lindeman, M.J., Makowski, D., 2013. Climatic impacts on winter wheat yields in Picardy, France and Rostov, Russia: 1973–2010. *Agricultural and Forest Meteorology* 176, 25–37. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.02.010>
- Lobell, D.B., Schlenker, W., Costa-Roberts, J., 2011. Climate Trends and Global Crop Production Since 1980. *Science* 333, 616–620. <https://doi.org/10.1126/science.1204531>
- Lychuk, T.E., Hill, R.L., Izaurralde, R.C., Momen, B., Thomson, A.M., 2021. Evaluation of climate change impacts and effectiveness of adaptation options on nitrate loss, microbial respiration, and soil organic carbon in the Southeastern USA. *Agricultural Systems* 193, 103210. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2021.103210>
- Ma, L., C. Ascough II, J., R. Ahuja, L., J. Shaffer, M., D. Hanson, J., W. Rojas, K., 2000. Root zone water quality model sensitivity analysis using monte carlo simulation. *Transactions of the ASAE* 43, 883–895. <https://doi.org/10.13031/2013.2984>
- Malézieux, E., Crozat, Y., Dupraz, C., Laurans, M., Makowski, D., Ozier-Lafontaine, H., Rapidel, B., de Tourdonnet, S., Valantin-Morison, M., 2009. Mixing plant species in cropping systems: concepts, tools and models. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 29, 43–62. <https://doi.org/10.1051/agro:2007057>
- Martin, S., Eglin, T., Bardinal, M., 2015. Analyse comparative de scénarios de lutte contre le changement climatique pour l’agriculture à l’horizon 2035 (Final report). ADEME, Paris, France.
- Maurer, E.P., Hidalgo, H.G., Das, T., Dettinger, M.D., Cayan, D.R., 2010. The utility of daily large-scale climate data in the assessment of climate change impacts on daily streamflow in California. *Hydrology and Earth System Sciences* 14, 1125–1138. <https://doi.org/10.5194/hess-14-1125-2010>
- 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. *Hydrology and Earth System Sciences* 17, 1331–1363. <https://doi.org/10.5194/hess-17-1331-2013>
- Mearns, L.O., Arritt, R., Biner, S., Bukovsky, M.S., McGinnis, S., Sain, S., Caya, D., Correia, J., Flory, D., Gutowski, W., Takle, E.S., Jones, R., Leung, R., Moufouma-Okia, W., McDaniel, L., Nunes, A.M.B., Qian, Y., Roads, J., Sloan, L., Snyder, M., 2012. The North American Regional Climate Change Assessment Program: Overview of Phase I Results. *Bulletin of the American Meteorological Society* 93, 1337–1362. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-11-00223.1>
- Mechoso, C.R., Arakawa, A., 2003. GENERAL CIRCULATION | Models, in: Holton, J.R. (Ed.), *Encyclopedia of Atmospheric Sciences*. Academic Press, Oxford, pp. 861–869. <https://doi.org/10.1016/B0-12-227090-8/00157-3>
- Meersmans, J., Martin, M.P., Lacarce, E., de Baets, S., Jolivet, C., Boulonne, L., Saby, N., Lehmann, S., Bispo, A., Arrouays, D., 2012. A high resolution map of French soil organic carbon. *Agronomy for Sustainable Development* 32, 841–851. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0086-9>
- Mehan, S., Aggarwal, R., Gitau, M.W., Flanagan, D.C., Wallace, C.W., Frankenberger, J.R., 2019. Assessment of hydrology and nutrient losses in a changing climate in a subsurface-drained watershed. *Science of The Total Environment* 688, 1236–1251. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.314>

- Meyer, N., Bergez, J.-E., Constantin, J., Justes, E., 2018. Cover crops reduce water drainage in temperate climates: A meta-analysis. *Agron. Sustain. Dev.* 39, 3. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0546-y>
- Moeys, J., Larsbo, M., Bergström, L., Brown, C.D., Coquet, Y., Jarvis, N.J., 2012. Functional test of pedotransfer functions to predict water flow and solute transport with the dual-permeability model MACRO. *Hydrology and Earth System Sciences* 16, 2069–2083. <https://doi.org/10.5194/hess-16-2069-2012>
- 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)
- Mulqueen, J., 1998. Depth, spacing and length of mole drains with applications to afforestation. *Irish Journal of Agricultural and Food Research* 37, 39–49.
- Nally, R.M., Walsh, C.J., 2004. Hierarchical partitioning public-domain software. *Biodiversity and Conservation* 13, 659–660. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000009515.11717.0b>
- Navarro-Racines, C., Tarapues, J., Thornton, P., Jarvis, A., Ramirez-Villegas, J., 2020. High-resolution and bias-corrected CMIP5 projections for climate change impact assessments. *Scientific Data* 7, 7. <https://doi.org/10.1038/s41597-019-0343-8>
- Nazir, A., Das Lohano, H., 2022. Resilience Through Crop Diversification in Pakistan, in: Enamul Haque, A.K., Mukhopadhyay, P., Nepal, M., Shammin, M.R. (Eds.), *Climate Change and Community Resilience: Insights from South Asia*. Springer, Singapore, pp. 431–442. https://doi.org/10.1007/978-981-16-0680-9_28
- Nedelec, Y., 2005. Interactions en crue entre drainage souterrain et assainissement agricole. ENGREF (AgroParisTech).
- Nicolle, P., Andréassian, V., Royer-Gaspard, P., Perrin, C., Thirel, G., Coron, L., Santos, L., 2021. Technical note: RAT – a robustness assessment test for calibrated and uncalibrated hydrological models. *Hydrology and Earth System Sciences* 25, 5013–5027. <https://doi.org/10.5194/hess-25-5013-2021>
- Nijland, H., Croon, F., Ritzema, H., 2005. Subsurface drainage practices : Guidelines for the implementation, operation and maintenance of subsurface pipe drainage systems.
- Olesen, J.E., Børgesen, C.D., Hashemi, F., Jabloun, M., Bar-Michalczyk, D., Wachniew, P., Zurek, A.J., Bartosova, A., Bosshard, T., Hansen, A.L., Refsgaard, J.C., 2019. Nitrate leaching losses from two Baltic Sea catchments under scenarios of changes in land use, land management and climate. *Ambio* 48, 1252–1263. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01254-2>
- Oudin, L., 2004. Recherche d'un modèle d'évapotranspiration potentielle pertinent comme entrée d'un modèle pluie-débit global (phdthesis). ENGREF (AgroParisTech).
- Parsinejad, M., Akram, M., 2018. A Fresh Look at Drainage for Agriculture. *Irrigation and Drainage* 67, 8–16. <https://doi.org/10.1002/ird.2255>
- Pasquier, C., Angevin, F., Bail, M.L., 2020. Contribuer au diagnostic des obstacles à la réduction des herbicides dans les exploitations agricoles françaises. *Enquêtes sur le plateau du Neubourg. Innovations Agronomiques* 81, 151. <https://doi.org/10.15454/6qrb-e703>
- Pavelis, G.A. (Ed.), 1987. *Farm drainage in the United States : history, status, and prospects*, USDA - Miscellaneous publication. Washington, DC : U.S. Dept. of Agriculture, Economic Research Service : for sale by Supt. of Docs., U.S. G.P.O., Washington D.C., United States.
- Pease, L.A., Fausey, N.R., Martin, J.F., Brown, L.C., 2017. Projected climate change effects on subsurface drainage and the performance of controlled drainage in the Western Lake Erie

- Basin. *Journal of Soil and Water Conservation* 72, 240–250. <https://doi.org/10.2489/jswc.72.3.240>
- Peredo, D., Ramos, M.-H., Andréassian, V., Oudin, L., 2022. Investigating hydrological model versatility to simulate extreme flood events. *Hydrological Sciences Journal* 67, 628–645. <https://doi.org/10.1080/02626667.2022.2030864>
- Perrin, C., 2000. Vers une amélioration d'un modèle global pluie-débit au travers d'une approche comparative. Institut National Polytechnique de Grenoble, Cemagref, Antony, France.
- Perrin, F., Sauzey, P., Menoret, B., Roche, P.-A., 2017. Inondations de mai et juin 2016 dans les bassins moyens de la Seine et de la Loire-Retour d'expérience (Rapport final No. CGEDD n°010743-01 et IGA n°16080-R). Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer - Ministère de l'Intérieur, Paris, France.
- Phillips, N.A., 1956. The general circulation of the atmosphere: A numerical experiment. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 82, 123–164. <https://doi.org/10.1002/qj.49708235202>
- Pinsard, C., 2022. Assessing the resilience of European farming systems to consequences of global peak oil using a dynamic nitrogen flow model (phdthesis). Université Paris-Saclay, Paris, France.
- Potter, N.J., Chiew, F.H.S., Charles, S.P., Fu, G., Zheng, H., Zhang, L., 2020. Bias in dynamically downscaled rainfall characteristics for hydroclimatic projections. *Hydrology and Earth System Sciences* 24, 2963–2979. <https://doi.org/10.5194/hess-24-2963-2020>
- Préau, C., Tournebize, J., Lenormand, M., Alleaume, S., Boussada, V.G., Luque, S., 2022. Habitat connectivity in agricultural landscapes improving multi-functionality of constructed wetlands as nature-based solutions. *Ecological Engineering* 182, 106725. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106725>
- 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. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111, 3262–3267. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222473110>
- Prudhomme, C., Wilby, R.L., Crooks, S., Kay, A.L., Reynard, N.S., 2010. Scenario-neutral approach to climate change impact studies: Application to flood risk. *Journal of Hydrology* 390, 198–209. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.06.043>
- R Core Team, 2021. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rahman, M.M., Lin, Z., Jia, X., Steele, D.D., DeSutter, T.M., 2014. Impact of subsurface drainage on streamflows in the Red River of the North basin. *Journal of Hydrology* 511, 474–483. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.01.070>
- Randall, DA, ., Editor, Zehnder, J.,. Reviewer, 2001. General Circulation Model Development: Past, Present, and Future. *International Geophysics Series, Vol 70. Applied Mechanics Reviews* 54, B94. <https://doi.org/10.1115/1.1399682>
- Rasouli, K., Pomeroy, J.W., Whitfield, P.H., 2022. The sensitivity of snow hydrology to changes in air temperature and precipitation in three North American headwater basins. *Journal of Hydrology* 606, 127460. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127460>
- Ravier, C., 2017. Conception innovante d'une méthode de fertilisation azotée : Articulation entre diagnostic des usages, ateliers participatifs et modélisation (Theses). Université Paris Saclay (COmUE), Paris, France.

- Rebière, B., 1996. Effet d'un excès d'eau sur la croissance d'une culture de blé d'hiver. Identification d'une variable de stress et analyse de la réponse de la culture. Institut de Mécanique des Fluides, Strasbourg.
- Revuelta-Acosta, J.D., Flanagan, D.C., Engel, B.A., King, K.W., 2021. Improvement of the Water Erosion Prediction Project (WEPP) model for quantifying field scale subsurface drainage discharge. *Agricultural Water Management* 244, 106597. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106597>
- RGA 2010 - Agreste [WWW Document], 2010. URL <http://recensement-agricole.agriculture.gouv.fr/> (accessed 8.25.20).
- Riahi, K., Rao, S., Krey, V., Cho, C., Chirkov, V., Fischer, G., Kindermann, G., Nakicenovic, N., Rafaj, P., 2011. RCP 8.5—A scenario of comparatively high greenhouse gas emissions. *Climatic Change* 109, 33. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0149-y>
- Ribes, A., Thao, S., Vautard, R., Dubuisson, B., Somot, S., Colin, J., Planton, S., Soubeyroux, J.-M., 2019. Observed increase in extreme daily rainfall in the French Mediterranean. *Clim Dyn* 52, 1095–1114. <https://doi.org/10.1007/s00382-018-4179-2>
- Richer-de-Forges, A., Feller, C., Jamagne, M., Arrouays, D., 2008. Perdus dans le triangle des textures. *Étude et Gestion des Sols* 15, 97–112.
- Robinson, M., Rycroft, D.W., 1999. The Impact of Drainage on Streamflow, in: *Agricultural Drainage*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 767–800. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr38.c23>
- Roche, R., 2012. Complexité des évolutions du rendement des cultures, in: *Changement climatique, agriculture et forêt en France: simulations d'impacts sur les principales espèces*, Le Livre Vert du projet CLIMATOR (2007--2010). Angers, France, pp. 127–138.
- Saadi, S., Todorovic, M., Tanasijevic, L., Pereira, L.S., Pizzigalli, C., Lionello, P., 2015. Climate change and Mediterranean agriculture: Impacts on winter wheat and tomato crop evapotranspiration, irrigation requirements and yield. *Agricultural Water Management, Agricultural Water Management: Priorities and Challenges* 147, 103–115. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.05.008>
- Safaei Khorram, M., Zhang, Q., Lin, D., Zheng, Y., Fang, H., Yu, Y., 2016. Biochar: A review of its impact on pesticide behavior in soil environments and its potential applications. *Journal of Environmental Sciences* 44, 269–279. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.12.027>
- Salla, A., Salo, H., Koivusalo, H., 2021. Controlled drainage under two climate change scenarios in a flat high-latitude field. *Hydrology Research* 53, 14–28. <https://doi.org/10.2166/nh.2021.058>
- Saporta, G., 2011. *Probabilités, Analyse des données et statistique*, Technip. ed.
- Savabi, M.R., 1993. Modeling Subsurface Drainage and Surface Runoff with WEPP. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 119, 801–813. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9437\(1993\)119:5\(801\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9437(1993)119:5(801))
- Shaban, M., 2020. Drainage water reuse in the Nile Delta of Egypt: Fitting density functions and assessing temporal trends*. *Irrigation and Drainage* 69, 788–805. <https://doi.org/10.1002/ird.2456>
- Skaggs, R.W., 1981. *Methods for Design and Evaluation of Drainage Water Management Systems for Soils with High Water Tables*, DRAINMOD. North Carolina State University, Raleigh.
- Skaggs, R.W., Tang, Y.K., 1979. Effect of Drain Diameter, Openings and Envelopes on Water Table Drawdown. *Transactions of the ASAE* 22, 326–333. <https://doi.org/10.13031/2013.35014>
- Skaggs, R.W., Youssef, M., Chescheir, G.M., 2012. DRAINMOD: model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE* 55, 1509–1522. <https://doi.org/10.13031/2013.42259>

- Sloan, B.P., Basu, N.B., Mantilla, R., 2016. Hydrologic impacts of subsurface drainage at the field scale: Climate, landscape and anthropogenic controls. *Agricultural Water Management* 165, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.10.008>
- Sobol, I., 1990. Sensitivity Estimates for Nonlinear Mathematical Models.
- Sojka, M., Kozłowski, M., Kęsicka, B., Wróżyński, R., Stasik, R., Napierała, M., Jaskała, J., Liberacki, D., 2020. The effect of climate change on controlled drainage effectiveness in the context of groundwater dynamics, surface, and drainage outflows. Central-western Poland case study. *Agronomy* 10. <https://doi.org/10.3390/agronomy10050625>
- Soubeyroux, J.-M., Bernus, S., Corre, L., Drouin, A., Dubuisson, B., Etchevers, P., Gouget, V., Josse, P., Kerdoncuff, M., Samacoits, R., Tocquer, F., 2021. Les nouvelles projections climatiques de référence DRIAS 2020 pour la métropole (Technical report). Météo-France, Toulouse, France.
- Soussana, J.-F., 2013. *S'adapter au changement climatique. Agriculture, écosystèmes et territoires*, Cirad, Ifremer, Inra, Irstea. ed, Synthèses. Quae, Versailles.
- Steffens, K., Larsbo, M., Moeys, J., Kjellström, E., Jarvis, N., Lewan, E., 2014. Modelling pesticide leaching under climate change: parameter vs. climate input uncertainty. *Hydrology and Earth System Sciences* 18, 479–491. <https://doi.org/10.5194/hess-18-479-2014>
- Strohmeier, L., Fovet, O., Akkal-Corfini, N., Dupas, R., Durand, P., Faucheux, M., Gruau, G., Hamon, Y., Jaffrezic, A., Minaudo, C., Petitjean, P., Gascuel-Oudou, C., 2020. Multitemporal Relationships Between the Hydroclimate and Exports of Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in a Small Agricultural Watershed. *Water Resources Research* 56, e2019WR026323. <https://doi.org/10.1029/2019wr026323>
- Talleg, G., Ansart, P., Guérin, A., Delaigue, O., Blanchouin, A., 2015. Observatoire Oracle. <https://doi.org/10.17180/OBS.ORACLE>
- Tamburini, G., Bommarco, R., Wanger, T.C., Kremen, C., van der Heijden, M.G.A., Liebman, M., Hallin, S., 2020. Agricultural diversification promotes multiple ecosystem services without compromising yield. *Science Advances* 6, eaba1715. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aba1715>
- Tanner, C.C., Nguyen, M.L., Sukias, J.P.S., 2005. Nutrient removal by a constructed wetland treating subsurface drainage from grazed dairy pasture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105, 145–162. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.05.008>
- Tebaldi, C., Knutti, R., 2007. The use of the multi-model ensemble in probabilistic climate projections. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 365, 2053–2075. <https://doi.org/10.1098/rsta.2007.2076>
- Teixeira, E.I., de Ruiter, J., Ausseil, A.-G., Daigneault, A., Johnstone, P., Holmes, A., Tait, A., Ewert, F., 2018. Adapting crop rotations to climate change in regional impact modelling assessments. *Science of The Total Environment* 616–617, 785–795. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.247>
- Terray, L., Boé, J., 2013. Quantifying 21st-century France climate change and related uncertainties. *Comptes Rendus Geoscience* 345, 136–149. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2013.02.003>
- Thompson, J.A., Bell, J.C., Butler, C.A., 1997. Quantitative Soil-Landscape Modeling for Estimating the Areal Extent of Hydromorphic Soils. *Soil Science Society of America Journal* 61, 971–980. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100030037x>
- Thomson, A.M., Calvin, K.V., Smith, S.J., Kyle, G.P., Volke, A., Patel, P., Delgado-Arias, S., Bond-Lamberty, B., Wise, M.A., Clarke, L.E., Edmonds, J.A., 2011. RCP4.5: a pathway for stabilization of radiative forcing by 2100. *Climatic Change* 109, 77. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0151-4>

- Tournebize, J., 2018. L'ingénierie écologique au service de la qualité de l'eau (Habilitation à diriger la recherche). Sorbonne Université, Paris.
- Tournebize, J., Arlot, M.-P., Billy, C., Birgand, F., Gillet, J.-P., Dutertre, A., 2008. Quantification et maîtrise des flux de nitrates : de la parcelle drainée au bassin versant. *Ingénieries* 5–25.
- Tournebize, J., Chaumont, C., Fesneau, C., Guenne, A., Vincent, B., Garnier, J., Mander, Ü., 2015. Long-term nitrate removal in a buffering pond-reservoir system receiving water from an agricultural drained catchment. *Ecological Engineering, Special Issue: 5th international Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control* 80, 32–45. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.11.051>
- Tournebize, J., Chaumont, C., Mander, Ü., 2017. Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. *Ecological Engineering, Wetlands and buffer zones in watershed management* 103, 415–425. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.014>
- Tournebize, Julien, Gramaglia, C., Birmant, F., Bouarfa, S., Chaumont, C., Vincent, B., 2012. Co-Design of Constructed Wetlands to Mitigate Pesticide Pollution in a Drained Catch-Basin: A Solution to Improve Groundwater Quality. *Irrigation and Drainage* 61, 75–86. <https://doi.org/10.1002/ird.1655>
- Tournebize, J., Gregoire, C., Coupe, R.H., Ackerer, P., 2012. Modelling nitrate transport under row intercropping system: Vines and grass cover. *Journal of Hydrology* 440–441, 14–25. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.03.002>
- Tournebize, J., Henine, H., Chaumont, C., 2020. Gérer les eaux de drainage agricole : du génie hydraulique au génie écologique. *Sciences Eaux Territoires Numéro* 32, 32–41. <https://doi.org/10.3917/set.032.0032>
- Tournebize, J., Jeantet, A., Marks-Perreau, J., Dutertre, A., Maillet-Mezeray, J., submitted. Shifting application dates on cereal reduces pesticide transfer via subsurface drainage based on water flow forecasts: examples of diflufenican, flufenacet, aclonifen, and isoproturon application at La Jailliere experimental station. *Pest Management Science*.
- Tournebize, J., Kao, C., Nikolic, N., Zimmer, D., 2004. Adaptation of the STICS model to subsurface drained soils. *Agronomie* 24, 305–313. <https://doi.org/10.1051/agro:2004030>
- Tournebize, J., Passeport, E., Chaumont, C., Fesneau, C., Guenne, A., Vincent, B., 2013. Pesticide decontamination of surface waters as a wetland ecosystem service in agricultural landscapes. *Ecological Engineering, Bringing Together Science and Policy to Protect and Enhance Wetland Ecosystem Services in Agricultur* 56, 51–59. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.001>
- Trajanov, A., Kuzmanovski, V., Real, B., Perreau, J.M., Džeroski, S., Debeljak, M., 2018. Modeling the risk of water pollution by pesticides from imbalanced data. *Environ Sci Pollut Res* 25, 18781–18792. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2099-7>
- Tramblay, Y., Somot, S., 2018. Future evolution of extreme precipitation in the Mediterranean. *Climatic Change* 151, 289–302. <https://doi.org/10.1007/s10584-018-2300-5>
- Tuffnell, F., Bignon, J., 2019. *Terres d'eau, terres d'avenir : "Faire de nos zones humides des territoires pionniers de la transition écologique"* (Final report). French National Assembly & French Senat, Paris.
- Tuohy, P., O' Loughlin, J., Peyton, D., Fenton, O., 2018a. The performance and behavior of land drainage systems and their impact on field scale hydrology in an increasingly volatile climate. *Agricultural Water Management* 210, 96–107. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.07.033>

- Tuohy, P., O'Loughlin, J., Fenton, O., 2018b. Modeling Performance of a Tile Drainage System Incorporating Mole Drainage. *Trans. ASABE* 61, 169–178. <https://doi.org/10.13031/trans.12203>
- Van Genuchten, M., 1980. A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils1. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>
- van Schilfgaarde, J., Engelund, F., Kirkham, D., Peterson Jr., D.F., Maasland, M., 1957. Theory of Land Drainage, in: *Drainage of Agricultural Lands*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 79–285. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr7.c2>
- van Vuuren, D.P., Carter, T.R., 2014. Climate and socio-economic scenarios for climate change research and assessment: reconciling the new with the old. *Climatic Change* 122, 415–429. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0974-2>
- van Vuuren, D.P., den Elzen, M.G.J., Lucas, P.L., Eickhout, B., Strengers, B.J., van Ruijven, B., Wonink, S., van Houdt, R., 2007. Stabilizing greenhouse gas concentrations at low levels: an assessment of reduction strategies and costs. *Climatic Change* 81, 119–159. <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9172-9>
- 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>
- Vetter, T., Huang, S., Aich, V., Yang, T., Wang, X., Krysanova, V., Hattermann, F., 2015. Multi-model climate impact assessment and intercomparison for three large-scale river basins on three continents. *Earth System Dynamics* 6, 17–43. <https://doi.org/10.5194/esd-6-17-2015>
- Vidal, J.-P., Hingray, B., Magand, C., Sauquet, E., Ducharne, A., 2016. Hierarchy of climate and hydrological uncertainties in transient low-flow projections. *Hydrology and Earth System Sciences* 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>
- Vincent, B., 2020. Principes techniques et chiffres du drainage agricole. De la tuyautique à l'hydro-diplomatie. *Sciences Eaux & Territoires Numéro* 32, 8–15. <https://doi.org/10.3917/set.032.0008>
- Vymazal, J., Březinová, T., 2015. The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review. *Environment International* 75, 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.026>
- Wang, L., Ranasinghe, R., Maskey, S., van Gelder, P.H. a. J.M., Vrijling, J.K., 2016. Comparison of empirical statistical methods for downscaling daily climate projections from CMIP5 GCMs: a case study of the Huai River Basin, China. *International Journal of Climatology* 36, 145–164. <https://doi.org/10.1002/joc.4334>
- Wang, Z., Qi, Z., Xue, L., Bukovsky, M., Helmers, M.J., 2015. Modeling the impacts of climate change on nitrogen losses and crop yield in a subsurface drained field. *Climatic Change* 129, 323–335. <https://doi.org/10.1007/s10584-015-1342-1>
- Watanabe, T., 2016. How Do Irrigation and Drainage Play an Important Role in Climate Change Adaptation? *Irrigation and Drainage* 65, 189–196. <https://doi.org/10.1002/ird.1980>

- Xu, X., Wang, Y.-C., Kalcic, M., Muenich, R.L., Yang, Y.C.E., Scavia, D., 2019. Evaluating the impact of climate change on fluvial flood risk in a mixed-use watershed. *Environmental Modelling & Software* 122, 104031. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.07.013>
- Yin, J., Yu, D., Yin, Z., Liu, M., He, Q., 2016. Evaluating the impact and risk of pluvial flash flood on intra-urban road network: A case study in the city center of Shanghai, China. *Journal of Hydrology* 537, 138–145. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.03.037>
- Zajíček, A., Fučík, P., Kaplická, M., Liška, M., Maxová, J., Dobiáš, J., 2018. Pesticide leaching by agricultural drainage in sloping, mid-textured soil conditions – the role of runoff components. *Water Science and Technology* 77, 1879–1890. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.068>
- Zeng, S., Jacobs, D.F., Sloan, J.L., Xue, L., Li, Y., Chu, S., 2013. Split fertilizer application affects growth, biomass allocation, and fertilizer uptake efficiency of hybrid Eucalyptus. *New Forests* 44, 703–718. <https://doi.org/10.1007/s11056-013-9371-y>
- Zhang, Y., Wang, Y., Chen, Y., Liang, F., Liu, H., 2019. Assessment of future flash flood inundations in coastal regions under climate change scenarios—A case study of Hadahe River basin in northeastern China. *Science of The Total Environment* 693, 133550. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.356>
- Zimmer, D., 1996. Lessons gained from the land drainage performance assessment programs in France during the 80's, in: *Workshop on the Evaluation of the Performance of Subsurface Drainage Systems 16eme Congrès de La CIID*. Cairo, Egypt, pp. 57–69.

Matériel supplémentaire

Annexe A : Equations utilisées dans les modèles hydrologiques MACRO et DRAINMOD pour décrire les processus hydrologiques du drainage

Les équations suivantes correspondent aux équations des modules hydrologiques des modèles de simulation du drainage agricole MACRO (Larsbo and Jarvis, 2003; Larsbo et al., 2005) et DRAINMOD (Skaggs, 1981; Skaggs et al., 2012), utilisés dans le cadre de la thèse. Il est à noter qu'un ensemble plus large de modules composent ces deux modèles mais nous ne rappelons ici que les équations relatives à la simulation du débit drainé.

- Les équations de Van Genuchten (Van Genuchten, 1980) :

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + |\alpha h|^n]^{1 - \frac{1}{n}}} \quad (A1)$$

$$K(h) = K_{sat} * \left(\frac{\theta(h) - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}\right)^{\frac{1}{2}} * \left[1 - \left(1 - \left(\frac{\theta(h) - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}\right)^{\frac{n}{n-1}}\right)^{1 - \frac{1}{n}}\right]^2 \quad (A2)$$

- La relation d'infiltration de Green-Ampt (Green and Ampt, 1911) :

$$f = K_{sat} + \frac{K_{sat} * M * S_{av}}{F} = \frac{A}{F} + B \quad (A3)$$

- Les relations entre flux montant, hauteur de la nappe et volume drainé utilisé dans le modèle DRAINMOD (Skaggs, 1981) :

$$V_d = \int_0^{y_1} (\theta_0(y) - \theta(y)) dy \quad (A4)$$

$$q(h) = -K(h) \frac{dh}{dz} + K(h) \quad (A5)$$

- Equation de Kirkham utilisé dans le modèle DRAINMOD lorsque le profil de sol est saturé (van Schilfgarde et al., 1957; Moriasi et al., 2007) :

$$Q(h) = \frac{4\pi K_e (t + d - r)}{g(h, d, L, m) L} \quad (A6)$$

- Equation d'Hooghoudt utilisé dans le modèle DRAINMOD lorsque le profil de sol est non saturé (van Schilfgarde et al., 1957) :

$$Q(h) = \frac{8K_e dm + 4K_e m^2}{CL^2} \quad (A7)$$

- Equation d'onde cinétique du 1^{er} ordre utilisé dans le modèle MACRO si le système n'est pas à l'équilibre, i.e. générant un écoulement préférentiel dans les macropores :

$$q_{mac} = K_{sat, mac} S_{mac}^n \quad (A8)$$

- Equation de Richards utilisé pour calculer les flux verticaux dans les micropores (Larsbo and Jarvis, 2003) :

$$W_c \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right) - \sum_i T_{add,i} \quad (A9)$$

Avec :

- h : la pression d'eau (cm) ;
- $\theta(h)$: la teneur en eau à h (-) ;
- θ_r : la teneur en eau résiduelle (-) ;
- θ_s : la teneur en eau à saturation (-) ;
- $S_{mac} = \frac{\theta_{mac}}{\varepsilon_{mac}}$: le degré de saturation dans les macropores (-) ;
- θ_{mac} : teneur en eau dans les macropores (-) ;
- ε_{mac} : proportion des macropores sur le profil total (-) ;
- α : paramètre de Van Genuchten (cm^{-1}) ;
- n : paramètre de Van Genuchten (-) ;
- $K(h)$: conductivité hydraulique à h (cm.h^{-1}) ;
- K_{sat} : conductivité hydraulique à saturation (cm.h^{-1}) ;
- $K_{sat,mac}$: conductivité hydraulique à saturation dans les macropores (cm.h^{-1}) ;
- K_e : conductivité hydraulique latérale effective (cm.h^{-1}) ;
- f : infiltration (cm.h^{-1}) ;
- M : porosité disponible, i.e. différence entre θ_s et teneur en eau initiale θ_i (-) ;
- S_{av} : succion effective au front d'humidité (cm) ;
- F : infiltration cumulée (cm) ;
- A et B : paramètres de Green-Ampt dépendant des propriétés du sol, de θ_i et des conditions de surface ;
- V_d : volume drainé par unité de surface (cm.h^{-1}) ;
- $\theta_0 \approx \theta_s$: teneur en eau avant drainage (-) ;
- y_1 : profondeur de la nappe considérée (cm) ;
- $q(h)$: flux montant par unité de surface (cm.h^{-1}) ;
- q_{mac} : flux dans les macropores (cm.h^{-1}) ;
- $Q(h)$: débit drainé par unité de surface (cm.h^{-1}) ;
- z : position sur la verticale du profile (cm) ;
- r : le rayon des drains (cm) ;
- L : distance entre les drains (cm) ;
- d : distance entre les drains et la couche imperméable (cm) ;
- m : niveau de la hauteur de la nappe à l'inter-drain (cm) ;
- t : profondeur du drain (cm) ;
- $g(h, d, L, m)$: facteur sans dimension, fonction de h , d et L (Kirkham, 1957) ;
- C : constante sans dimension représentant le ratio entre le flux moyen entre les drains et le flux à l'inter-drain. $C = 1$ dans DRAINMOD (Moriasi et al., 2007) ;
- $W_c = \frac{\partial \theta}{\partial h}$: la variation de la capacité en eau du sol selon h (cm^{-1}) ;
- T_{add} : termes additionnels de l'équation de Richards pour compléter le bilan d'eau suivant les processus que l'utilisateur souhaite intégrer (Larsbo and Jarvis, 2003).

Annexe B : Tableau des paramètres du modèle SIDRA-RU sur les 22 sites de l'étude

Dans cette partie, nous présentons les valeurs des paramètres du modèle hydrologique SIDRA-RU sur chacun des 22 sites étudiés dans le Chapitre III.1 (Jeantet et al., 2021). Les valeurs des paramètres sont issues de l'évaluation de la robustesse temporelle du modèle (Chapitre III.1). Les valeurs de KGE' (Gupta et al., 2009; Kling et al., 2012) données correspondent aux valeurs de KGE', choisi comme Fonction Objectif, obtenues à l'issue de la calibration du modèle sur le site correspondant.

Texture	ID carte	Site	K (m.j ⁻¹)	μ (-)	S _{inter} (mm)	S _{max} (mm)	KGE'
Argile	3	Bray_P1	0.64	0.04	60	65	0.52
	5	Courcival_P3	0.08	0.00	196	201	0.44
	6	La_Bouzule_P1	0.16	0.01	160	185	0.52
	15	Saint_Laurent_P2	1.47	0.06	181	186	0.76
Limon	2	Arrou_P6	0.61	0.04	262	281	0.65
	2	Arrou_P8	1.95	0.04	262	268	0.65
	4	Courcelles_P1	0.59	0.06	152	166	0.70
	4	Courcelles_P2	0.37	0.04	108	171	0.64
	7	La_Jailliere_P4	0.69	0.05	128	136	0.83
	8	Longnes_P2	0.24	0.02	178	227	0.66
	8	Longnes_P3	0.41	0.04	181	210	0.58
	9	Melarchez_GP	1.40	0.06	104	118	0.77
	10	OS2_P1	1.95	0.02	51	112	0.54
	11	Parisot_P2	1.95	0.06	51	56	0.81
	12	Rambouillet_P1	0.27	0.02	145	165	0.77
	13	Rampillon_GP	0.51	0.05	121	137	0.77
	14	Saint_Juvin_P1	0.10	0.01	51	56	0.56
	16	Scaer_P2	0.15	0.02	300	310	0.61
17	Viry_P1	1.95	0.08	140	197	0.60	
Limon argileux	1	Archigny_P1	0.46	0.03	198	238	0.76
	1	Archigny_P2	0.90	0.01	300	337	0.76
	6	La_Bouzule_P2	0.15	0.01	88	93	0.54

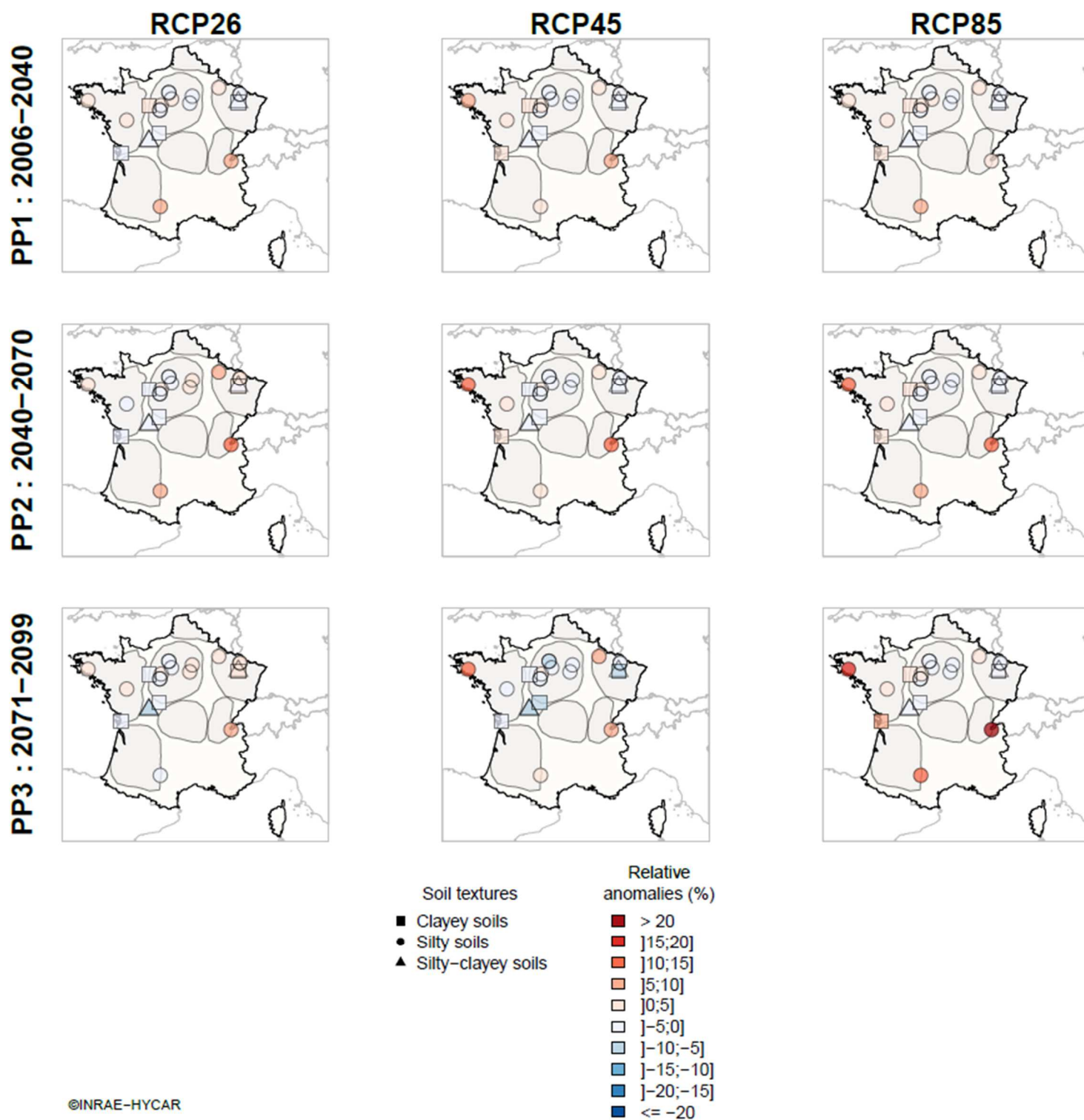
Annexe C : Compléments d’analyses issues du Chapitre III.4

Dans cette partie, nous inclurons les figures et tableaux des descripteurs non présentés dans le manuscrit principal : distribution spatiale des anomalies hydrologiques sur la métropole française, effets des variables explicatives sur les anomalies hydrologiques ; distribution spatiale des anomalies climatiques (précipitation et évapotranspiration) comparés aux anomalies hydrologiques et élasticités associées.

Pour chacun des 22 sites, nous rajouterons également un tableau récapitulatif des anomalies absolues qui le caractériseront au cours du XXI^e siècle, pour chaque couple « période future – RCP » considéré. Ce tableau sera complété des éléments propres au site : surface ; profondeur et écartement des drains ; localisation ; texture de sol ; et climat.

Annexe C1 : Cartes des anomalies relatives des descripteurs hydrologiques

01 BegDS : démarrage de la saison de drainage.



©INRAE-HYCAR

Figure C 1 : Anomalies relatives du démarrage de la saison de drainage (BegDS) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référençant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle).

01 LenDS : durée annuelle de la saison de drainage.

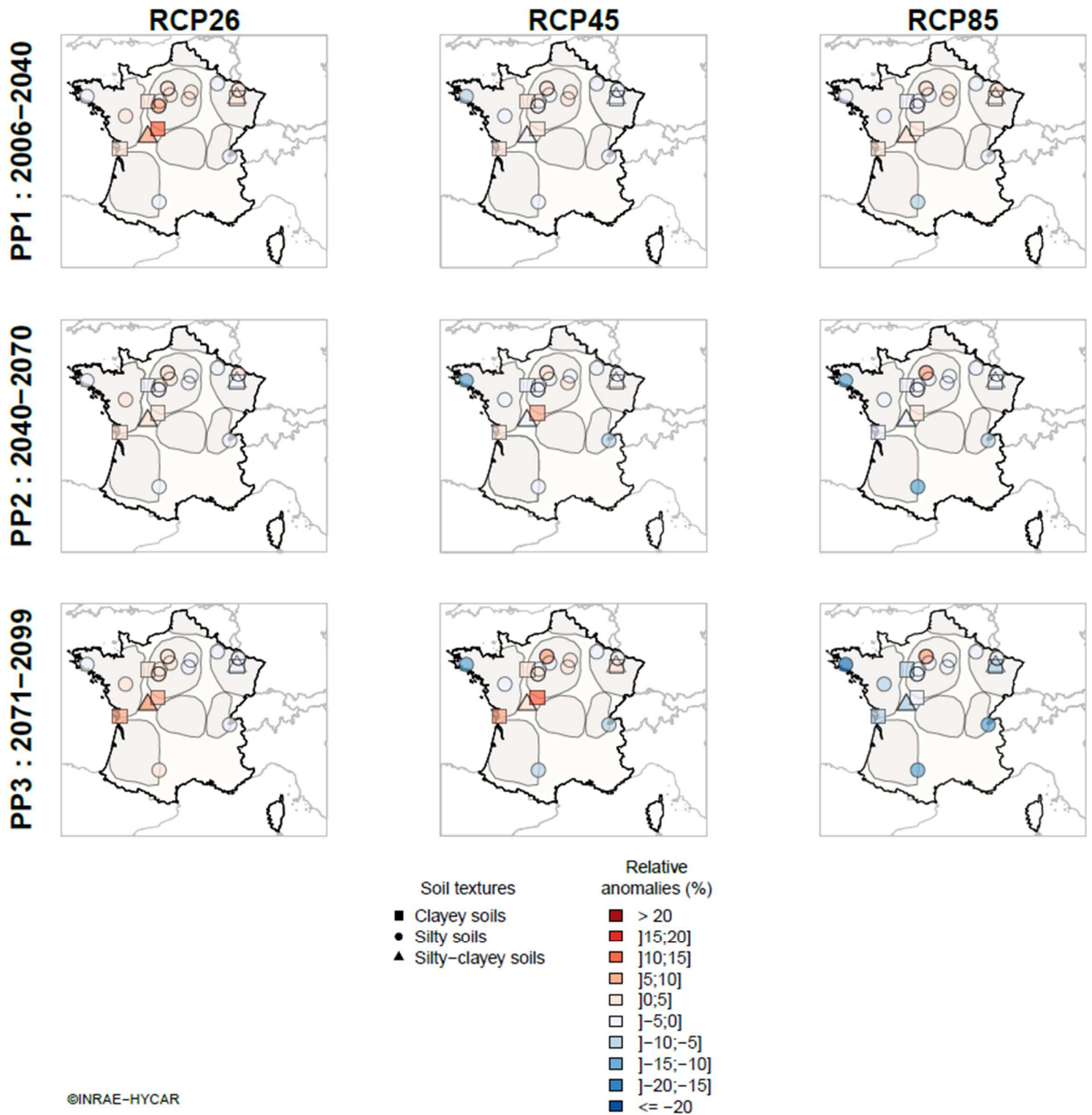


Figure C 2 : Anomalies relatives de la durée de la saison de drainage (LenDS) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle).

02 WetInd : durée annuelle du réservoir sol à saturation.

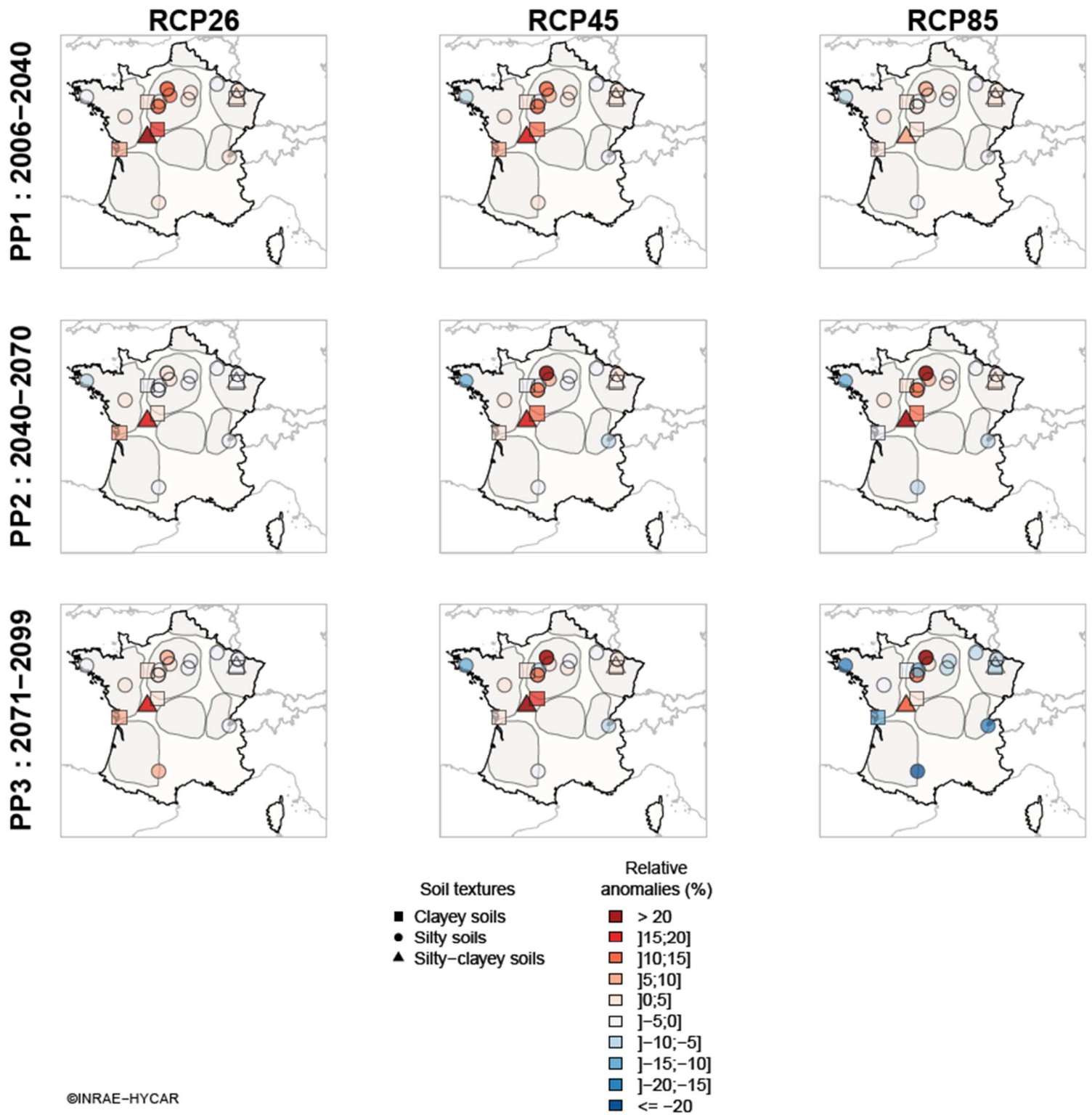
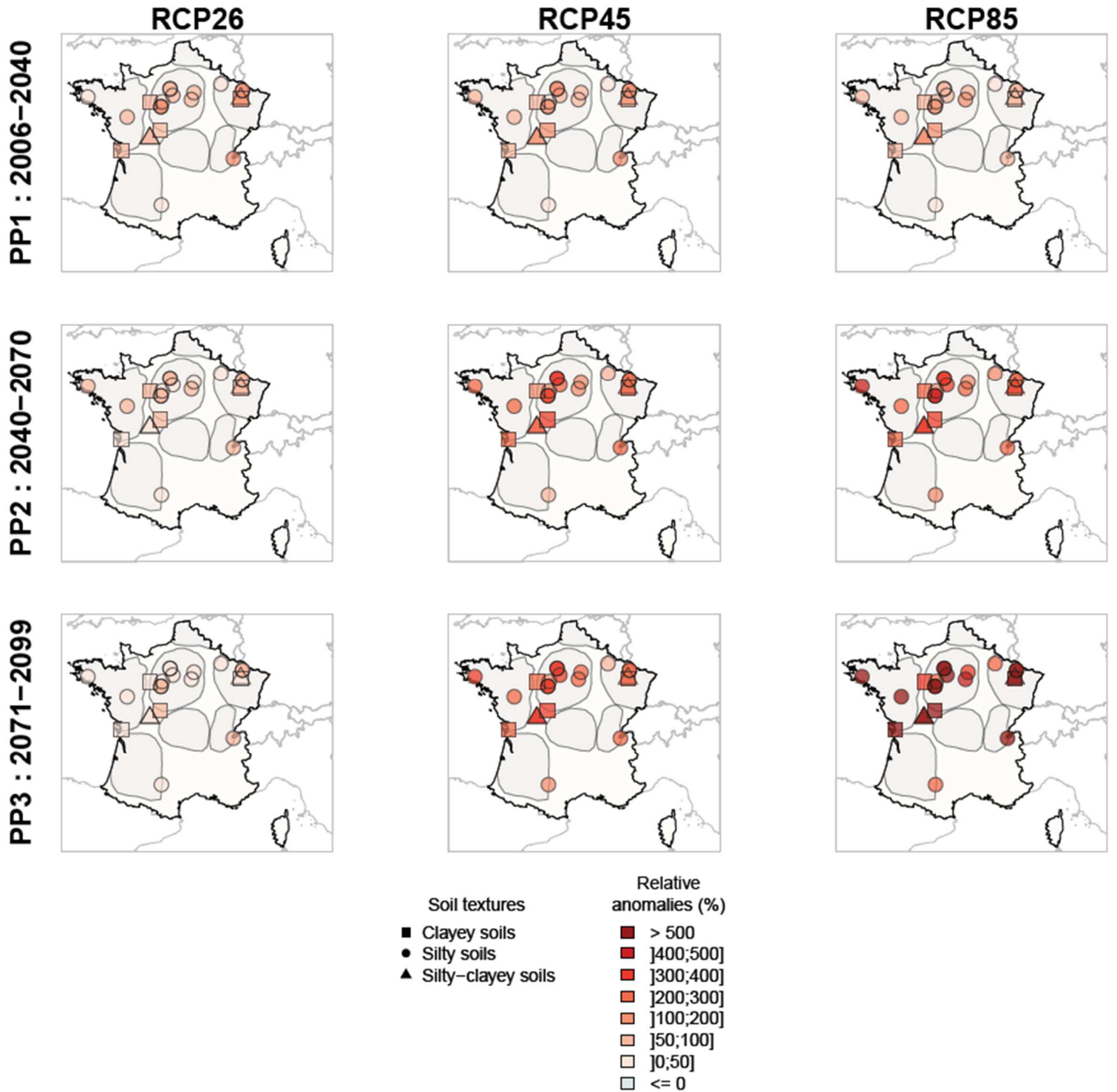


Figure C 3 : Anomalies relatives de la durée annuelle du réservoir sol à saturation (WetInd) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référençant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle).

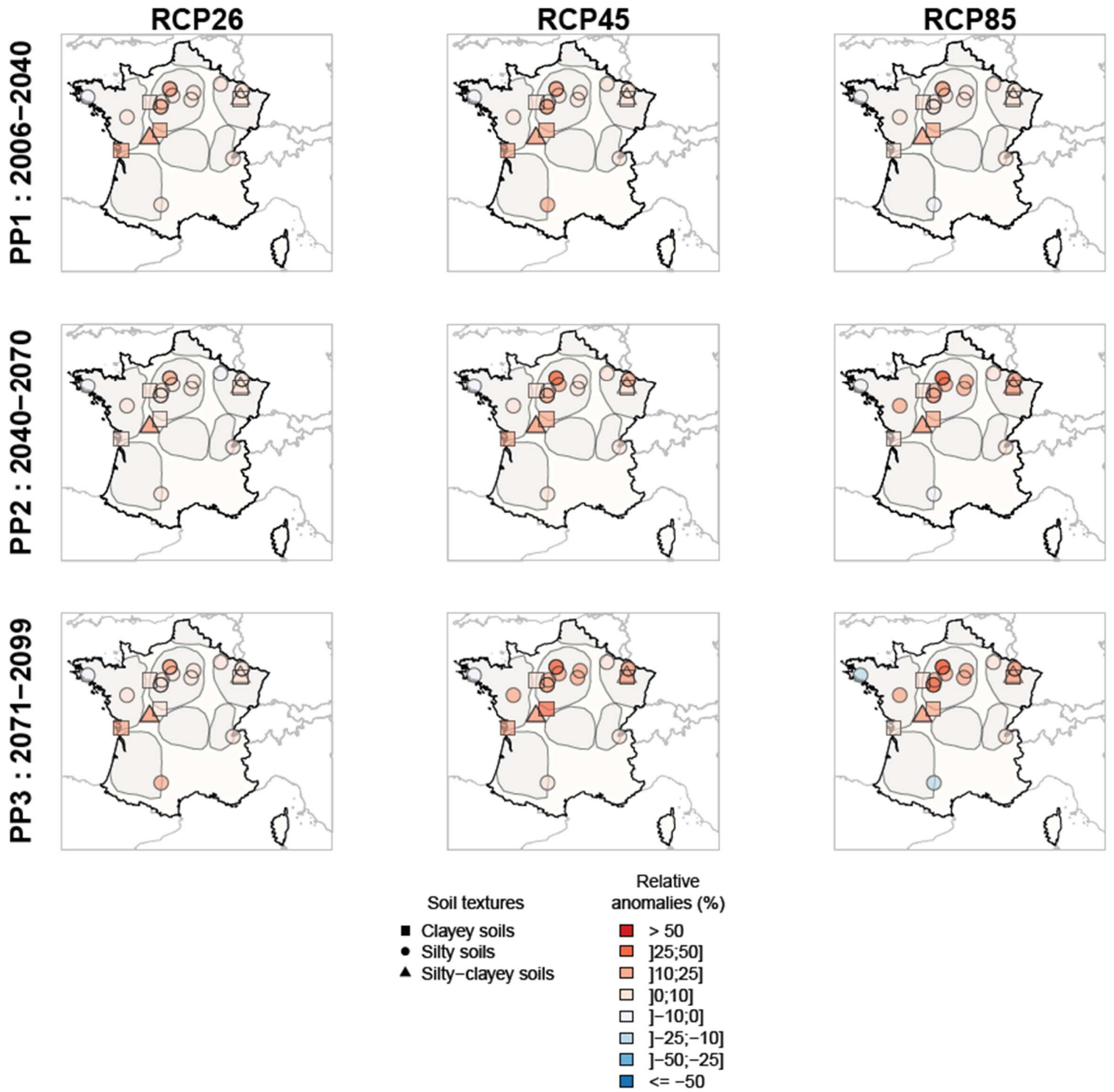
02 DryInd : durée annuelle du réservoir sol à désaturation.



©INRAE-HYCAR

Figure C 4 : Anomalies relatives de la durée annuelle du réservoir sol à désaturation (DryInd) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle).

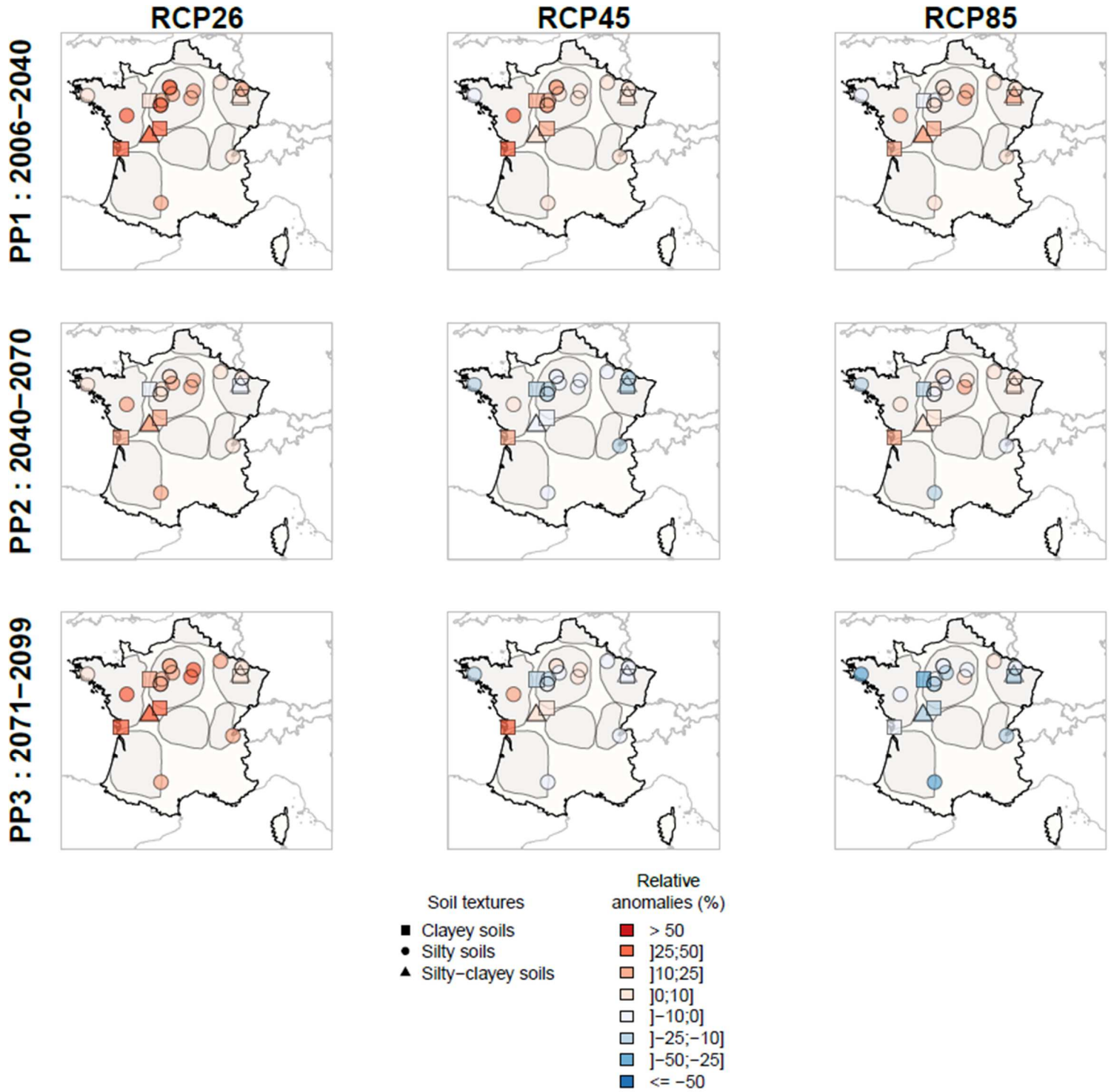
03 ADWB : Volume annuel d'eau drainé.



©INRAE-HYCAR

Figure C 5 : Anomalies relatives du volume annuel d'eau drainé (ADWB) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle).

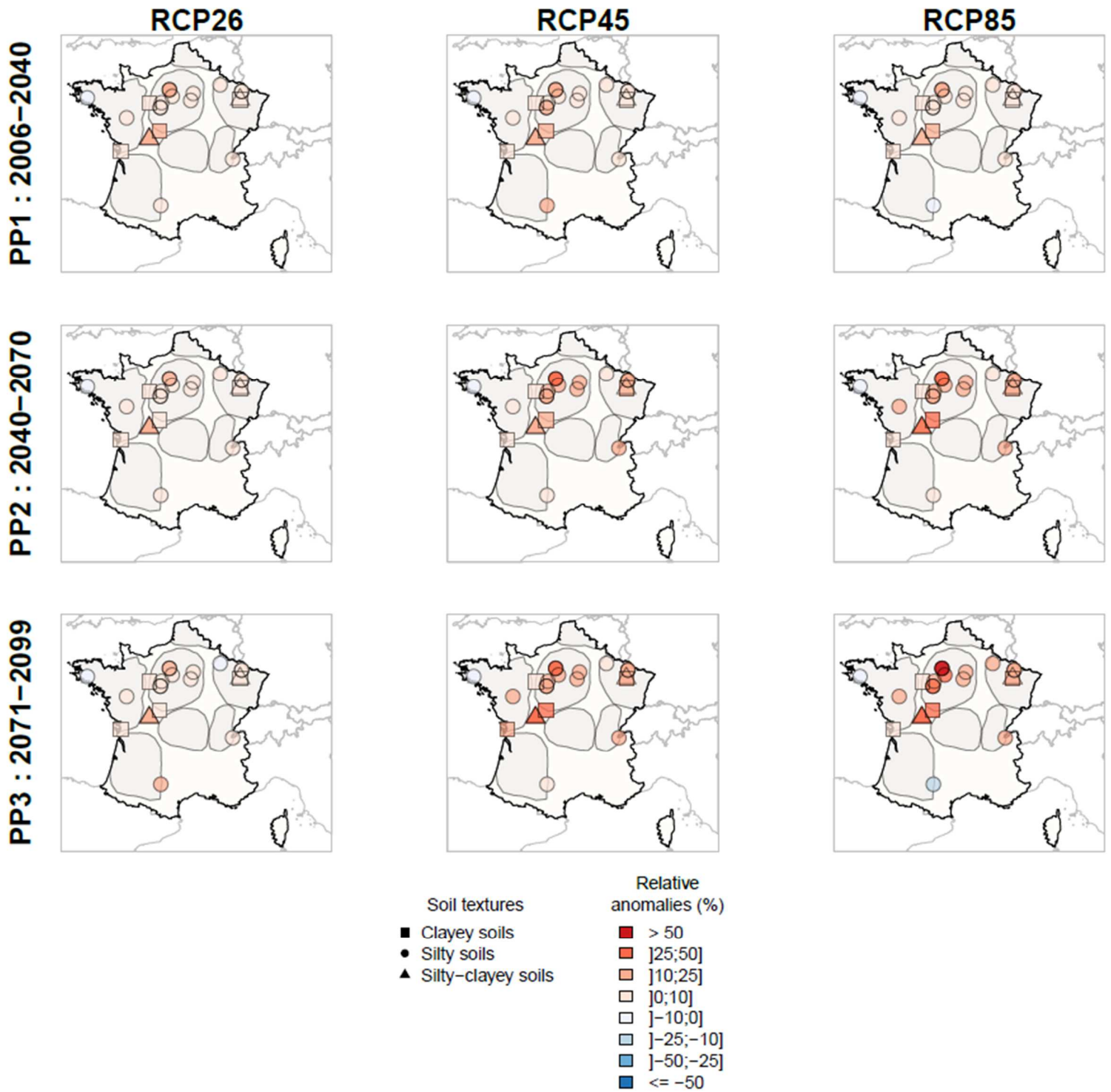
03 DDWB : Volume d'eau drainé en été.



©INRAE-HYCAR

Figure C 6 : Anomalies relatives du volume d'eau drainé en été (DDWB) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle).

03 WDWB : Volume d'eau drainé en hiver.



©INRAE-HYCAR

Figure C 7 : Anomalies relatives du volume d'eau drainé en été (DDWB) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle).

04 LenDryP : durée annuelle de la période sèche.

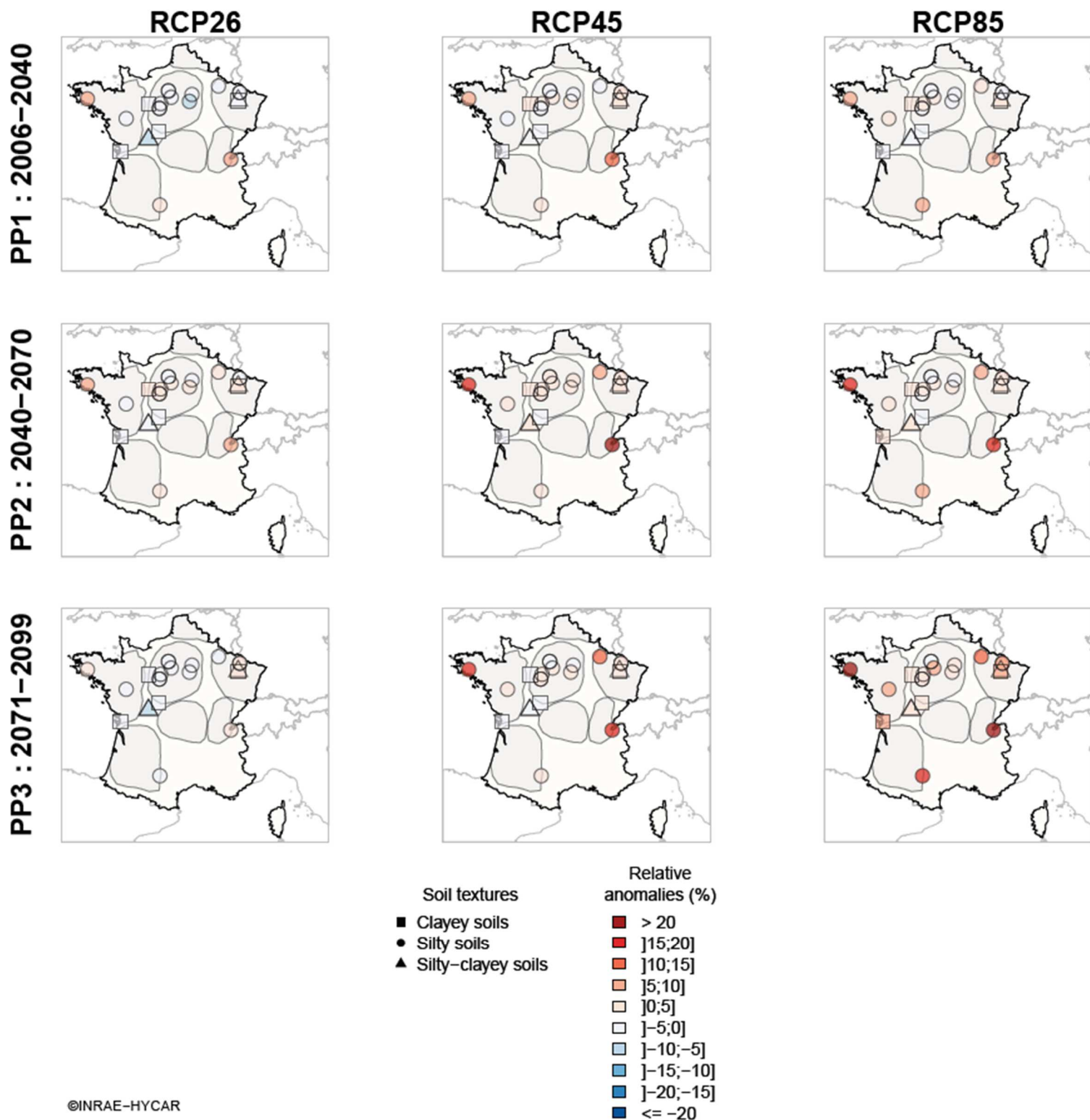


Figure C 8 : Anomalies relatives de la durée annuelle de la période sèche (LenDryP) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référençant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle).

04 LenRechP : durée annuelle de la période de recharge.

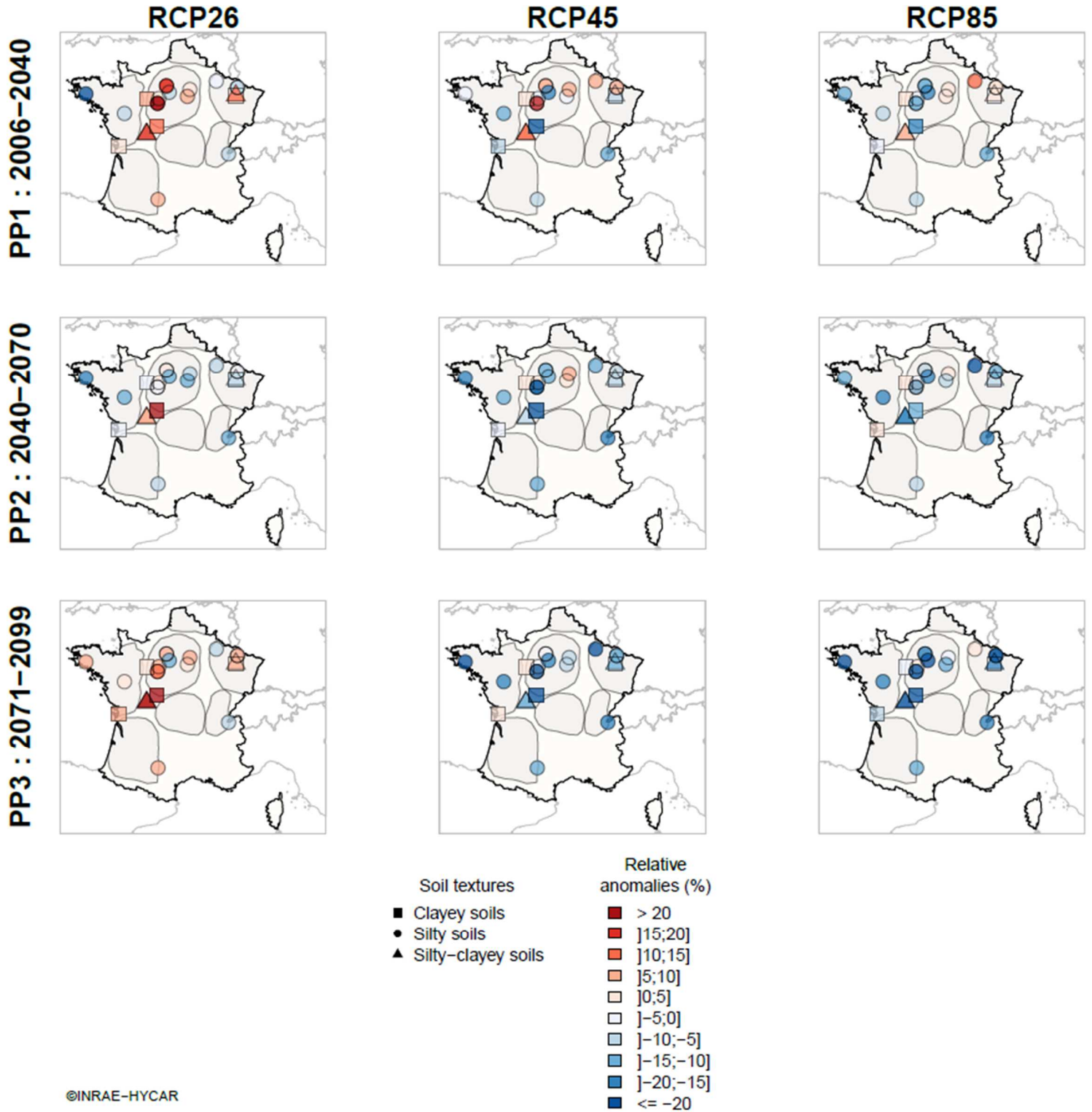


Figure C 9 : Anomalies relatives de la durée annuelle de la période de recharge (LenRechP) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle).

04 LenWetP : durée annuelle de la période humide.

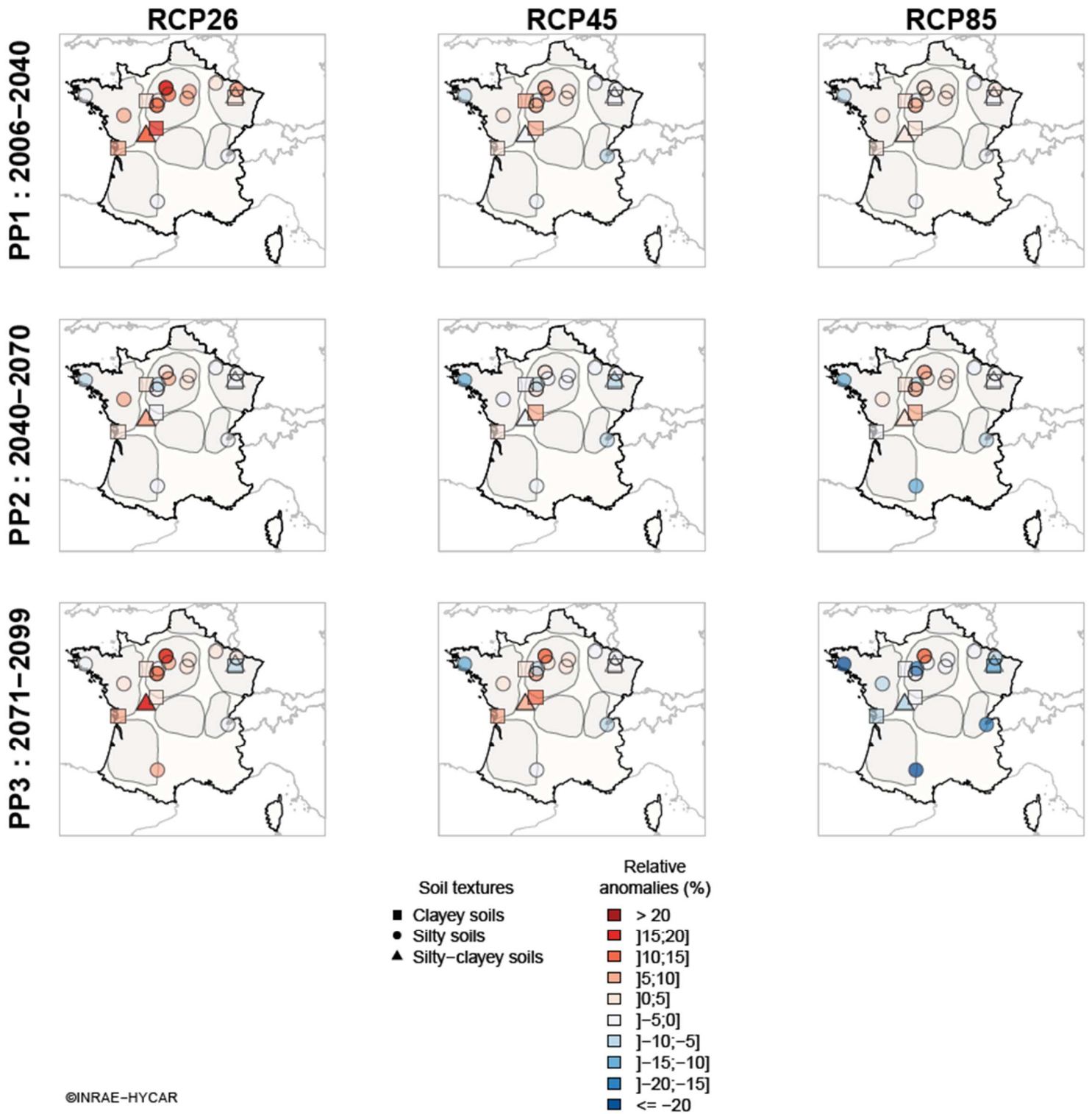
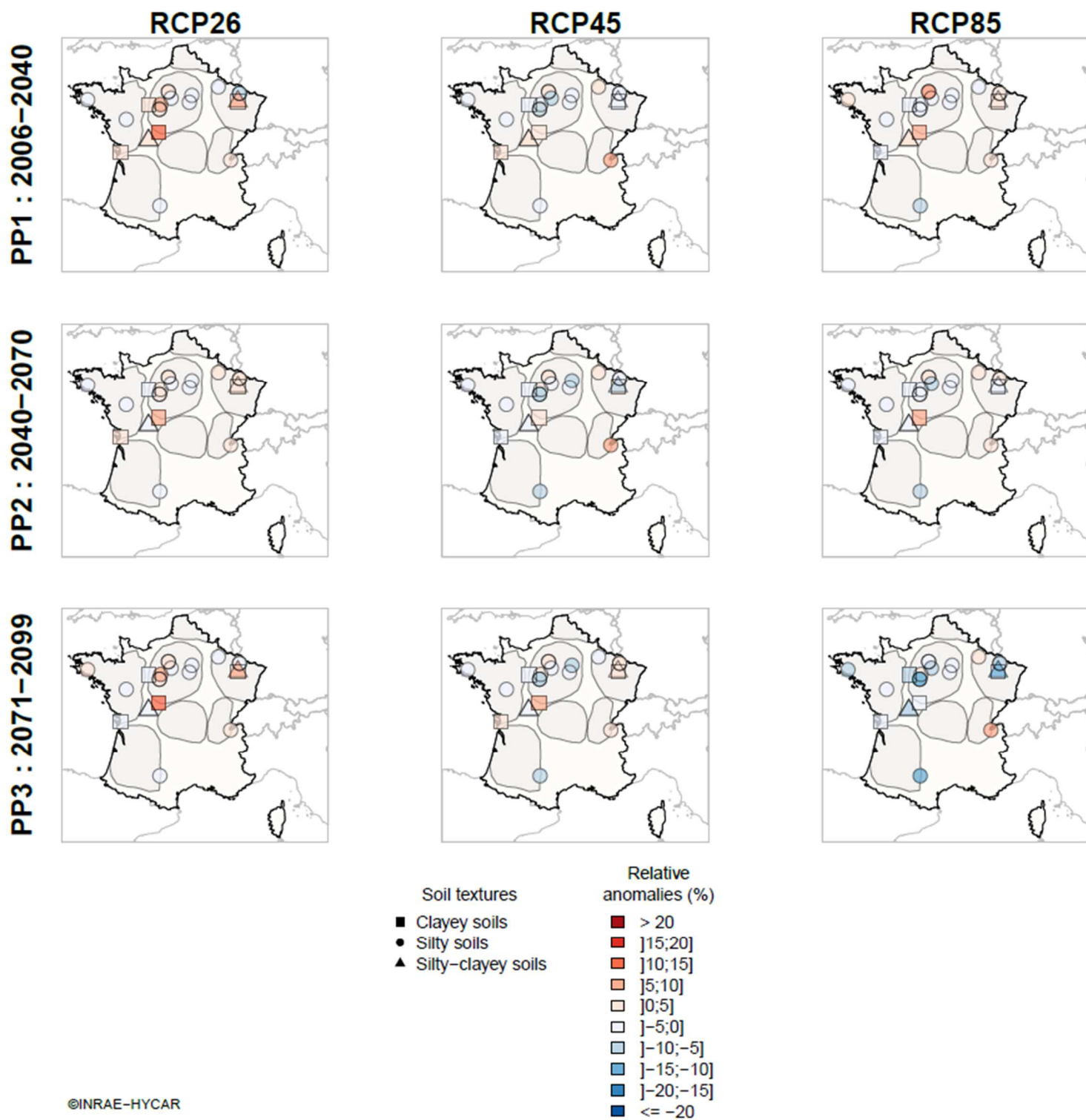


Figure C 10 : Anomalies relatives de la durée annuelle de la période humide (LenWetP) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référençant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle).

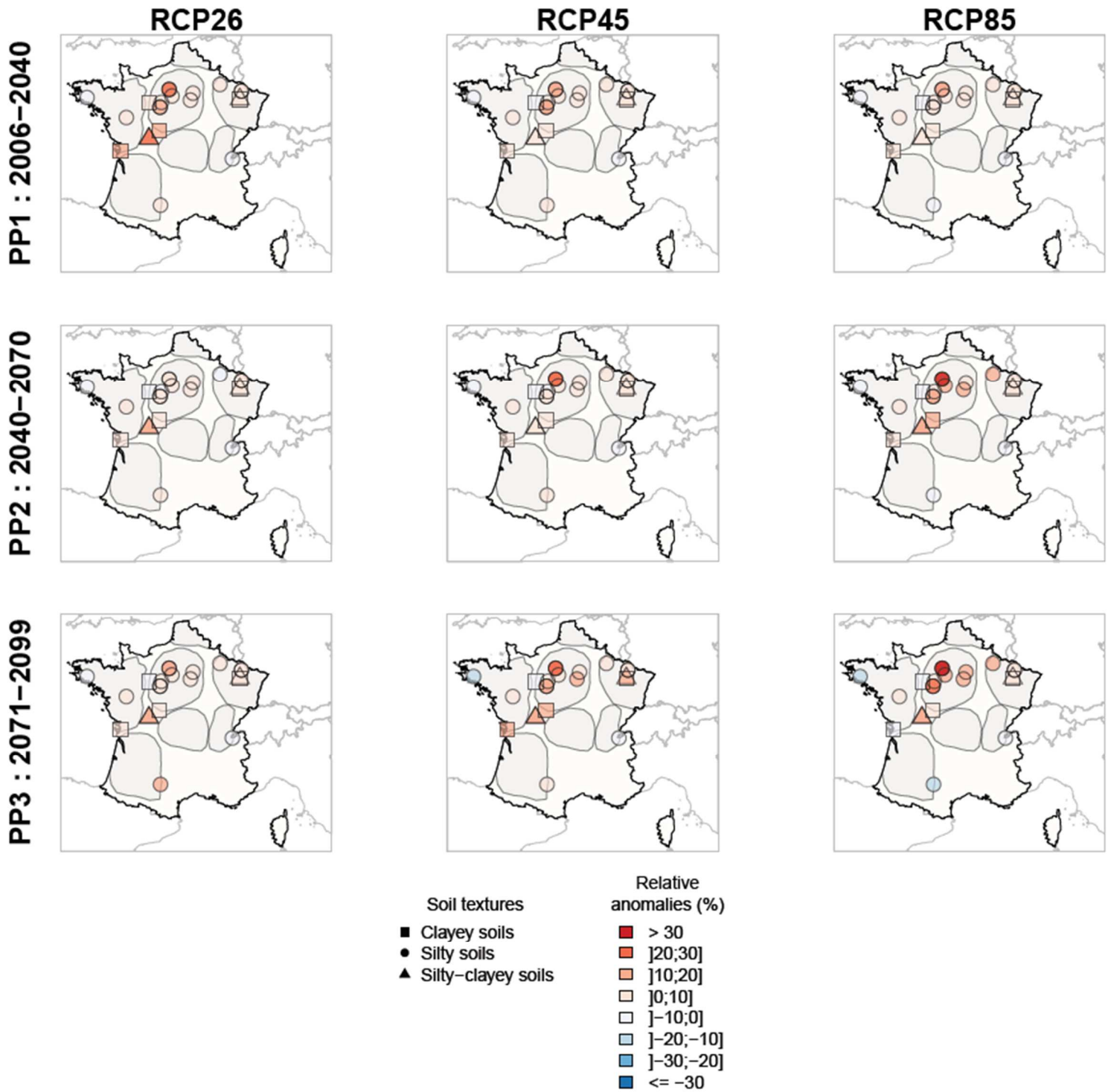
04 LenReceP : durée annuelle de la période de récession.



©INRAE-HYCAR

Figure C 11 : Anomalies relatives de la durée annuelle de la période de récession (LenReceP) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référençant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle).

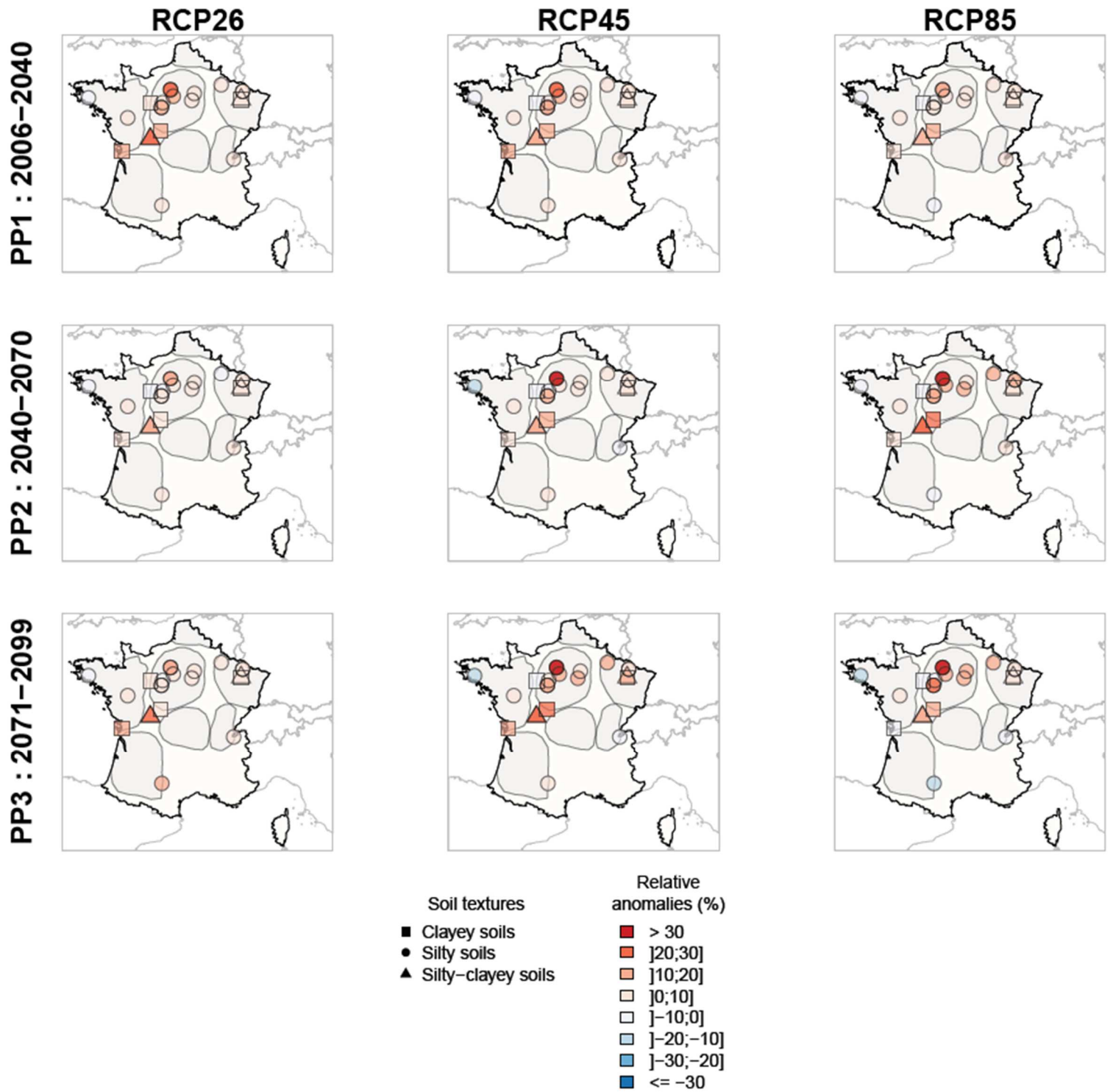
05 NumFE : nombre annuel d'évènements de crues.



©INRAE-HYCAR

Figure C 12 : Anomalies relatives du nombre annuel des évènements de crues (NumFE) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle).

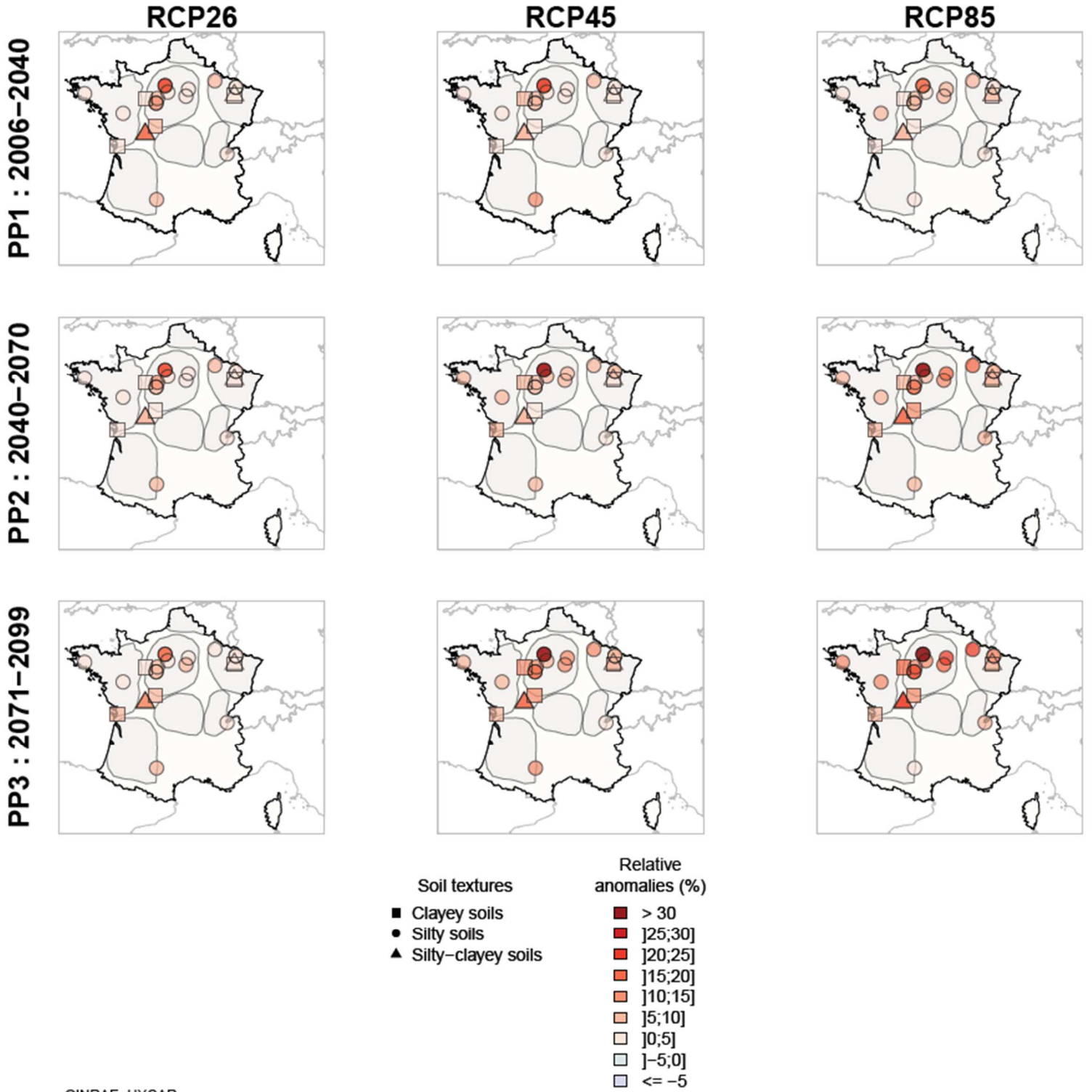
05 CumLenFE : durée annuelle cumulée des évènements de crues.



©INRAE-HYCAR

Figure C 13 : Anomalies relatives de la durée annuelle des évènements de crues (CumLenFE) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référençant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle).

05 MaxDisch : débit maximal annuel



©INRAE-HYCAR

Figure C 14 : Anomalies relatives du débit maximal annuel (MaxDisch) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référençant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle).

05 PkFlowAve : moyenne annuelle des pics de crues.

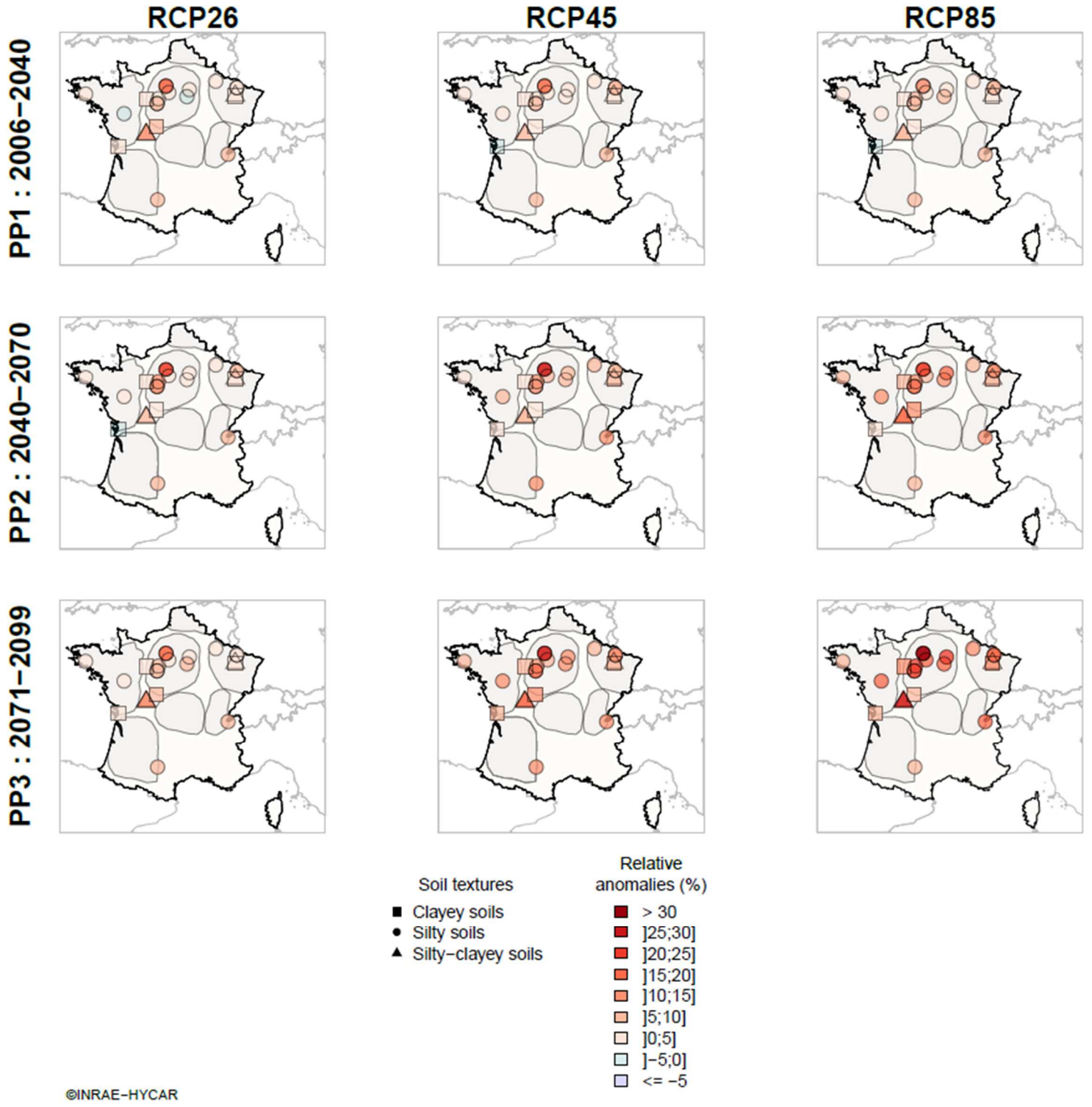


Figure C 15 : Anomalies relatives de la moyenne annuelle des pics de crues (PkFlowAve) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référençant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle).

06 RP_{RC} : période de retour associée au changement de régime.

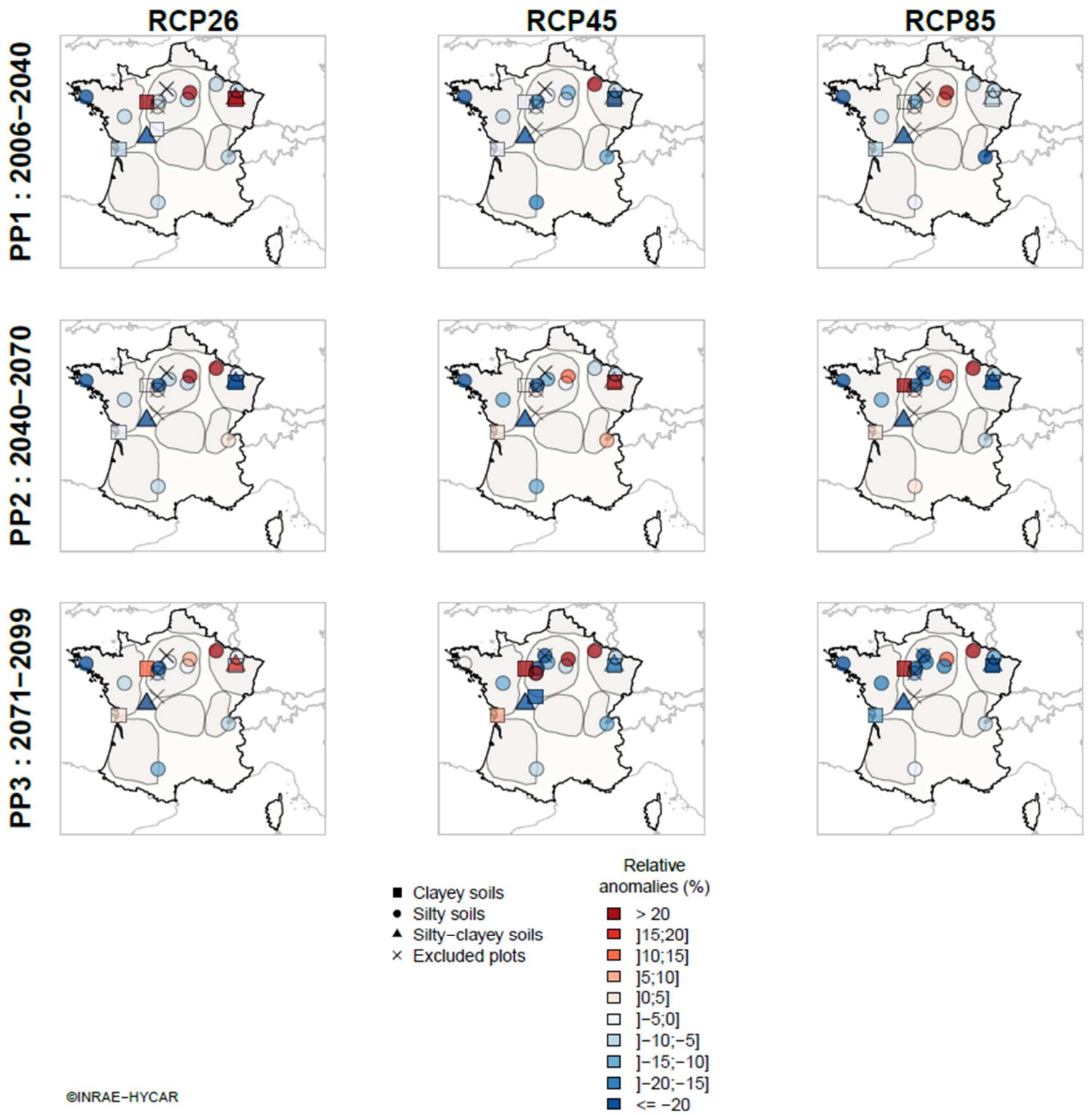


Figure C 16 : Anomalies relatives de la période de retour associée au changement de régime (RP_{RC}) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référençant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle). Les croix correspondent aux parcelles pour lesquelles la régression de l'Eq. (II.3.6) n'a pas été jugée satisfaisante.

06 Q_{RC} : débit spécifique associée à la période de retour du changement de régime.

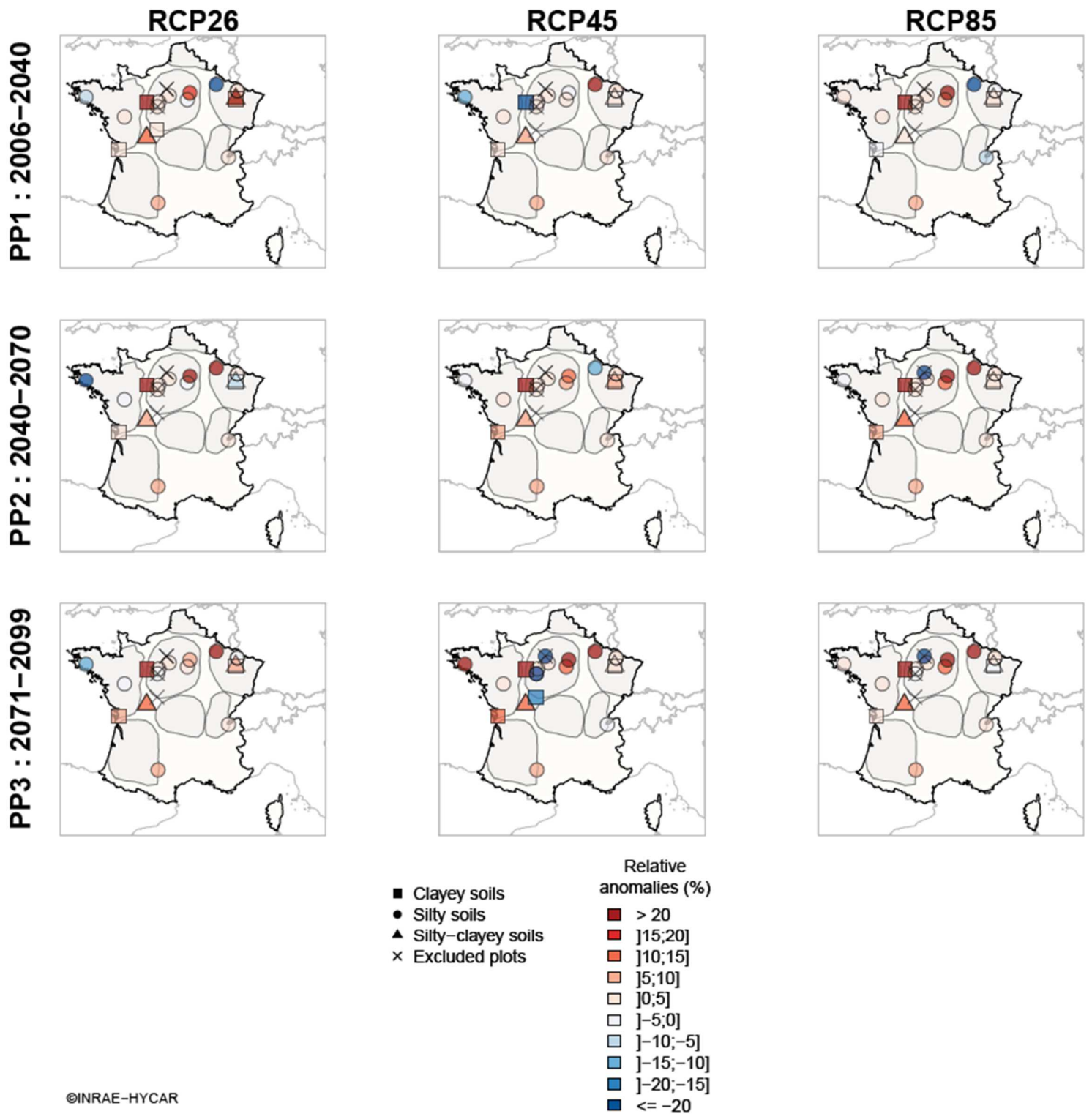


Figure C 17 : Anomalies relatives du débit spécifique associée au changement de régime (Q_{RC}) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référençant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle). Les croix correspondent aux parcelles pour lesquelles la régression de l'Eq. (II.3.6) n'a pas été jugée satisfaisante.

06 QRP05 : débit spécifique établi pour une période de retour égale à 5 ans.

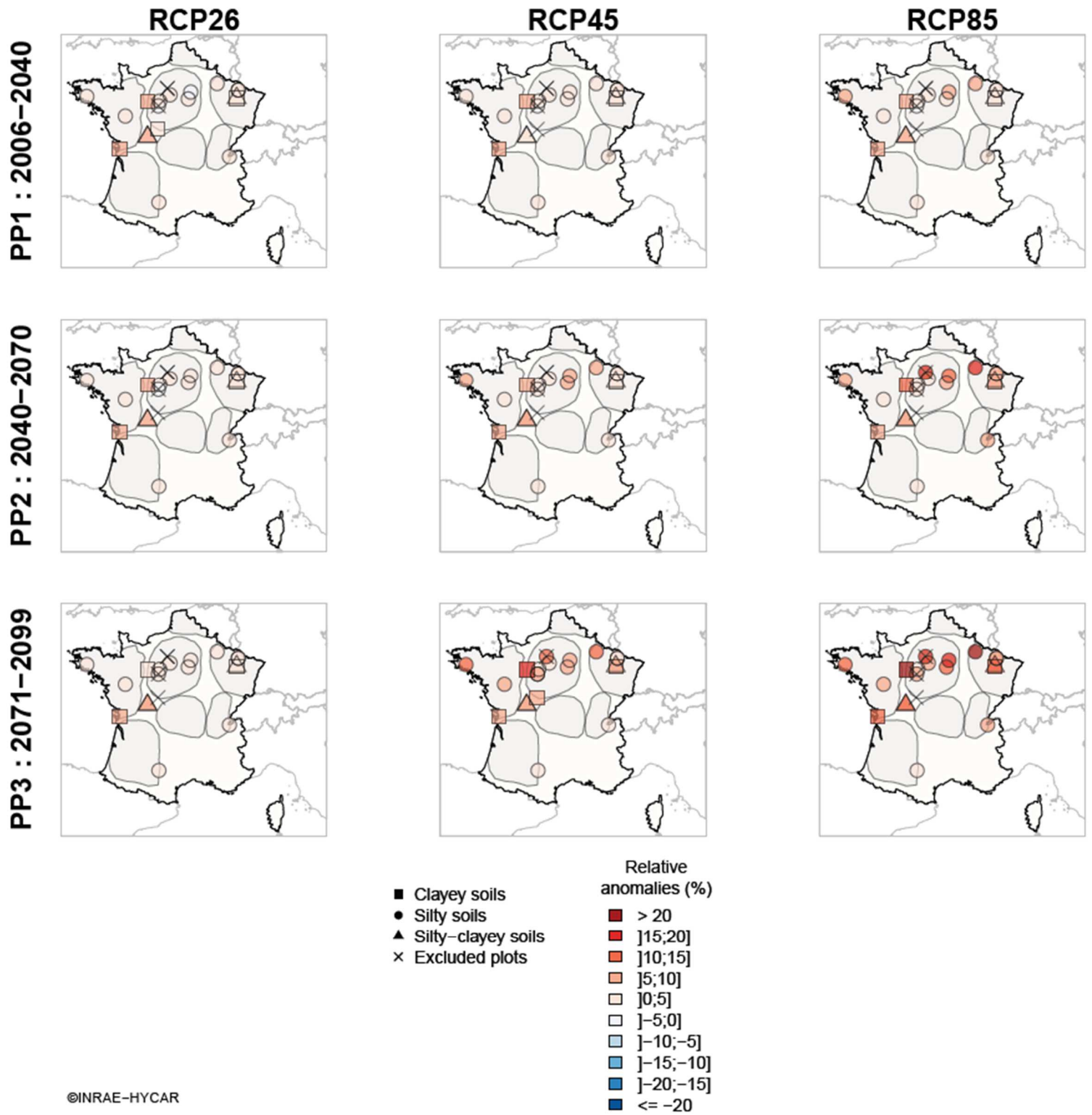


Figure C 18 : Anomalies relatives du débit spécifique associé à une période de retour égale à 5 ans (QRP05) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référençant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle). Les croix correspondent aux parcelles pour lesquelles la régression de l'Eq. (II.3.6) n'a pas été jugée satisfaisante.

06 QRP10 : débit spécifique établi pour une période de retour égale à 10 ans.

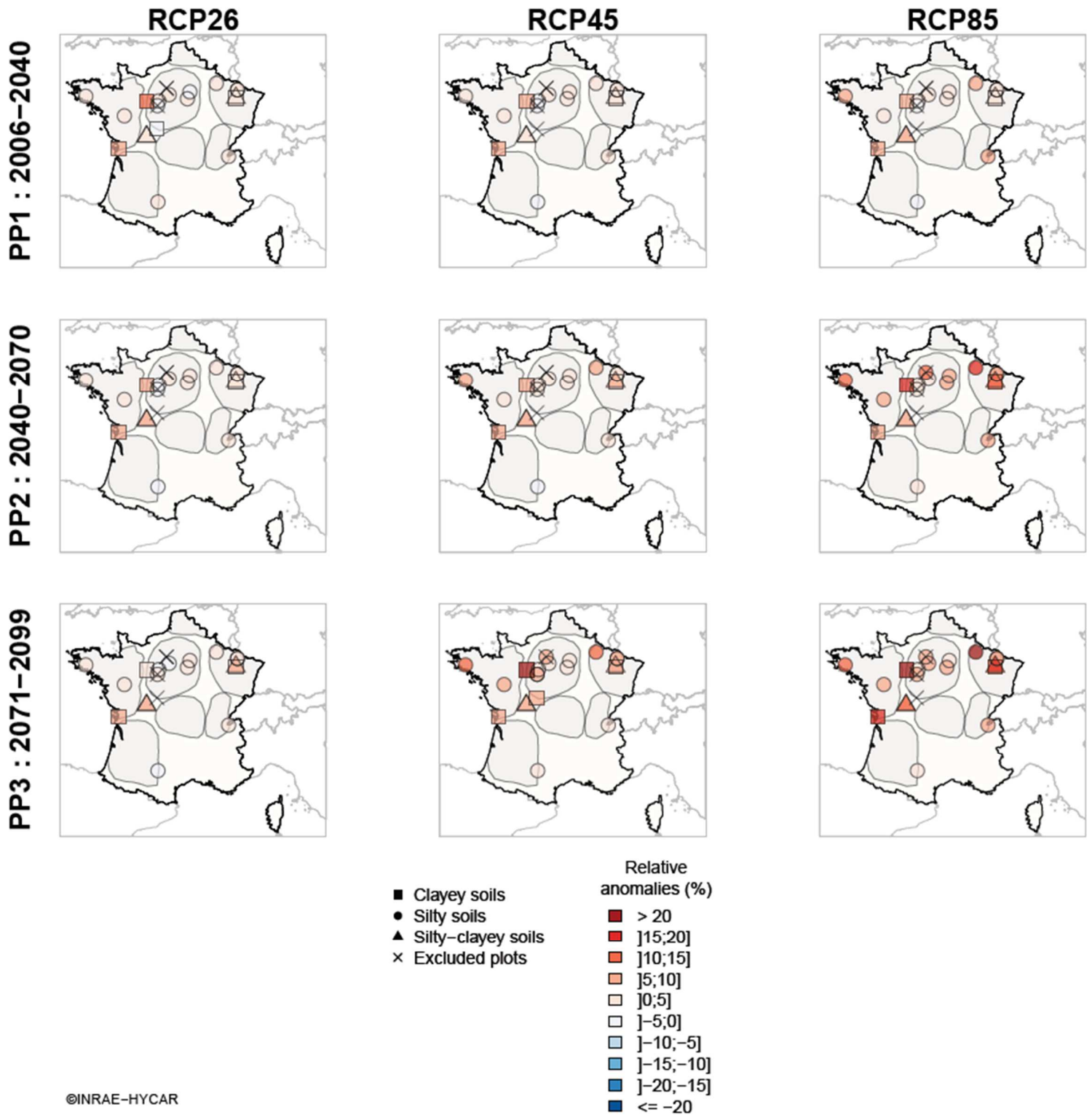


Figure C 19 : Anomalies relatives du débit spécifique associé à une période de retour égale à 10 ans (QRP10) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référençant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle). Les croix correspondent aux parcelles pour lesquelles la régression de l'Eq. (II.3.6) n'a pas été jugée satisfaisante.

06 QRP20 : débit spécifique établi pour une période de retour égale à 20 ans.

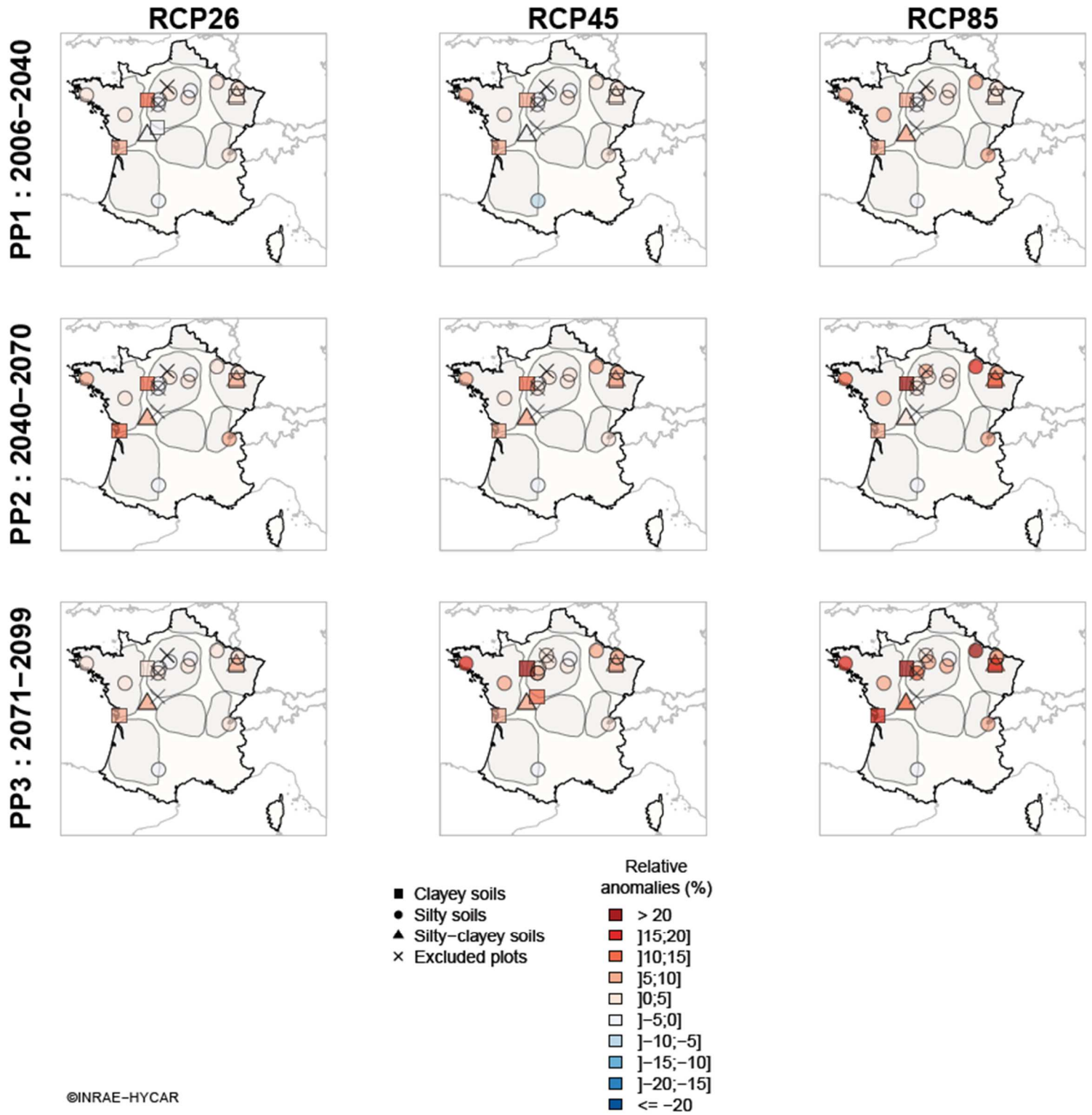
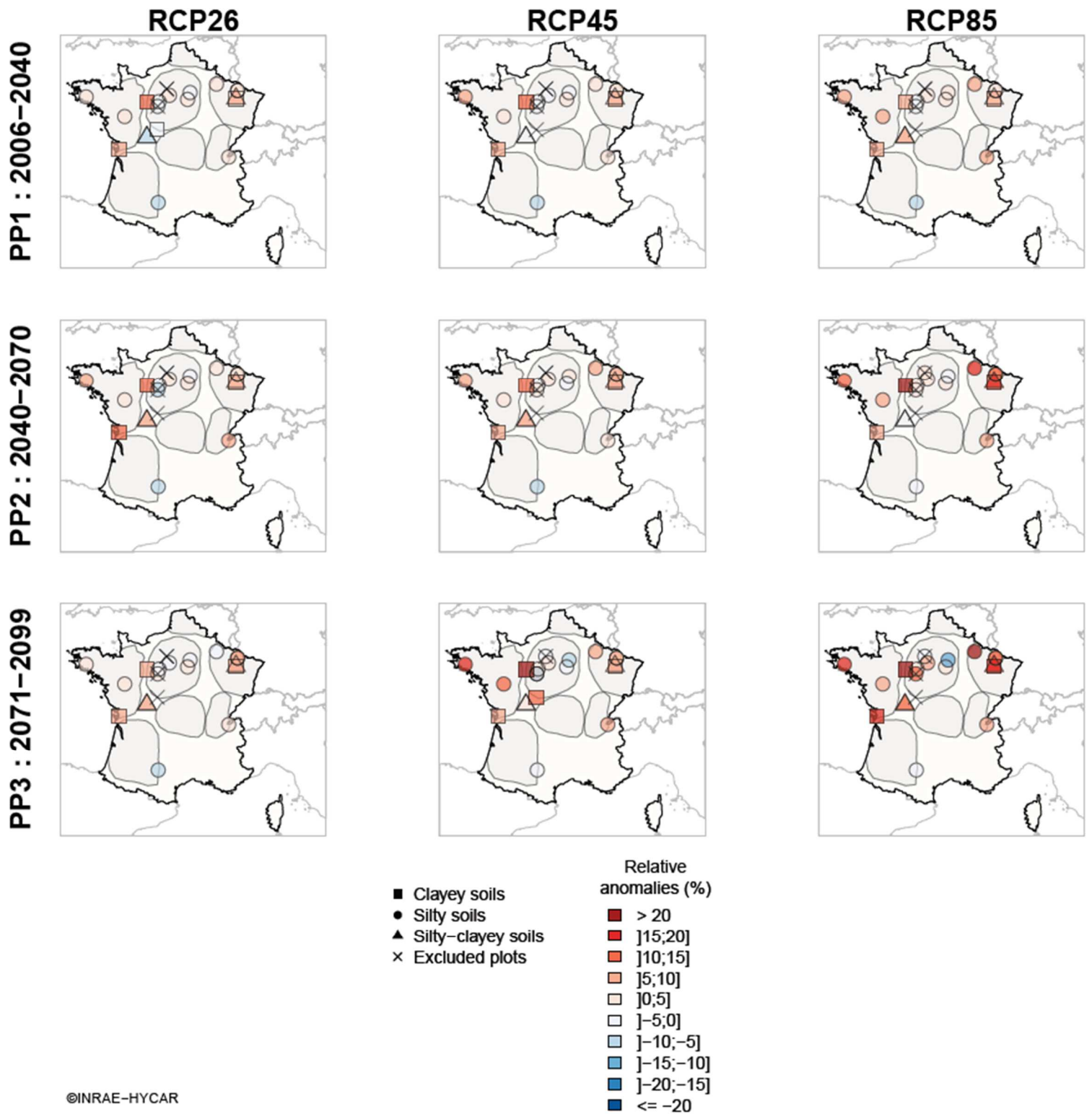


Figure C 20 : Anomalies relatives du débit spécifique associé à une période de retour égale à 20 ans (QRP20) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle). Les croix correspondent aux parcelles pour lesquelles la régression de l'Eq. (II.3.6) n'a pas été jugée satisfaisante.

06 QRP50 : débit spécifique établi pour une période de retour égale à 50 ans.



©INRAE-HYCAR

Figure C 21 : Anomalies relatives du débit spécifique associé à une période de retour égale à 50 ans (QRP50) par RCP et sous-période future projetée. Les zones grisées sur les cartes correspondent aux principales aires de drainage françaises définies en section I.1.4. Les symboles référençant chaque site correspondent à leur texture de sol : argileuse (carrés), limoneuse (rond) et limono-argileuse (triangle). Les croix correspondent aux parcelles pour lesquelles la régression de l'Eq. (II.3.6) n'a pas été jugée satisfaisante.

Annexe C2 : Tableaux des anomalies absolues pour chacun des 22 sites étudiés

Pour chaque site et chaque anomalie hydrologique, les anomalies absolues fournies sont calculées à partir de la moyenne des anomalies sur le couple « période future – RCP » considéré. Les unités des anomalies correspondent aux unités des valeurs historiques, à l'exception de la date de démarrage de la saison de drainage (BegDS), pour laquelle les anomalies sont données en nombre de jours d'écart avec cette date. Les tableaux sont donnés selon l'ordre alphabétique relatif au nom des 22 sites.

Archigny_P1 :

Surface du site : 1.0 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 8 m

Localisation : Vienne (86) - Longitude/Latitude : (0.653327/46.673232) - Région affectée : aucune

Texture de sol : Limon-argileux

Climat : Océanique altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	02 février	date	-5	-5	-12	-2	-6	-14	0	-3	0
01 LenDS	115	jours	6	3	9	0	-1	5	0	-2	-7
02 WetInd	13	jours	4	3	2	2	2	4	1	3	2
02 DryInd	3	jours	3	1	1	3	9	11	3	9	21
03 ADWB	91.98	mm/an	21.48	13.03	18.01	14.04	13.05	22.79	11.30	19.26	19.03
03 DDWB	24.66	mm/(6mois)	6.29	4.18	6.19	2.42	-1.36	0.54	3.69	0.79	-4.03
03 WDWB	67.32	mm/(6mois)	15.18	8.85	12.11	11.61	14.42	22.20	7.61	18.47	23.06
04 LenDryP	234	jours	-12	-6	-11	0	3	-1	-1	1	11
04 LenRechP	14	jours	1	1	2	1	-1	-2	0	-3	-3
04 LenWetP	67	jours	10	6	11	-1	-2	4	0	3	-6
04 LenRecep	51	jours	1	-1	-1	1	0	-1	1	-2	-3
05 NumFE	4.83	-	1.02	0.66	0.79	0.43	0.47	0.92	0.36	0.9	0.62
05 CumLenFE	27	jours	7	4	6	4	4	8	3	7	6
05 PkFlowAve	3.53	mm/j	0.44	0.28	0.48	0.23	0.25	0.60	0.28	0.63	0.90
05 MaxDisch	6.53	mm/j	1.03	0.68	0.95	0.55	0.50	1.23	0.67	1.18	1.47
06 RP _{RC}	3.08	ans	-1.17	-0.80	-0.72	-1.03	-0.95	-1.21	-0.77	-1.08	-1.24
06 Q _{RC}	10.05	mm/j	0.25	0.18	0.43	0.13	0.15	0.28	-0.02	0.42	0.43
06 QRP05	10.82	mm/j	0.04	0.05	0.06	0.04	0.05	0.06	0.04	0.06	0.09
06 QRP10	11.85	mm/j	0.00	0.03	0.03	0.01	0.04	0.03	0.03	0.02	0.06
06 QRP20	12.85	mm/j	-0.03	0.02	0.01	-0.02	0.02	0.00	0.02	-0.01	0.04
06 QRP50	14.13	mm/j	-0.06	0.00	-0.01	-0.05	0.01	-0.02	0.02	-0.04	0.01

Archigny_P2 :

Surface du site : 1.0 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 12 m

Localisation : Vienne (86) - Longitude/Latitude : (0.653327/46.673232) - Région affectée : aucune

Texture de sol : Limon-argileux

Climat : Océanique altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	30 janvier	date	-5	-5	-12	-2	-6	-14	-2	-3	-1
01 LenDS	116	jours	6	4	9	0	-1	4	0	-2	-7
02 WetInd	13	jours	4	3	3	2	2	4	1	3	2
02 DryInd	3	jours	3	1	1	3	8	10	3	10	22
03 ADWB	87.52	mm/an	18.19	11.01	15.58	11.16	10.59	18.53	8.84	15.37	13.42
03 DDWB	23.42	mm/(6mois)	5.39	3.68	5.57	1.89	-1.55	0.09	3.22	0.52	-4.12
03 WDWB	64.1	mm/(6mois)	12.79	7.33	10.28	9.26	12.14	18.41	5.62	14.86	17.55
04 LenDryP	234	jours	-12	-6	-12	0	3	-1	-2	1	11
04 LenRechP	8	jours	1	1	2	1	0	-1	1	-1	-1
04 LenWetP	74	jours	10	7	12	-1	-3	4	1	2	-7
04 LenReceP	50	jours	0	-1	-2	0	0	-2	0	-2	-3
05 NumFE	5.21	-	0.99	0.70	0.91	0.39	0.41	0.86	0.40	0.82	0.60
05 CumLenFE	29	jours	7	4	6	4	4	7	3	6	5
05 PkFlowAve	3.11	mm/j	0.30	0.15	0.33	0.16	0.18	0.42	0.17	0.41	0.54
05 MaxDisch	5.1	mm/j	0.53	0.36	0.57	0.32	0.33	0.76	0.40	0.69	0.88
06 RP _{RC}	1.7	ans	-0.02	0.07	0.16	-0.03	-0.06	-0.04	0.03	0.03	-0.04
06 Q _{RC}	5.9	mm/j	0.67	0.47	0.66	0.49	0.35	0.71	0.23	0.81	0.82
06 QRP05	7.27	mm/j	0.06	0.07	0.07	0.05	0.07	0.08	0.05	0.08	0.13
06 QRP10	8.01	mm/j	0.03	0.07	0.06	0.03	0.07	0.07	0.06	0.06	0.12
06 QRP20	8.73	mm/j	0.01	0.07	0.06	0.02	0.07	0.05	0.06	0.04	0.11
06 QRP50	9.65	mm/j	-0.01	0.07	0.05	0.00	0.07	0.04	0.07	0.02	0.11

Arrou_P6 :

Surface du site : 2.0 ha

Profondeur des drains : 0.8 m

Écartement des drains : 10 m

Localisation : Eure-et-Loire (28) - Longitude/Latitude : (1.122844/48.098101) - Région affectée : Bassin Parisien

Texture de sol : Limon

Climat : Océanique altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	14 mars	date	-7	-4	-4	-2	-2	-8	-2	-6	-3
01 LenDS	73.73	jours	6	0	3	1	-3	1	0	1	-2
02 WetInd	12.85	jours	1	0	0	2	1	1	0	1	1
02 DryInd	2.64	jours	3	3	2	3	9	11	3	11	21
03 ADWB	67.21	mm/an	7.69	5.02	4.68	9.63	9.3	12.97	3.89	12.7	17.87
03 DDWB	15.94	mm/(6mois)	5.55	1.25	3.68	3.26	-0.7	0.06	1.38	0.4	-1.6
03 WDWB	51.27	mm/(6mois)	2.15	3.77	1.15	6.37	10	12.87	2.51	12.3	19.46
04 LenDryP	276	jours	-11	-1	-8	-3	3	-1	-2	-3	4
04 LenRechP	10	jours	4	0	1	2	-1	0	-1	1	-1
04 LenWetP	42	jours	6	1	6	4	2	4	3	4	0
04 LenRecep	37	jours	1	0	1	-3	-3	-3	0	-1	-3
05 NumFE	3.47	-	0.33	0.08	0.21	0.41	0.31	0.53	0.19	0.62	0.77
05 CumLenFE	20.48	jours	2	1	1	3	2	4	1	4	5
05 PkFlowAve	3.64	mm/j	0.33	0.5	0.14	0.35	0.39	0.56	0.19	0.57	0.8
05 MaxDisch	6.97	mm/j	0.73	0.56	0.29	0.43	0.7	1.39	0.34	1.05	1.62
06 RP _{RC}	NA	ans	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 Q _{RC}	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 QRP05	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 QRP10	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 QRP20	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 QRP50	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Les valeurs NA pour la famille 6 de descripteurs désignent le fait que la régression linéaire a été jugée non satisfaisante et n'a pas été retenue. Aucune valeur n'a pu être extraite.

Arrou_P8 :

Surface du site : 2.0 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 20 m

Localisation : Eure-et-Loire (28) - Longitude/Latitude : (1.122844/48.098101) - Région affectée : Bassin Parisien

Texture de sol : Limon

Climat : Océanique altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	05 février	date	-3	-1	-2	-2	-4	-7	-3	-5	-1
01 LenDS	88	jours	2	-3	0	-1	-4	-1	-2	-2	-4
02 WetInd	24	jours	2	0	1	2	0	1	0	1	0
02 DryInd	2	jours	3	2	1	3	8	10	3	10	19
03 ADWB	90.15	mm/an	8.43	4.3	5.25	10.37	8.27	12.46	4.75	12.43	14.12
03 DDWB	14.54	mm/(6mois)	2.96	0.08	1.75	2.31	-1.5	-1.17	0.64	-0.15	-2.49
03 WDWB	75.61	mm/(6mois)	5.48	4.21	3.65	8.06	9.77	13.63	4.11	12.57	16.61
04 LenDryP	264	jours	-6	2	-3	-2	4	1	0	-1	5
04 LenRechP	7	jours	1	0	1	-1	-2	-2	-1	-1	-2
04 LenWetP	60	jours	6	-1	3	2	1	3	1	3	0
04 LenReceP	34	jours	-1	0	0	1	-3	-2	0	-1	-3
05 NumFE	5.58	-	0.65	0.18	0.20	0.72	0.38	0.59	0.42	0.71	0.73
05 CumLenFE	32	jours	3	1	2	4	3	4	2	5	5
05 PkFlowAve	4.15	mm/j	0.06	0.22	0.23	0.05	0.18	0.23	0.16	0.31	0.32
05 MaxDisch	6.19	mm/j	0.25	0.16	0.35	0.1	0.15	0.36	0.12	0.35	0.43
06 RP_{RC}	1.48	ans	0.06	0.04	-0.12	-0.01	0.01	-0.12	0.01	0.02	-0.19
06 Q_{RC}	6.61	mm/j	0.19	0.25	-0.19	0.10	0.28	-0.04	0.04	0.27	-0.20
06 QRP05	7.98	mm/j	0.00	-0.01	0.01	0.00	0.03	0.05	0.00	0.02	0.07
06 QRP10	8.62	mm/j	-0.01	-0.03	0.02	-0.01	0.03	0.06	-0.01	0.02	0.09
06 QRP20	9.23	mm/j	-0.02	-0.04	0.02	-0.01	0.03	0.07	-0.01	0.02	0.10
06 QRP50	10.01	mm/j	-0.02	-0.06	0.02	-0.02	0.03	0.07	-0.01	0.01	0.12

Bray_P1 :

Surface du site : 46.0 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 10 m

Localisation : Indre-et-Loire (37) - Longitude/Latitude : (1.275356/47.060374) - Région affectée : Bassin Parisien

Texture de sol : Argile

Climat : Océanique altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	18 mars	date	-9	-4	-6	-4	-9	-15	-1	-7	-2
01 LenDS	69	jours	8	2	6	2	5	11	2	3	-2
02 WetInd	14	jours	2	0	0	2	2	3	1	2	1
02 DryInd	2	jours	2	2	2	3	9	10	3	10	23
03 ADWB	57.15	mm/an	10.38	4.09	4.79	11.14	10.33	15.8	6.82	13.2	9.99
03 DDWB	13.57	mm/(6mois)	4.08	2.30	3.99	1.80	-0.61	0.67	2.11	1.36	-1.71
03 WDWB	43.58	mm/(6mois)	6.30	1.79	0.99	9.34	10.94	15.19	4.71	11.84	11.71
04 LenDryP	283	jours	-12	-3	-7	-3	-2	-7	-3	-6	5
04 LenRechP	5	jours	1	1	1	-1	-2	-2	-1	-1	-2
04 LenWetP	45	jours	7	-1	2	3	3	6	2	4	-2
04 LenRecep	32	jours	4	3	4	1	1	2	2	3	-1
05 NumFE	3.31	-	0.53	0.13	0.08	0.31	0.33	0.66	0.14	0.53	0.33
05 CumLenFE	21	jours	4	2	1	4	4	6	2	5	4
05 PkFlowAve	2.8	mm/j	0.23	0.12	0.17	0.10	0.13	0.29	0.09	0.35	0.27
05 MaxDisch	3.9	mm/j	0.36	0.19	0.20	0.17	0.18	0.55	0.18	0.50	0.48
06 RP_{RC}	NA	ans	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 Q_{RC}	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 QRP05	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 QRP10	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 QRP20	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 QRP50	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Les valeurs NA pour la famille 6 de descripteurs désignent le fait que la régression linéaire a été jugée non satisfaisante et n'a pas été retenue. Aucune valeur n'a pu être extraite.

Courcelles_P1 :

Surface du site : 2.4 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 10 m

Localisation : Moselle (57) - Longitude/Latitude : (6.406081/49.107527) - Région affectée : Grand-Est

Texture de sol : Limon

Climat : Semi-continental altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	04 décembre	date	-3	0	1	-1	-6	-5	-1	-3	-2
01 LenDS	170	jours	3	0	0	-1	0	0	2	-1	-5
02 WetInd	51	jours	1	-1	-2	1	0	0	0	0	-3
02 DryInd	3	jours	3	2	2	3	6	7	2	8	14
03 ADWB	244.83	mm/an	16.37	12.93	11.02	17.93	26.02	34.05	19.82	40.86	50.77
03 DDWB	34.81	mm/(6mois)	3.74	0.01	1.73	2.7	-4.56	-0.51	2.16	2.27	-1.76
03 WDWB	210.02	mm/(6mois)	12.6	12.91	9.73	15.21	30.59	34.71	17.66	38.58	52.68
04 LenDryP	177	jours	-7	-1	1	1	3	4	-2	1	9
04 LenRechP	17	jours	-1	1	1	1	0	-1	1	-1	-2
04 LenWetP	120	jours	9	-1	-1	-1	-3	-3	0	-1	-6
04 LenReceP	50	jours	-1	1	-1	-1	0	0	1	1	-1
05 NumFE	9.57	-	0.50	0.05	-0.06	0.49	0.46	0.78	0.37	0.68	0.88
05 CumLenFE	68.85	jours	4	1	1	3	4	6	4	7	6
05 PkFlowAve	6.64	mm/j	0.14	0.40	0.33	0.47	0.65	0.82	0.48	0.86	1.31
05 MaxDisch	14.08	mm/j	0.32	0.36	0.33	0.55	0.77	0.93	0.61	1.04	1.45
06 RP _{RC}	1.81	ans	-0.11	-0.08	-0.06	-0.10	-0.12	-0.14	-0.09	-0.16	-0.23
06 Q _{RC}	15.55	mm/j	0.00	-0.04	-0.01	0.01	0.20	0.39	-0.03	0.05	0.50
06 QRP05	16.57	mm/j	0.02	0.02	0.02	0.01	0.03	0.04	0.02	0.04	0.06
06 QRP10	17.17	mm/j	0.02	0.03	0.03	0.01	0.03	0.04	0.02	0.06	0.06
06 QRP20	17.74	mm/j	0.02	0.03	0.04	0.01	0.03	0.04	0.03	0.07	0.06
06 QRP50	18.48	mm/j	0.03	0.04	0.05	0.01	0.04	0.04	0.03	0.09	0.07

Courcelles_P2 :

Surface du site : 2.4 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 10 m

Localisation : Moselle (57) - Longitude/Latitude : (6.406081/49.107527) - Région affectée : Grand-Est

Texture de sol : Limon

Climat : Semi-continental altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	27 novembre	date	-2	1	2	0	-4	-3	0	-1	-1
01 LenDS	183.59	jours	2	0	-1	-2	-2	-1	1	-4	-8
02 WetInd	46	jours	2	-1	-2	1	1	1	0	1	-2
02 DryInd	3	jours	4	2	2	3	6	7	2	8	14
03 ADWB	233.15	mm/an	15.70	12.26	10.32	15.67	22.53	29.95	18.00	36.40	43.20
03 DDWB	38.27	mm/(6mois)	3.67	0.68	1.66	2.16	-4.84	-0.69	2.50	1.65	-2.55
03 WDWB	194.90	mm/(6mois)	11.99	11.59	9.07	13.46	27.36	30.78	15.49	34.75	45.90
04 LenDryP	165	jours	-6	-1	0	2	5	4	-1	3	12
04 LenRechP	21	jours	-1	-1	0	0	-2	-3	1	-3	-5
04 LenWetP	122	jours	10	1	2	0	-1	-1	1	1	-4
04 LenReceP	57	jours	-3	0	-2	-2	-2	0	-1	-1	-3
05 NumFE	10.47	-	0.52	0.13	0.13	0.55	0.45	0.86	0.38	0.85	0.91
05 CumLenFE	68	jours	4	2	2	4	4	6	3	7	7
05 PkFlowAve	5.81	mm/j	0.14	0.27	0.22	0.33	0.48	0.62	0.38	0.64	0.88
05 MaxDisch	11.53	mm/j	0.24	0.23	0.18	0.34	0.53	0.69	0.49	0.81	0.87
06 RP _{RC}	1.58	ans	-0.02	-0.02	-0.06	-0.04	-0.04	-0.02	-0.06	-0.09	-0.06
06 Q _{RC}	11.86	mm/j	0.06	0.07	-0.19	0.01	0.19	0.43	-0.02	0.04	0.51
06 QRP05	12.99	mm/j	0.02	0.01	0.02	0.01	0.04	0.05	0.02	0.05	0.07
06 QRP10	13.55	mm/j	0.02	0.01	0.03	0.01	0.04	0.05	0.03	0.07	0.08
06 QRP20	14.09	mm/j	0.03	0.02	0.05	0.02	0.05	0.06	0.03	0.09	0.09
06 QRP50	14.80	mm/j	0.03	0.02	0.06	0.02	0.06	0.06	0.04	0.11	0.10

Courcival_P3 :

Surface du site : 1.3 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 12 m

Localisation : Sarthe (72) - Longitude/Latitude : (0.392965/48.230652) - Région affectée : Bassin Parisien

Texture de sol : Argile

Climat : Océanique altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	14 décembre	date	0	-3	-1	0	-1	-5	0	0	1
01 LenDS	112	jours	2	0	2	1	-3	0	-1	-5	-8
02 WetInd	38	jours	1	0	0	0	-1	0	0	0	-1
02 DryInd	5	jours	3	2	2	3	9	11	4	11	20
03 ADWB	65.28	mm/an	2.58	0.42	1.55	2.38	0.91	4.02	1.24	3.43	3.29
03 DDWB	5.29	mm/(6mois)	0.53	-0.11	0.59	1.12	-0.52	-0.53	-0.23	-0.54	-1.70
03 WDWB	59.99	mm/(6mois)	2.05	0.53	1.02	1.26	1.43	4.57	1.47	3.96	4.97
04 LenDryP	299	jours	-2	1	0	0	2	0	1	1	3
04 LenRechP	7	jours	0	0	0	0	0	0	0	0	0
04 LenWetP	17	jours	1	0	1	1	0	0	0	1	0
04 LenReceP	43	jours	0	-1	0	-1	-2	0	-1	-1	-2
05 NumFE	23.67	-	0.28	-0.41	-0.21	-0.44	-1.07	-0.35	-0.57	-0.82	-1.51
05 CumLenFE	86.54	jours	2	-1	0	-1	-3	0	-1	-2	-4
05 PkFlowAve	1.69	mm/j	0.03	0.03	0.03	0.06	0.08	0.11	0.05	0.11	0.17
05 MaxDisch	3.62	mm/j	0.11	0.04	0.01	0.19	0.25	0.40	0.13	0.34	0.59
06 RP _{RC}	1.01	ans	9.09	59.67	0.13	-0.01	25.01	1.56	228.91	2.08	1.24
06 Q _{RC}	2.12	mm/j	3.06	4.71	0.53	-19.08	3.87	1.83	5.39	2.04	1.99
06 QRP05	4.17	mm/j	0.07	0.05	0.04	0.06	0.08	0.16	0.05	0.14	0.24
06 QRP10	4.69	mm/j	0.10	0.09	0.04	0.08	0.10	0.20	0.06	0.19	0.27
06 QRP20	5.19	mm/j	0.12	0.11	0.05	0.09	0.11	0.24	0.07	0.22	0.30
06 QRP50	5.84	mm/j	0.15	0.14	0.05	0.11	0.12	0.28	0.08	0.26	0.33

La_Bouzule_P1 :

Surface du site : 1.9 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 24 m

Localisation : Merthe-et-Moselle (54) - Longitude/Latitude : (6.322163/48.739945) - Région affectée : Grand-Est

Texture de sol : Argile

Climat : Semi-continental altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	07 décembre	date	-3	0	1	0	-5	-6	0	-1	-1
01 LenDS	150	jours	3	-2	-1	-2	0	1	0	-4	-9
02 WetInd	46	jours	2	0	-1	0	0	1	0	1	-3
02 DryInd	3	jours	3	2	1	2	5	6	2	7	13
03 ADWB	172.36	mm/an	11.85	9.68	8.02	8.53	14.21	22.51	12.49	22.29	23.45
03 DDWB	24.53	mm/(6mois)	1.73	-0.45	0.85	0.60	-3.22	-0.53	2.12	0.19	-3.49
03 WDWB	147.83	mm/(6mois)	10.07	10.14	7.38	7.94	17.41	23.08	10.35	22.11	27.00
04 LenDryP	226	jours	-2	3	3	2	3	2	1	4	12
04 LenRechP	20	jours	1	-1	0	-1	0	-1	0	-1	-1
04 LenWetP	81	jours	1	-3	-4	-1	-4	-3	-1	-2	-9
04 LenReceP	39	jours	1	1	1	-1	1	1	0	-1	-2
05 NumFE	17.16	-	1.09	0.30	0.35	0.31	0.78	1.51	0.84	1.03	0.65
05 CumLenFE	66	jours	4	2	2	2	3	6	3	5	4
05 PkFlowAve	5.25	mm/j	0.23	0.26	0.24	0.25	0.29	0.37	0.22	0.39	0.60
05 MaxDisch	9.19	mm/j	0.17	0.23	0.26	0.20	0.20	0.54	0.28	0.64	0.70
06 RP_{RC}	2.39	ans	1.89	-0.61	-0.22	-0.53	0.61	-0.30	-0.03	-0.45	-0.85
06 Q_{RC}	9.45	mm/j	0.72	-0.23	0.18	-0.17	0.53	0.41	0.28	0.25	-0.04
06 QRP05	10.07	mm/j	0.02	0.03	0.04	0.03	0.04	0.06	0.04	0.09	0.10
06 QRP10	10.60	mm/j	0.03	0.05	0.04	0.04	0.05	0.06	0.04	0.11	0.13
06 QRP20	11.10	mm/j	0.04	0.06	0.05	0.05	0.05	0.06	0.05	0.13	0.15
06 QRP50	11.76	mm/j	0.04	0.07	0.05	0.06	0.06	0.07	0.06	0.15	0.17

La_Bouzule_P2 :

Surface du site : 2.9 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 12 m

Localisation : Merthe-et-Moselle (54) - Longitude/Latitude : (6.322163/48.739945) - Région affectée : Grand-Est

Texture de sol : Limon-argileux

Climat : Semi-continental altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	01 janvier	date	-4	-1	0	-1	-5	-7	-1	-2	0
01 LenDS	124	jours	1	-2	-3	-3	-2	2	-1	-5	-9
02 WetInd	39	jours	2	0	0	0	0	1	0	0	-3
02 DryInd	3	jours	4	2	2	4	8	9	2	10	19
03 ADWB	126.11	mm/an	9.38	6.32	7.15	6.05	7.63	16.31	8.38	15.50	14.34
03 DDWB	20.41	mm/(6mois)	1.30	-0.63	0.60	0.83	-3.07	-0.46	2.05	0.23	-2.92
03 WDWB	105.69	mm/(6mois)	8.04	6.97	6.74	5.22	10.69	16.79	6.32	15.28	17.30
04 LenDryP	237	jours	-5	1	1	3	5	-1	0	3	9
04 LenRechP	7	jours	1	0	0	0	0	-1	0	-1	-1
04 LenWetP	89	jours	1	-3	-4	-1	-3	1	-1	-1	-5
04 LenReceP	32	jours	2	1	2	-1	-2	1	0	-1	-3
05 NumFE	11.51	-	0.87	0.41	0.59	0.51	0.46	1.51	0.69	1.07	0.87
05 CumLenFE	50	jours	4	2	2	2	2	6	3	5	4
05 PkFlowAve	4.01	mm/j	0.11	0.16	0.12	0.10	0.14	0.22	0.14	0.25	0.32
05 MaxDisch	6.34	mm/j	0.13	0.21	0.24	0.20	0.23	0.56	0.37	0.59	0.64
06 RP_{RC}	2.47	ans	8.92	-0.83	0.47	0.14	0.16	-0.44	-0.20	-0.57	-0.86
06 Q_{RC}	6.73	mm/j	1.71	-0.41	0.52	0.19	0.33	0.33	0.23	0.05	-0.02
06 QRP05	7.42	mm/j	0.02	0.03	0.05	0.02	0.05	0.08	0.05	0.10	0.14
06 QRP10	8.04	mm/j	0.03	0.04	0.05	0.03	0.06	0.07	0.05	0.12	0.16
06 QRP20	8.63	mm/j	0.04	0.04	0.05	0.03	0.06	0.07	0.05	0.14	0.18
06 QRP50	9.39	mm/j	0.05	0.05	0.05	0.04	0.07	0.06	0.05	0.16	0.19

La_Jaillière_P4 :

Surface du site : 1.0 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 10 m

Localisation : Loire-Atlantique (44) - Longitude/Latitude : (-0.966214/47.451717) - Région affectée : Grand-Ouest

Texture de sol : Limon

Climat : Océanique

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	08 décembre	date	1	0	1	1	1	-1	2	2	3
01 LenDS	146	jours	1	1	2	0	-3	-2	-1	-4	-8
02 WetInd	36	jours	2	0	0	1	1	1	1	1	-2
02 DryInd	3	jours	2	3	1	3	7	9	3	10	19
03 ADWB	179.59	mm/an	14.04	12.09	13.29	15.31	16.92	24.34	11.87	24.78	25.84
03 DDWB	15.06	mm/(6mois)	4.51	2.78	3.80	5.03	0.96	1.84	2.74	1.07	-1.34
03 WDWB	164.53	mm/(6mois)	9.53	9.32	9.57	10.27	15.96	22.62	9.13	23.73	27.15
04 LenDryP	202	jours	-6	-3	-3	-1	4	4	1	3	11
04 LenRechP	15	jours	-1	-2	0	-2	-2	-3	-1	-2	-2
04 LenWetP	98	jours	7	6	4	3	-1	0	0	0	-7
04 LenReceP	50	jours	0	-2	-1	0	0	-1	0	-1	-2
05 NumFE	7.27	-	0.52	0.55	0.35	0.35	0.29	0.36	0.17	0.42	0.36
05 CumLenFE	53	jours	4	4	3	4	4	5	2	5	3
05 PkFlowAve	6.04	mm/j	-0.05	0.19	0.21	0.29	0.54	0.70	0.26	0.67	0.98
05 MaxDisch	11.49	mm/j	0.14	0.30	0.35	0.53	0.82	1.13	0.56	1.03	1.23
06 RP _{RC}	1.92	ans	-0.10	-0.15	-0.18	-0.14	-0.25	-0.28	-0.13	-0.25	-0.30
06 Q _{RC}	12.87	mm/j	0.08	-0.04	-0.15	0.15	0.10	0.08	0.25	0.21	0.34
06 QRP05	13.98	mm/j	0.01	0.01	0.00	0.03	0.03	0.06	0.04	0.05	0.07
06 QRP10	14.68	mm/j	0.01	0.01	0.01	0.03	0.03	0.08	0.05	0.05	0.07
06 QRP20	15.35	mm/j	0.01	0.01	0.01	0.03	0.03	0.09	0.05	0.06	0.08
06 QRP50	16.21	mm/j	0.02	0.01	0.01	0.04	0.03	0.11	0.06	0.07	0.09

Longnes_P2 :

Surface du site : 1.0 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 12 m

Localisation : Yvelines (78) - Longitude/Latitude : (1.586955/48.920979) - Région affectée : Bassin Parisien

Texture de sol : Limon

Climat : Océanique altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	26 février	date	-6	-3	-5	-4	-9	-11	-7	-9	-10
01 LenDS	97	jours	5	0	2	4	3	6	3	5	5
02 WetInd	9	jours	1	0	1	1	3	2	0	3	4
02 DryInd	3	jours	2	2	1	3	8	8	2	10	17
03 ADWB	54.78	mm/an	9.71	6.77	7.15	9.86	15.30	15.68	6.26	17.32	25.05
03 DDWB	16.85	mm/(6mois)	4.05	1.41	2.48	2.54	-0.26	0.67	1.11	0.17	-0.41
03 WDWB	37.93	mm/(6mois)	5.67	5.35	4.66	7.31	15.55	14.95	5.15	17.15	25.42
04 LenDryP	249	jours	-13	-3	-10	-6	0	-7	-5	-6	-4
04 LenRechP	12	jours	2	1	1	1	0	0	-1	0	-1
04 LenWetP	50	jours	9	0	6	4	0	5	2	4	5
04 LenRecep	54	jours	2	2	2	1	0	1	5	2	-1
05 NumFE	2.03	-	0.40	0.20	0.28	0.43	0.60	0.64	0.33	0.75	1.23
05 CumLenFE	12.97	jours	3	2	2	3	6	5	2	6	9
05 PkFlowAve	2.16	mm/j	0.34	0.48	0.35	0.4	0.58	0.63	0.24	0.54	0.87
05 MaxDisch	3.27	mm/j	0.64	0.75	0.63	0.78	1.19	1.13	0.58	1.33	1.98
06 RP_{RC}	NA	ans	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 Q_{RC}	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 QRP05	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 QRP10	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 QRP20	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 QRP50	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Les valeurs NA pour la famille 6 de descripteurs désignent le fait que la régression linéaire a été jugée non satisfaisante et n'a pas été retenue. Aucune valeur n'a pu être extraite.

Longnes_P3 :

Surface du site : 1.0 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 15 m

Localisation : Yvelines (78) - Longitude/Latitude : (1.586955/48.920979) - Région affectée : Bassin Parisien

Texture de sol : Limon

Climat : Océanique altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	09 février	date	-5	-3	-4	-3	-7	-8	-5	-7	-8
01 LenDS	115	jours	5	2	5	2	2	5	3	4	4
02 WetInd	13	jours	2	1	1	1	3	2	1	3	3
02 DryInd	3	jours	2	2	1	3	7	8	2	9	16
03 ADWB	67.94	mm/an	10.48	7.12	7.82	10.21	16.02	16.94	6.91	18.13	25.89
03 DDWB	18.33	mm/(6mois)	4.59	1.56	2.96	2.71	-0.04	0.72	1.36	0.40	-0.55
03 WDWB	49.61	mm/(6mois)	5.89	5.56	4.90	7.48	16.05	16.17	5.55	17.72	26.40
04 LenDryP	228	jours	-11	-2	-11	-4	1	-5	-4	-4	-1
04 LenRechP	15	jours	2	0	0	0	-2	0	-2	-2	-3
04 LenWetP	57	jours	9	1	9	3	1	5	1	4	5
04 LenRecep	66	jours	1	1	2	0	0	1	5	2	-1
05 NumFE	2.15	-	0.50	0.22	0.37	0.41	0.55	0.64	0.34	0.64	0.99
05 CumLenFE	17	jours	3	2	2	4	6	6	3	7	10
05 PkFlowAve	2.39	mm/j	0.25	0.30	0.24	0.25	0.41	0.45	0.18	0.48	0.71
05 MaxDisch	3.43	mm/j	0.50	0.48	0.49	0.59	0.80	0.88	0.36	1.02	1.41
06 RP_{RC}	NA	ans	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 Q_{RC}	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 QRP05	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 QRP10	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 QRP20	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
06 QRP50	NA	mm/j	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Les valeurs NA pour la famille 6 de descripteurs désignent le fait que la régression linéaire a été jugée non satisfaisante et n'a pas été retenue. Aucune valeur n'a pu être extraite.

Melarchez_GP :

Surface du site : 700.0 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 12 m

Localisation : Seine-et-Marne (77) - Longitude/Latitude : (3.191149/48.866163) - Région affectée : Bassin Parisien

Texture de sol : Limon

Climat : Océanique altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	03 décembre	date	-2	1	2	-1	-3	-4	0	-1	-1
01 LenDS	161	jours	4	-1	0	1	-1	1	1	-2	-4
02 WetInd	48	jours	1	-1	-2	1	0	-1	0	0	-3
02 DryInd	5	jours	3	2	1	3	8	10	3	10	17
03 ADWB	206.25	mm/an	11.65	7.32	7.68	13.67	21.36	26.58	14.42	35.58	42.39
03 DDWB	24.58	mm/(6mois)	3.91	3.38	5.98	2.42	-0.63	1.23	2.69	2.36	-0.68
03 WDWB	181.67	mm/(6mois)	7.73	3.94	2.07	11.26	21.89	25.55	11.73	33.14	43.06
04 LenDryP	188	jours	-8	0	-2	-1	2	-1	-2	0	5
04 LenRechP	14	jours	0	-1	1	1	1	-1	1	0	-1
04 LenWetP	114	jours	8	2	2	2	-1	6	2	1	-2
04 LenReceP	49	jours	0	-1	-1	-2	-3	-3	-1	-1	-2
05 NumFE	8.40	-	0.58	0.20	0.13	0.31	0.58	0.67	0.37	0.75	0.96
05 CumLenFE	64	jours	4	1	1	4	5	6	3	6	7
05 PkFlowAve	6.15	mm/j	0.02	0.20	0.22	0.29	0.51	0.70	0.27	0.95	1.39
05 MaxDisch	13.62	mm/j	0.19	0.38	0.40	0.63	1.18	1.83	0.81	2.18	3.31
06 RP_{RC}	2.57	ans	1.29	4.48	0.22	-0.32	0.30	0.72	7.60	0.43	0.32
06 Q_{RC}	15.02	mm/j	2.30	5.82	1.16	-0.08	2.20	4.01	8.31	3.89	5.30
06 QRP05	18.76	mm/j	-0.01	0.02	0.02	0.02	0.06	0.10	0.06	0.12	0.15
06 QRP10	22.31	mm/j	-0.01	0.01	0.00	0.01	0.04	0.03	0.04	0.06	0.04
06 QRP20	25.72	mm/j	-0.01	-0.01	-0.01	0.00	0.02	-0.02	0.03	0.02	-0.05
06 QRP50	30.12	mm/j	-0.02	-0.02	-0.02	-0.01	0.00	-0.06	0.01	-0.02	-0.12

OS2_P1 :

Surface du site : 700.0 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 12 m

Localisation : Eure-et-Loire (28) - Longitude/Latitude : (1.169642/48.316846) - Région affectée : Bassin Parisien

Texture de sol : Limon

Climat : Océanique altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	12 novembre	date	2	0	1	1	0	1	3	2	2
01 LenDS	155	jours	0	1	4	0	-2	-2	-1	-2	-3
02 WetInd	48	jours	1	-1	0	-1	-2	-3	-1	-2	-5
02 DryInd	5	jours	2	1	2	2	7	9	3	9	16
03 ADWB	200.51	mm/an	10.66	13.03	13.32	12.35	18.47	22.45	8.69	22.11	36.12
03 DDWB	19.28	mm/(6mois)	3.55	0.31	3.71	2.57	-2.52	-3.21	-0.36	0.34	-0.78
03 WDWB	181.06	mm/(6mois)	7.11	12.73	9.95	9.83	20.98	25.75	9.17	21.73	37.06
04 LenDryP	240	jours	-4	3	-2	1	3	5	2	5	10
04 LenRechP	31	jours	1	0	2	-1	2	0	-1	-1	0
04 LenWetP	59	jours	1	-4	-1	0	-6	-6	-1	-4	-11
04 LenReceP	36	jours	2	1	2	0	1	1	0	-1	0
05 NumFE	17.30	-	0.51	-0.40	0.03	0.28	-0.04	0.19	0.04	0.33	0.02
05 CumLenFE	62	jours	1	-1	0	1	0	0	0	1	0
05 PkFlowAve	8.55	mm/j	0.20	0.95	0.72	0.33	1.00	1.13	0.52	0.98	1.94
05 MaxDisch	28.97	mm/j	1.45	3.14	2.20	1.63	2.60	3.18	1.53	2.86	3.93
06 RP _{RC}	2.55	ans	-0.23	-0.72	-0.53	-0.48	-0.65	-0.75	-0.37	-0.68	-0.85
06 Q _{RC}	36.57	mm/j	0.46	0.31	0.40	0.38	0.29	0.31	0.31	0.31	0.33
06 QRP05	37.56	mm/j	0.01	0.00	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.03
06 QRP10	38.48	mm/j	0.00	-0.01	-0.01	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.03
06 QRP20	39.37	mm/j	0.00	-0.02	-0.01	-0.01	0.00	0.01	0.00	0.01	0.02
06 QRP50	40.51	mm/j	-0.01	-0.03	-0.03	-0.02	-0.01	0.01	-0.01	0.00	0.02

Parisot_P2 :

Surface du site : 0.3 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 12 m

Localisation : Tarn (81) - Longitude/Latitude : (1.833908/43.796524) - Région affectée : Sud-Ouest

Texture de sol : Limon

Climat : Océanique altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	09 novembre	date	5	7	-2	2	3	3	8	9	12
01 LenDS	183	jours	-4	-3	6	-3	-8	-10	-11	-20	-28
02 WetInd	36	jours	1	0	3	1	-1	-2	-1	-3	-9
02 DryInd	10	jours	5	4	3	5	11	13	5	14	28
03 ADWB	191.09	mm/an	12.05	10.78	26.46	20.46	10.93	9.35	0.10	-2.42	-26.52
03 DDWB	31.61	mm/(6mois)	4.08	3.95	4.57	2.34	-0.48	-0.43	0.59	-4.12	-9.33
03 WDWB	159.30	mm/(6mois)	7.83	6.88	22.08	18.05	11.51	9.90	-0.61	1.75	-17.19
04 LenDryP	188	jours	1	3	-8	3	7	9	9	15	32
04 LenRechP	16	jours	1	-1	1	-1	-2	-2	-1	-1	-2
04 LenWetP	102	jours	0	-1	8	0	-2	-4	-5	-11	-22
04 LenReceP	59	jours	-2	-1	-1	-2	-3	-4	-3	-3	-7
05 NumFE	8.96	-	0.47	0.30	1.02	0.75	0.18	0.01	-0.07	-0.11	-1.25
05 CumLenFE	53	jours	3	2	6	4	1	0	0	-1	-9
05 PkFlowAve	7.36	mm/j	0.41	0.63	0.71	0.64	0.76	1.00	0.39	0.57	0.65
05 MaxDisch	17.77	mm/j	1.17	1.27	1.70	2.14	1.35	2.01	0.87	1.01	0.59
06 RP_{RC}	2.39	ans	-0.18	-0.24	-0.25	-0.45	-0.28	-0.16	-0.04	0.02	0.00
06 Q_{RC}	20.85	mm/j	1.91	1.80	1.90	1.83	1.06	1.88	1.53	1.31	1.87
06 QRP05	23.25	mm/j	0.04	0.04	0.04	0.04	0.02	0.05	0.03	0.03	0.04
06 QRP10	25.28	mm/j	0.00	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	0.01	0.00	0.01	0.01
06 QRP20	27.23	mm/j	-0.03	-0.04	-0.04	-0.05	-0.04	-0.02	-0.03	-0.01	-0.02
06 QRP50	29.75	mm/j	-0.07	-0.08	-0.08	-0.10	-0.07	-0.05	-0.06	-0.03	-0.05

Rambouillet_P1 :

Surface du site : 1.0 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 10 m

Localisation : Yvelines (78) - Longitude/Latitude : (1.820249/48.64531) - Région affectée : Bassin Parisien

Texture de sol : Limon

Climat : Océanique altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	22 décembre	date	0	0	-2	-1	-4	-6	1	-1	-2
01 LenDS	150	jours	1	0	4	-2	-4	-2	-3	-5	-7
02 WetInd	29	jours	3	1	1	2	2	1	1	2	0
02 DryInd	2	jours	2	1	1	2	5	7	1	7	14
03 ADWB	134.52	mm/an	12.13	10.87	10.14	14.06	16.77	19.57	8.76	21.46	24.39
03 DDWB	26.30	mm/(6mois)	3.84	3.21	3.71	2.66	-2.19	-1.49	0.95	-1.12	-3.84
03 WDWB	108.23	mm/(6mois)	8.35	7.61	6.68	11.45	18.99	21.24	7.84	22.62	28.31
04 LenDryP	199	jours	-5	1	-4	2	7	3	4	4	11
04 LenRechP	24	jours	-2	-3	-3	-4	-3	-4	-4	-5	-6
04 LenWetP	89	jours	9	5	8	6	-2	3	1	3	-2
04 LenReceP	53	jours	-2	-2	-1	-3	-2	-2	-2	-3	-4
05 NumFE	7.03	-	0.68	0.51	0.35	0.65	0.37	0.56	0.40	0.90	0.89
05 CumLenFE	43	jours	4	4	3	5	4	6	3	7	7
05 PkFlowAve	4.61	mm/j	0.06	0.07	0.17	0.04	0.32	0.43	0.11	0.40	0.79
05 MaxDisch	9.13	mm/j	0.07	0.05	0.23	0.14	0.52	0.69	0.12	0.75	1.16
06 RP_{RC}	1.93	ans	-0.02	-0.11	-0.09	-0.04	-0.22	-0.21	0.03	-0.20	-0.33
06 Q_{RC}	10.62	mm/j	0.13	0.08	0.24	0.16	0.36	0.19	0.18	0.24	0.33
06 QRP05	11.64	mm/j	0.01	0.01	0.00	0.01	0.03	0.04	0.01	0.04	0.05
06 QRP10	12.28	mm/j	0.01	0.01	-0.01	0.00	0.03	0.04	0.01	0.04	0.05
06 QRP20	12.90	mm/j	0.01	0.01	-0.02	0.00	0.02	0.04	0.01	0.04	0.05
06 QRP50	13.70	mm/j	0.00	0.00	-0.04	-0.01	0.01	0.04	0.01	0.05	0.05

Rampillon_GP :

Surface du site : 355.0 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 12 m

Localisation : Seine-et-Marne (77) - Longitude/Latitude : (3.066051/48.548391) - Région affectée : Bassin Parisien

Texture de sol : Limon

Climat : Océanique altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	05 décembre	date	-4	1	2	-2	-4	-5	-1	-3	-1
01 LenDS	179	jours	6	-2	-1	1	0	0	2	-1	-4
02 WetInd	41	jours	1	-1	-2	1	0	0	-1	1	-3
02 DryInd	6	jours	3	3	2	4	9	11	3	9	16
03 ADWB	189.99	mm/an	13.00	9.99	7.61	11.87	17.57	26.47	13.30	33.30	35.09
03 DDWB	28.84	mm/(6mois)	6.15	4.73	7.17	1.68	-1.03	1.35	4.29	3.19	0.10
03 WDWB	161.15	mm/(6mois)	6.83	5.27	0.82	10.23	18.59	25.35	9.02	30.11	35.12
04 LenDryP	164	jours	-10	1	-2	0	2	2	-2	0	8
04 LenRechP	20	jours	2	-2	0	-1	1	-2	0	-2	-3
04 LenWetP	113	jours	9	2	2	2	-2	3	5	2	-3
04 LenReceP	68	jours	0	-1	-1	-1	-1	-3	-3	-1	-2
05 NumFE	6.23	-	0.61	0.29	0.32	0.25	0.38	0.84	0.36	0.81	0.88
05 CumLenFE	58	jours	5	3	2	4	4	7	3	9	8
05 PkFlowAve	4.80	mm/j	-0.07	0.07	0.26	0.19	0.40	0.52	0.25	0.67	0.94
05 MaxDisch	8.90	mm/j	0.21	0.41	0.51	0.27	0.72	1.08	0.52	1.26	1.72
06 RP_{RC}	2.24	ans	-0.14	-0.20	-0.10	-0.01	-0.06	-0.18	0.18	-0.16	-0.36
06 Q_{RC}	10.17	mm/j	-0.12	-0.10	0.36	0.16	0.90	1.07	0.73	1.26	1.42
06 QRP05	11.71	mm/j	0.00	0.02	0.03	0.02	0.05	0.07	0.05	0.09	0.11
06 QRP10	12.89	mm/j	0.01	0.02	0.03	0.02	0.03	0.04	0.04	0.06	0.08
06 QRP20	14.03	mm/j	0.01	0.03	0.02	0.02	0.01	0.02	0.04	0.03	0.06
06 QRP50	15.49	mm/j	0.01	0.03	0.02	0.02	-0.01	-0.01	0.04	0.01	0.03

Saint_Juvin_P1 :

Surface du site : 1.4 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 3.0 m

Localisation : Ardennes (08) - Longitude/Latitude : (4.938948/49.336242) - Région affectée : Bassin Parisien

Texture de sol : Limon

Climat : Semi-continental altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	07 octobre	date	5	1	2	2	4	1	2	3	5
01 LenDS	266	jours	-6	-1	-2	-5	-6	-1	-4	-4	-6
02 WetInd	78	jours	-3	-3	-1	-3	-4	-2	-3	-6	-3
02 DryInd	14	jours	3	2	5	10	12	3	9	16	3
03 ADWB	114.75	mm/an	0.10	2.10	3.07	2.91	4.66	2.51	6.55	10.04	0.10
03 DDWB	24.96	mm/(6mois)	-0.02	3.04	0.31	-1.92	-0.83	0.37	0.38	0.04	-0.02
03 WDWB	89.72	mm/(6mois)	0.15	-0.69	2.79	4.76	5.61	2.15	6.13	10.09	0.15
04 LenDryP	61	jours	3	-2	-1	6	9	2	4	6	3
04 LenRechP	14	jours	-1	-1	1	-2	-3	1	-3	0	-1
04 LenWetP	192	jours	-3	8	-3	-6	-6	-3	-3	-9	-3
04 LenRecepP	97	jours	2	-5	3	2	0	-1	3	3	2
05 NumFE	12.00	-	-0.16	0.32	0.66	0.88	1.23	0.40	1.31	2.04	-0.16
05 CumLenFE	43	jours	0	2	2	4	5	2	5	9	0
05 PkFlowAve	2.40	mm/j	0.09	0.05	0.09	0.13	0.20	0.10	0.17	0.31	0.09
05 MaxDisch	4.50	mm/j	0.24	0.10	0.31	0.34	0.60	0.35	0.71	1.10	0.24
06 RP_{RC}	1.07	ans	0.80	0.53	1.29	-0.06	1.54	-0.07	14.52	1.68	0.80
06 Q_{RC}	2.86	mm/j	1.57	1.22	1.89	-0.31	2.40	-0.95	4.86	3.03	1.57
06 QRP05	5.41	mm/j	0.05	0.02	0.04	0.06	0.12	0.08	0.16	0.26	0.05
06 QRP10	6.17	mm/j	0.04	0.01	0.04	0.06	0.10	0.08	0.16	0.27	0.04
06 QRP20	6.90	mm/j	0.04	0.00	0.03	0.05	0.09	0.08	0.16	0.27	0.04
06 QRP50	7.85	mm/j	0.03	-0.01	0.02	0.05	0.08	0.08	0.16	0.28	0.03

Saint_Laurent_P2 :

Surface du site : 1.2 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 20 m

Localisation : Charente-Maritime (17) - Longitude/Latitude : (1.820249/48.64531) - Région affectée : Grand-Ouest

Texture de sol : Argile

Climat : Océanique

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	13 décembre	date	-2	-2	0	2	0	-6	2	4	11
01 LenDS	131	jours	5	6	8	3	3	9	0	-2	-10
02 WetInd	34	jours	2	2	2	2	1	2	1	0	-4
02 DryInd	2	jours	2	1	0	2	5	5	2	7	15
03 ADWB	166.98	mm/an	19.17	15.19	19.58	19.39	17.65	29.94	12.49	14.51	5.37
03 DDWB	11.64	mm/(6mois)	5.16	2.63	4.55	5.03	2.30	4.39	2.61	2.42	-0.15
03 WDWB	155.25	mm/(6mois)	14.03	12.58	15.09	14.39	15.36	25.71	9.90	12.12	5.43
04 LenDryP	220	jours	-9	-6	-8	-4	-2	-8	-1	2	12
04 LenRechP	7	jours	0	0	0	0	0	0	0	0	0
04 LenWetP	92	jours	7	4	8	4	3	7	1	-2	-9
04 LenReceP	48	jours	2	2	-1	1	-1	1	0	0	-2
05 NumFE	5.72	-	0.60	0.49	0.55	0.46	0.45	0.68	0.19	0.22	-0.02
05 CumLenFE	50	jours	5	4	5	6	4	7	2	3	0
05 PkFlowAve	5.45	mm/j	0.10	-0.05	0.15	-0.01	0.03	0.44	-0.06	0.23	0.32
05 MaxDisch	8.10	mm/j	0.37	0.35	0.53	0.28	0.43	0.79	0.14	0.42	0.49
06 RP _{RC}	1.50	ans	-0.08	-0.06	0.05	-0.06	0.02	0.13	-0.10	0.01	-0.17
06 Q _{RC}	7.88	mm/j	0.16	0.05	0.48	0.19	0.55	0.89	-0.04	0.43	0.15
06 QRP05	9.36	mm/j	0.05	0.08	0.07	0.06	0.07	0.09	0.05	0.07	0.13
06 QRP10	10.06	mm/j	0.06	0.10	0.08	0.07	0.07	0.09	0.07	0.07	0.15
06 QRP20	10.73	mm/j	0.07	0.11	0.08	0.08	0.07	0.09	0.08	0.08	0.17
06 QRP50	11.60	mm/j	0.07	0.13	0.09	0.09	0.07	0.09	0.09	0.08	0.20

Scaer_P2 :

Surface du site : 1.4 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 10 m

Localisation : Finistère (29) - Longitude/Latitude : (48.026748/-3.701999) - Région affectée : Grand-Ouest

Texture de sol : Limon

Climat : Océanique

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	13 novembre	date	4	4	2	7	12	11	5	12	17
01 LenDS	202	jours	-5	-7	-2	-12	-22	-23	-8	-22	-34
02 WetInd	77	jours	-2	-4	-3	-4	-10	-9	-4	-8	-15
02 DryInd	3	jours	2	2	1	2	9	11	3	15	30
03 ADWB	362.86	mm/an	-7.91	-11.24	-6.51	-15.12	-34.24	-30.18	-12.76	-26.49	-45.64
03 DDWB	59.13	mm/(6mois)	3.14	0.56	3.39	-2.14	-8.94	-10.46	-1.02	-6.83	-17.36
03 WDWB	303.81	mm/(6mois)	-11.05	-11.77	-9.16	-12.99	-25.31	-19.56	-11.78	-19.68	-28.30
04 LenDryP	148	jours	8	11	3	14	24	27	12	23	40
04 LenRechP	7	jours	-1	-1	0	0	-1	-2	-1	-1	-2
04 LenWetP	169	jours	-6	-9	-5	-14	-22	-25	-13	-22	-36
04 LenReceP	42	jours	0	-1	1	0	-1	-1	1	0	-3
05 NumFE	12.97	-	-0.39	-0.23	-0.13	-0.64	-1.15	-1.33	-0.48	-1.11	-1.40
05 CumLenFE	114	jours	-3	-3	-2	-5	-11	-12	-4	-10	-17
05 PkFlowAve	5.54	mm/j	0.08	0.06	0.05	0.12	0.25	0.36	0.12	0.31	0.50
05 MaxDisch	8.93	mm/j	0.08	0.11	0.06	0.17	0.52	0.65	0.36	0.60	1.06
06 RP_{RC}	3.46	ans	-1.57	-2.43	-1.69	-1.79	-1.49	129.13	-0.76	-1.37	-1.65
06 Q_{RC}	9.64	mm/j	-0.79	-2.97	-1.04	-1.04	-0.33	6.94	0.18	-0.11	0.14
06 QRP05	10.09	mm/j	0.01	0.02	0.01	0.03	0.06	0.11	0.06	0.10	0.14
06 QRP10	10.90	mm/j	0.00	0.04	0.02	0.04	0.06	0.14	0.07	0.11	0.15
06 QRP20	11.68	mm/j	0.00	0.05	0.02	0.05	0.06	0.16	0.07	0.13	0.16
06 QRP50	12.68	mm/j	0.00	0.07	0.03	0.06	0.06	0.18	0.07	0.14	0.17

Viry_P1 :

Surface du site : 0.8 ha

Profondeur des drains : 0.9 m

Écartement des drains : 15 m

Localisation : Haute-Savoie (74) - Longitude/Latitude : (6.037889/46.115655) - Région affectée : Haut-Rhône

Texture de sol : Limon

Climat : Semi-continental altéré

HI	Référence historique	Unité associée	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
			PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS	09 octobre	date	6	9	5	6	9	7	4	10	16
01 LenDS	260	jours	-7	-8	-4	-8	-16	-14	-4	-16	-27
02 WetInd	65	jours	1	-3	-1	0	-4	-4	-2	-3	-10
02 DryInd	3	jours	4	2	2	3	8	8	2	9	19
03 ADWB	446.09	mm/an	27.93	27.30	32.64	25.82	21.21	37.82	21.90	39.49	22.11
03 DDWB	109.00	mm/(6mois)	6.86	3.83	11.60	3.45	-15.87	-6.94	0.95	-1.60	-18.07
03 WDWB	336.47	mm/(6mois)	20.61	23.44	21.90	22.34	36.97	45.37	20.93	40.74	40.28
04 LenDryP	89	jours	7	6	2	10	19	17	8	17	35
04 LenRechP	18	jours	-1	-2	-1	-3	-4	-4	-2	-3	-3
04 LenWetP	201	jours	-5	-5	-3	-11	-19	-14	-8	-15	-34
04 LenReceP	57	jours	0	2	2	3	4	1	2	1	3
05 NumFE	14.19	-	-0.10	-0.20	-0.14	-0.44	-0.87	-0.59	-0.18	-0.21	-0.97
05 CumLenFE	118	jours	3	1	3	1	-4	0	1	2	-6
05 PkFlowAve	7.38	mm/j	0.59	0.66	0.64	0.69	0.84	1.03	0.47	1.08	1.37
05 MaxDisch	15.66	mm/j	0.28	0.60	0.38	0.50	0.32	0.55	0.52	0.91	0.86
06 RP_{RC}	1.53	ans	-0.14	0.01	-0.11	-0.18	0.10	-0.16	-0.35	-0.09	-0.09
06 Q_{RC}	14.93	mm/j	0.02	0.45	0.16	0.00	0.71	-0.09	-0.95	0.53	0.56
06 QRP05	17.04	mm/j	0.01	0.04	0.02	0.03	0.03	0.03	0.04	0.05	0.06
06 QRP10	18.06	mm/j	0.01	0.05	0.03	0.03	0.03	0.04	0.06	0.06	0.06
06 QRP20	19.04	mm/j	0.01	0.05	0.03	0.04	0.03	0.05	0.07	0.06	0.06
06 QRP50	20.30	mm/j	0.01	0.06	0.03	0.04	0.02	0.05	0.08	0.06	0.07

Annexe C3 : Tableaux synthétisant les effets des variables explicatives sur les anomalies hydrologiques

Les tableaux suivants regroupent les évolutions de la significativité des effets des variables explicatives pour chaque couple « période future – RCP ». Un tableau est fourni pour chacune des sept variables explicatives étudiées :

- Texture de sol ;
- Climat ;
- Conductivité hydraulique à saturation K_{sat} , paramètre du modèle SIDRA-RU ;
- Porosité de drainage μ , paramètre du modèle SIDRA-RU ;
- Capacité maximale du réservoir sol S_{max} , paramètre du modèle SIDRA-RU ;
- Profondeur des drains ;
- Écartement des drains.

Les cases blanches représentent l'absence de significativité de l'effet d'une variable explicative sur une anomalie pour les couples « périodes futures – RCPs » considérés. Pour toutes les variables explicatives, les valeurs entre « < > » représentent la part de la variable dans la variance totale de l'anomalie si la variable est supposée indépendante des autres. Ce partitionnement de la variance est établi avec le package R « hier.part » (Nally and Walsh, 2004). Les valeurs entre parenthèses « () » représentent le coefficient associé à la variable explicative si l'effet de celle-ci est jugé significatif. Ce coefficient est issu de la régression du GLM correspondant. Pour les variables qualitatives (TEXTURE et CLIMAT), un coefficient est fourni pour chaque élément de la variable qui présente un effet significatif.

Pour la variable CLIMAT, « Océ. » désigne un climat océanique, « Océ. alt. » désigne un climat océanique altéré et « SC » désigne un climat semi-continental. Dans le cas de la variable CLIMAT, le tableau a été séparé en deux parties : Partie 1 pour les descripteurs issus des familles 1 à 4 ; Partie 2 pour les descripteurs issus des familles 5 à 6.

Texture de sol

HI	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS			Limon argileux (-7.2) < 39% >			Limon argileux (-10.5) Argile (-8.1) < 41% >			
01 LenDS									
02 WetInd									
02 DryInd	Limon argileux (2.7) < 55% >								
03 ADWB	Limon argileux (9.3) < 22% >								
03 DDWB							Limon argileux (2.5) < 39% >		
03 WDWB	Limon argileux (8) < 23% >								
04 LenDryP									
04 LenRechP									
04 LenWetP	Argile (1.5) < 13% >					Argile (2) < 36% >		Argile (1.9) < 33% >	
04 LenReceP									
05 NumFE	Limon argileux (4) < 55% >		Limon argileux (4.2) < 55% >						
05 CumLenFE					Argile (-1.1) < 56% >				
05 PkFlowAve	Limon argileux (0.6) < 66% >		Limon argileux (0.7) < 67% >						
05 MaxDisch					Argile (-1.3) < 69% >	Argile (-0.7) < 33% >		Argile (-0.7) < 37% >	
06 RP _{RC}									
06 Q _{RC}									
06 QRP05									
06 QRP10									
06 QRP20									
06 QRP50									

Climat (Partie 1) : descripteurs issus des familles 1 à 4

HI	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS			Océ. alt. (-2.4) SC (3.4) < 43% >			Océ. alt. (-4.8) < 38% >			
01 LenDS									
02 WetInd	Océ. alt. (1.3) < 20% >	Océ. (0.6) Océ. alt. (0.7) SC (0.7) < 4% >		Océ. (1) Océ. alt. (1.2) SC (1) < 15% >	Océ. (2) Océ. alt. (2.1) SC (1.9) < 30% >	Océ. (2.2) Océ. alt. (2.3) SC (2.1) < 29% >	Océ. (1) Océ. alt. (1.1) SC (0.7) < 43% >	Océ. (2.4) Océ. alt. (2.3) SC (2.1) < 35% >	Océ. (3) Océ. alt. (2.9) SC (2.7) < 54% >
02 DryInd	Océ. (0.6) Océ. alt. (0.9) SC (1.1) < 48% >								
03 ADWB	Océ. alt. (9.4) SC (13) < 14% >	Océ. alt. (6.2) SC (11.3) < 19% >	Océ. alt. (7.9) SC (12.4) < 7% >	Océ. alt. (10.2) SC (11.7) < 15% >	Océ. alt. (12.1) SC (13.8) < 38% >	Océ. alt. (15.3) SC (22.4) < 29% >	Océ. alt. (7.3) SC (14.1) < 40% >	Océ. alt. (18.1) SC (27.2) < 44% >	
03 DDWB	Océ. (3.5) Océ. alt. (4.1) SC (3.1) < 11% >	Océ. (1.6) Océ. alt. (2.3) < 26% >	Océ. (3.3) Océ. alt. (4) SC (3.7) < 2% >	Océ. alt. (2) < 14% >	SC (-7.9) < 50% >		Océ. alt. (1.4) < 4% >		
03 WDWB	Océ. alt. (5.3) SC (9.8) < 22% >	Océ. alt. (3.9) SC (10.9) < 36% >	Océ. alt. (4.2) SC (9.2) < 13% >	Océ. alt. (8.3) SC (10.6) < 21% >	Océ. alt. (13.6) SC (21.7) < 44% >	Océ. alt. (16.3) SC (26.5) < 35% >	Océ. alt. (5.8) SC (13.2) < 47% >	Océ. alt. (18.2) SC (27.8) < 43% >	Océ. alt. (23.7) SC (34.8) < 60% >
04 LenDryP	Océ. alt. (-7) < 54% >		Océ. alt. (-5.2) < 65% >						Océ. (22.6) Océ. alt. (8.3) SC (18.5) < 46% >
04 LenRechP						Océ. (-2) Océ. alt. (-1.6) SC (-2.5) < 14% >		Océ. alt. (-1.5) SC (-2.4) < 15% >	Océ. alt. (-2.2) SC (-2.6) < 4% >
04 LenWetP									
04 LenReceP	Océ. alt. (0.69) SC (-1.1) < 39% >								

Climat (Partie 2) : descripteurs issus des familles 5 et 6

HI	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
05 NumFE	Océ. (-3) Océ. alt. (-2.1) SC (-1.9) < 17% >		Océ. alt. (0.2) < 8% >						
05 CumLenFE	Océ. alt. (0.4) SC (0.4) < 20% >		Océ. alt. (1.6) < 3% >	Océ. alt. (3) < 31% >					
05 PkFlowAve	Océ. (-1.9) Océ. alt. (-1.1) SC (-1.6) < 35% >	Océ. (-2.1) Océ. alt. (-1.6) SC (-1.2) < 18% >	Océ. (-2.1) Océ. alt. (-1.4) SC (-1.4) < 15% >	Océ. (-1.7) Océ. alt. (-1.8) SC (-1.4) < 10% >	Océ. (-1.3) Océ. alt. (-0.8) SC (-0.7) < 10% >	Océ. alt. (-0.6) SC (-0.6) < 1% >	Océ. (-1.6) Océ. alt. (-1.6) SC (-1.1) < 13% >	Océ. (-0.9) Océ. alt. (-0.6) SC (-0.6) < 6% >	
05 MaxDisch	Océ. alt. (3) SC (2.5) < 11% >	Océ. alt. (-1.2) SC (-1.3) < 5% >	Océ. (-1.3) Océ. alt. (-1) SC (-1.4) < 10% >	Océ. alt. (-0.9) SC (-1.1) < 7% >	SC (-0.8) < 21% >		Océ. alt. (-0.8) SC (-0.8) < 3% >		
06 RP_{RC}									
06 Q_{RC}									
06 QRP05						Océ. (0.1) Océ. alt. (0.1) SC (0.1) < 15% >		Océ. alt. (0.1) SC (0.1) < 7% >	Océ. alt. (0.1) SC (0.1) < 5% >
06 QRP10						Océ. (0.1) Océ. alt. (0.1) SC (0.1) < 14% >		Océ. alt. (0.1) SC (0.1) < 5% >	Océ. (0.1) Océ. alt. (0.1) SC (0.1) < 7% >
06 QRP20						Océ. (0.1) Océ. alt. (0) SC (0.1) < 20% >		Océ. alt. (0.1) SC (0.1) < 14% >	Océ. (0.1) Océ. alt. (0.1) SC (0.1) < 20% >
06 QRP50						Océ. (0.1) < 23% >		SC (0.1) < 23% >	Océ. (0.2) SC (0.1) < 29% >

Conductivité hydraulique à saturation K_{sat}

HI	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS									
01 LenDS									
02 WetInd									
02 DryInd									
03 ADWB			(4.1) < 34% >						
03 DDWB									
03 WDWB			(3.7) < 38% >						
04 LenDryP									
04 LenRechP									
04 LenWetP									
04 LenReceP									
05 NumFE									
05 CumLenFE									
05 PkFlowAve									
05 MaxDisch									
06 RP_{RC}									
06 Q_{RC}									
06 QRP05									
06 QRP10									
06 QRP20									
06 QRP50									

Porosité de drainage μ

HI	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS									
01 LenDS									
02 WetInd									
02 DryInd									
03 ADWB	(5.5) < 41% >	(4.2) < 37% >	(4.5) < 32% >	(5.6) < 50% >		(9.6) < 46% >	(5.4) < 42% >	(10) < 41% >	
03 DDWB	(1.5) < 50% >	(1.3) < 35% >	(1.6) < 50% >				(1.2) < 40% >		
03 WDWB	(4) < 32% >			(4.8) < 44% >	(7.4) < 36% >	(8.2) < 40% >	(4.1) < 35% >	(8.9) < 39% >	
04 LenDryP									
04 LenRechP									
04 LenWetP									(-1) < 26% >
04 LenReceP									
05 NumFE	(1.4) < 24% >								
05 CumLenFE									
05 PkFlowAve									
05 MaxDisch									
06 RP _{RC}									
06 Q _{RC}									
06 QRP05									
06 QRP10									
06 QRP20									
06 QRP50									(-0.1) < 39% >

Capacité maximale du réservoir sol S_{max}

HI	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS									
01 LenDS									
02 WetInd				(-0.2) < 40% >			(-0.2) < 26% >		
02 DryInd									
03 ADWB									
03 DDWB	(0.6) < 14% >				(-2.2) < 19% >				
03 WDWB									
04 LenDryP									
04 LenRechP									
04 LenWetP									
04 LenReceP									
05 NumFE									
05 CumLenFE									
05 PkFlowAve									
05 MaxDisch									
06 RP_{RC}									
06 Q_{RC}									
06 QRP05									
06 QRP10									
06 QRP20									
06 QRP50									

Profondeur des drains

HI	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS									
01 LenDS									
02 WetInd									
02 DryInd									
03 ADWB									
03 DDWB									
03 WDWB									
04 LenDryP									
04 LenRechP	(0.6) < 12% >								
04 LenWetP									
04 LenReceP									
05 NumFE									
05 CumLenFE									
05 PkFlowAve									
05 MaxDisch									
06 RP _{RC}									
06 Q _{RC}									
06 QRP05									
06 QRP10									
06 QRP20									
06 QRP50									

Écartement des drains

HI	RCP2.6			RCP4.5			RCP8.5		
	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3	PP1	PP2	PP3
01 BegDS									
01 LenDS									
02 WetInd	(0.2) < 28% >	(0.3) < 56% >					(0.1) < 21% >		
02 DryInd									
03 ADWB									
03 DDWB		(-0.8) < 18% >							
03 WDWB									
04 LenDryP									
04 LenRechP									
04 LenWetP	(1) < 32% >					(0.7) < 26% >		(0.8) < 42% >	(1) < 29% >
04 LenReceP									
05 NumFE									
05 CumLenFE									
05 PkFlowAve									
05 MaxDisch									
06 RP _{RC}									
06 Q _{RC}									
06 QRP05									
06 QRP10									
06 QRP20									
06 QRP50									

Annexe C4 : Cartes des élasticités issues de la précipitation et de l'évapotranspiration sur les anomalies hydrologiques

Les figures suivantes regroupent la répartition spatiale des anomalies hydrologiques sur les 22 sites, comparées aux anomalies de précipitation et d'évapotranspiration potentielle associées, et aux élasticités correspondantes. L'analyse a été faite sur cinq descripteurs hydrologiques. Ci-dessous, nous rappelons le tableau suivant issu du manuscrit principal qui regroupe ces descripteurs :

Index du descripteur hydrologique	Nom du descripteur hydrologique	Descripteur climatique de précipitation	Descripteur climatique d'ETP
LenDS	Durée annuelle de la saison de drainage	Volume annuel de précipitation	Volume annuel d'ETP
WetInd	Durée annuelle du réservoir sol à saturation	Volume annuel de précipitation	Volume annuel d'ETP
DryInd	Durée annuelle du réservoir sol à désaturation	Volume annuel de précipitation	Volume annuel d'ETP
WDWB	Volume drainé en hiver	Volume de précipitation en hiver	Volume d'ETP en hiver
DDWB	Volume drainé en été	Volume de précipitation en été	Volume d'ETP en été

Pour chacun des cinq descripteurs hydrologiques, trois figures illustrent l'analyse, chacune selon le RCP2.6, le RCP4.5 et le RCP8.5, respectivement. Le nom de l'indicateur illustré et le RCP associé sont rappelés au début de chaque page. Pour rappel, l'équation (C1) reliant anomalies hydrologiques, anomalies climatiques et élasticités associées est la suivante :

$$\Delta HI = \varepsilon_{HI/P} * \Delta P + \varepsilon_{HI/ETP} * \Delta ETP + \omega \quad (C1)$$

Avec :

- ΔHI : l'anomalie relative de l'indicateur hydrologique sur la sous-période future et le RCP considérés ;
- $\varepsilon_{HI/P}$: l'élasticité de l'indicateur hydrologique par rapport à l'indicateur climatique de précipitation ;
- ΔP : l'anomalie relative correspondant à l'indicateur climatique de précipitation ;
- $\varepsilon_{HI/ETP}$: l'élasticité de l'indicateur hydrologique par rapport à l'indicateur climatique de l'évapotranspiration potentielle ;
- ΔETP : l'anomalie relative correspondant à l'indicateur climatique de l'évapotranspiration potentielle ;
- ω : le résidu de la relation.

01 LenDS : RCP2.6

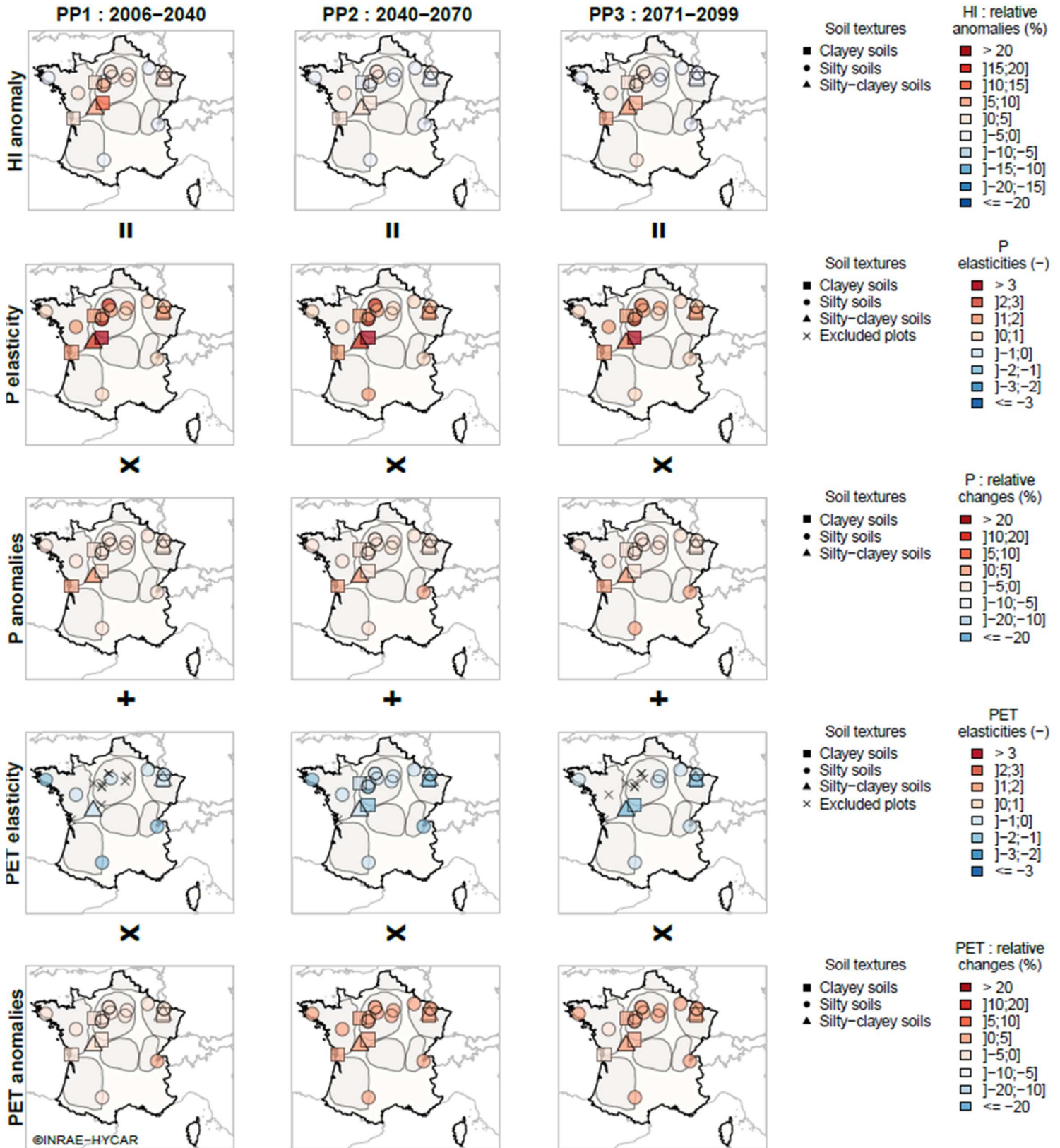


Figure C 22 : Anomalies de la durée de la saison de drainage (LenDS, 1^{ère} ligne) sous le RCP2.6 en fonction des anomalies des volumes de précipitation (3^e ligne) et d'évapotranspiration potentielle (5^e ligne) sur la même période avec les élasticités correspondantes.

01 LenDS : RCP4.5

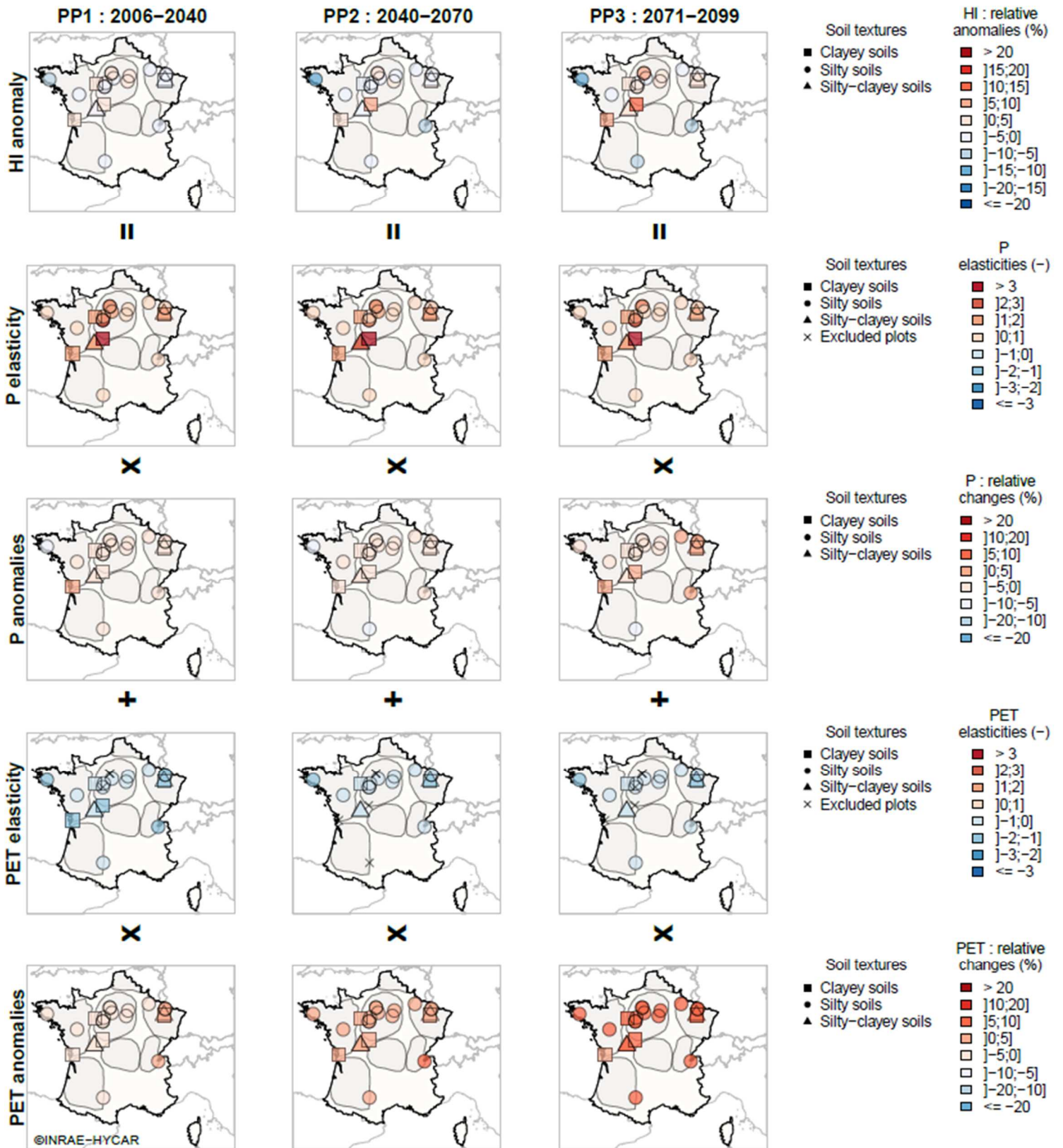


Figure C 23 : Anomalies de la durée de la saison de drainage (LenDS, 1^{ère} ligne) sous le RCP4.5 en fonction des anomalies des volumes de précipitation (3^e ligne) et d'évapotranspiration potentielle (5^e ligne) sur la même période avec les élasticités correspondantes.

01 LenDS : RCP8.5

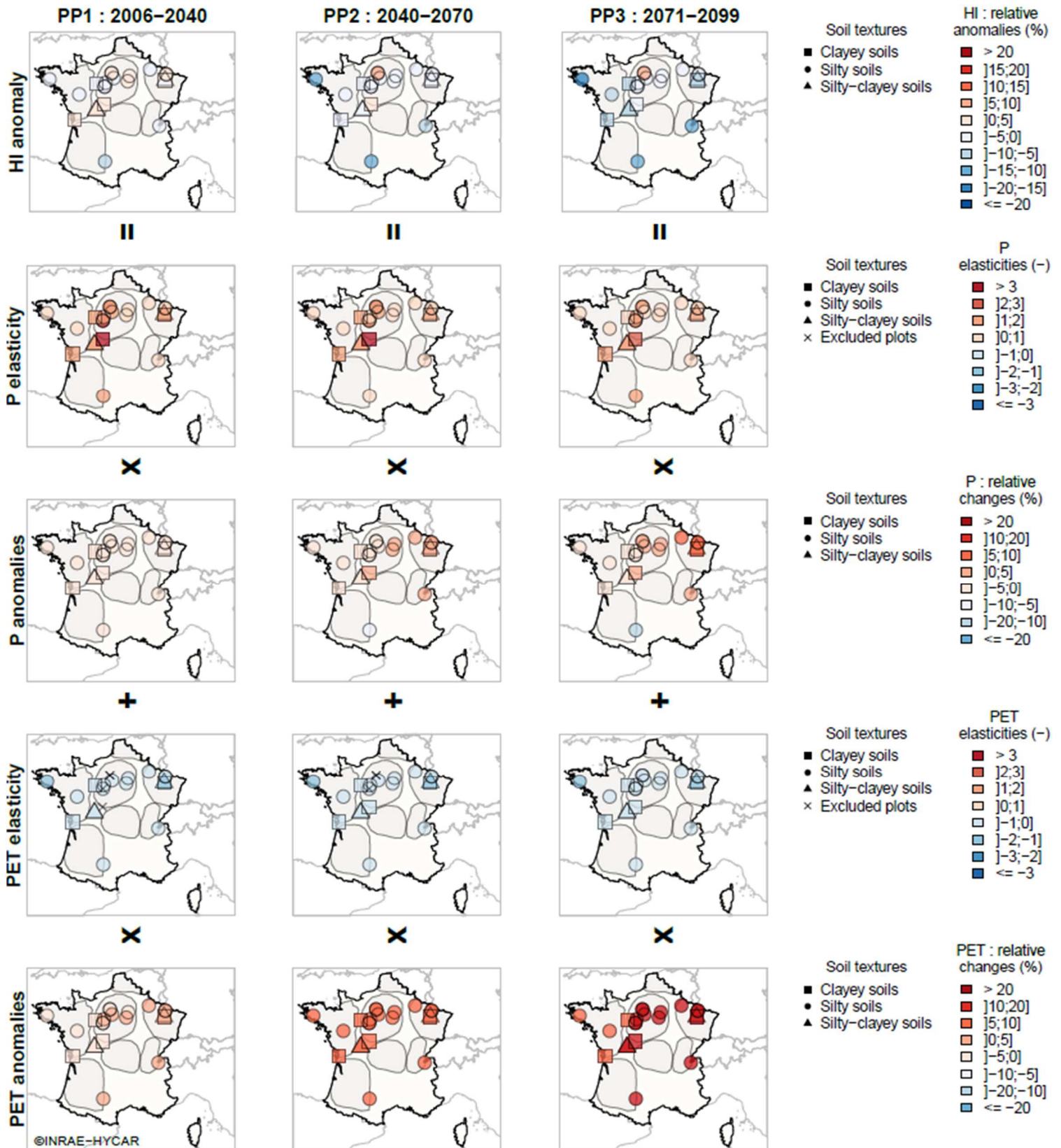


Figure C 24 : Anomalies de la durée de la saison de drainage (LenDS, 1^{ère} ligne) sous le RCP8.5 en fonction des anomalies des volumes de précipitation (3^e ligne) et d'évapotranspiration potentielle (5^e ligne) sur la même période avec les élasticités correspondantes.

02 DryInd: RCP2.6

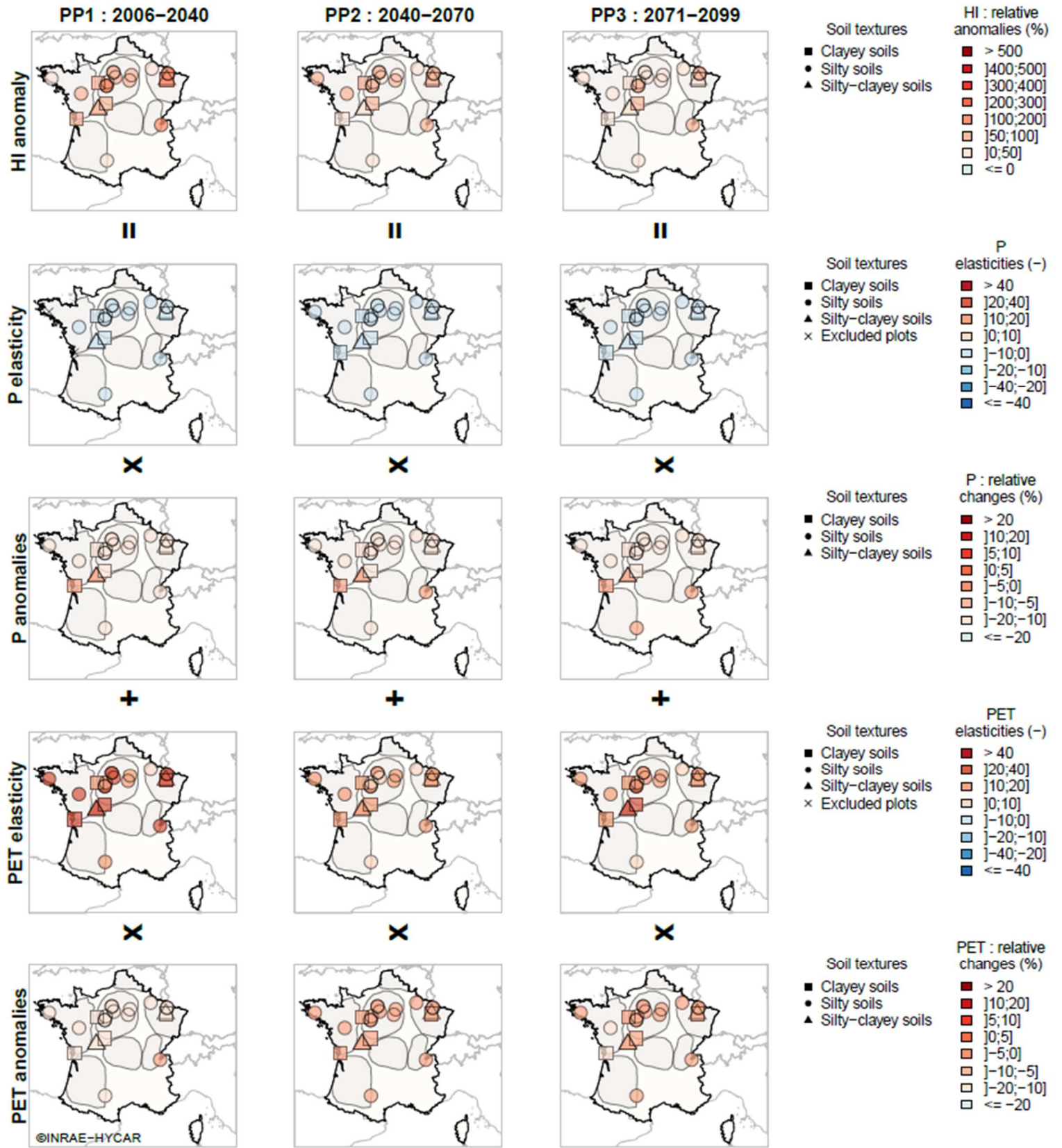


Figure C 25 : Anomalies de la durée du réservoir sol à désaturation (DryInd, 1^{ère} ligne) sous le RCP2.6 en fonction des anomalies des volumes de précipitation (3^e ligne) et d'évapotranspiration potentielle (5^e ligne) sur la même période avec les élasticités correspondantes.

02 DryInd: RCP4.5

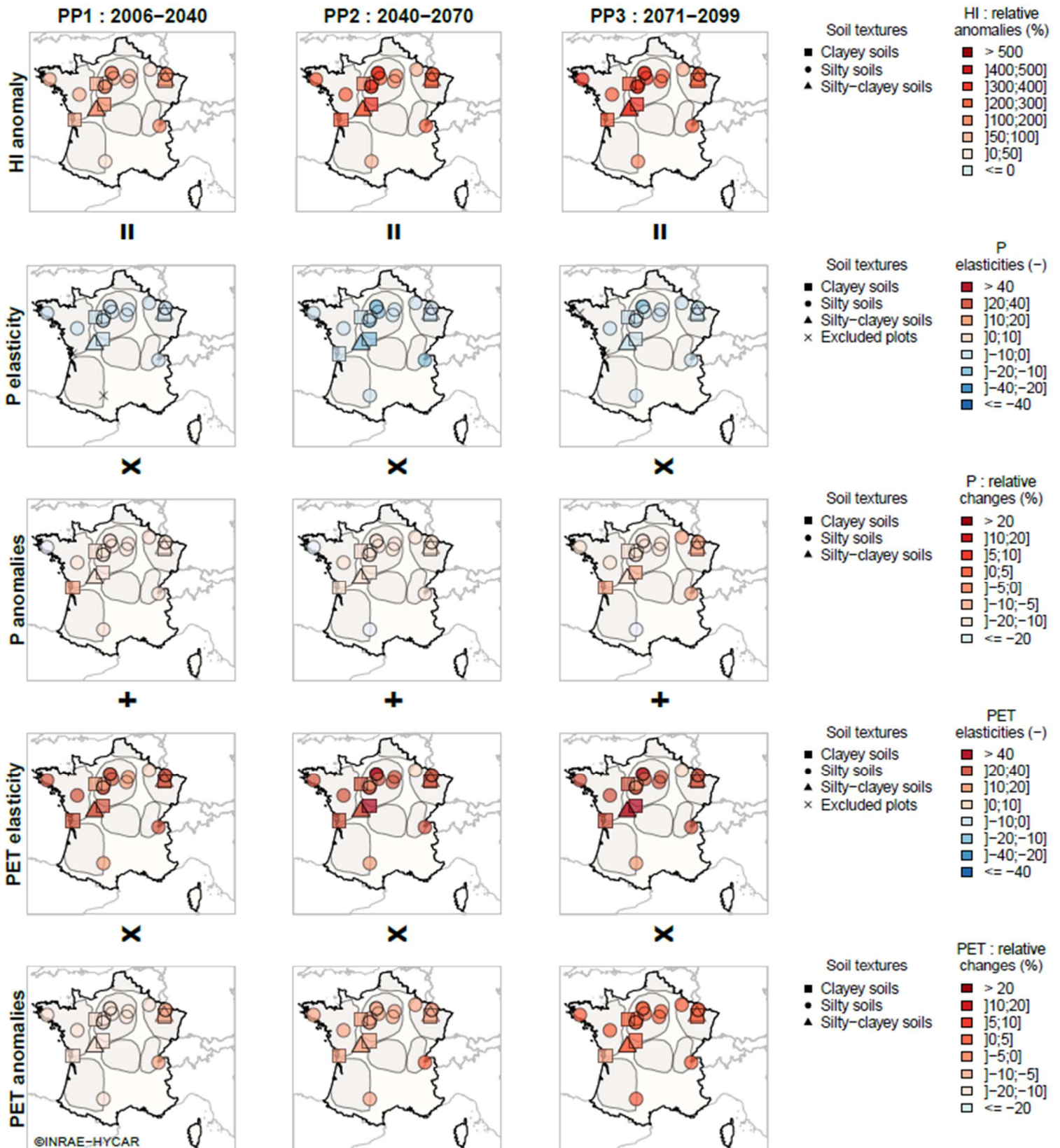


Figure C 26 : Anomalies de la durée du réservoir sol à désaturation (DryInd, 1^{ère} ligne) sous le RCP4.5 en fonction des anomalies des volumes de précipitation (3^e ligne) et d'évapotranspiration potentielle (5^e ligne) sur la même période avec les élasticités correspondantes.

02 DryInd: RCP8.5

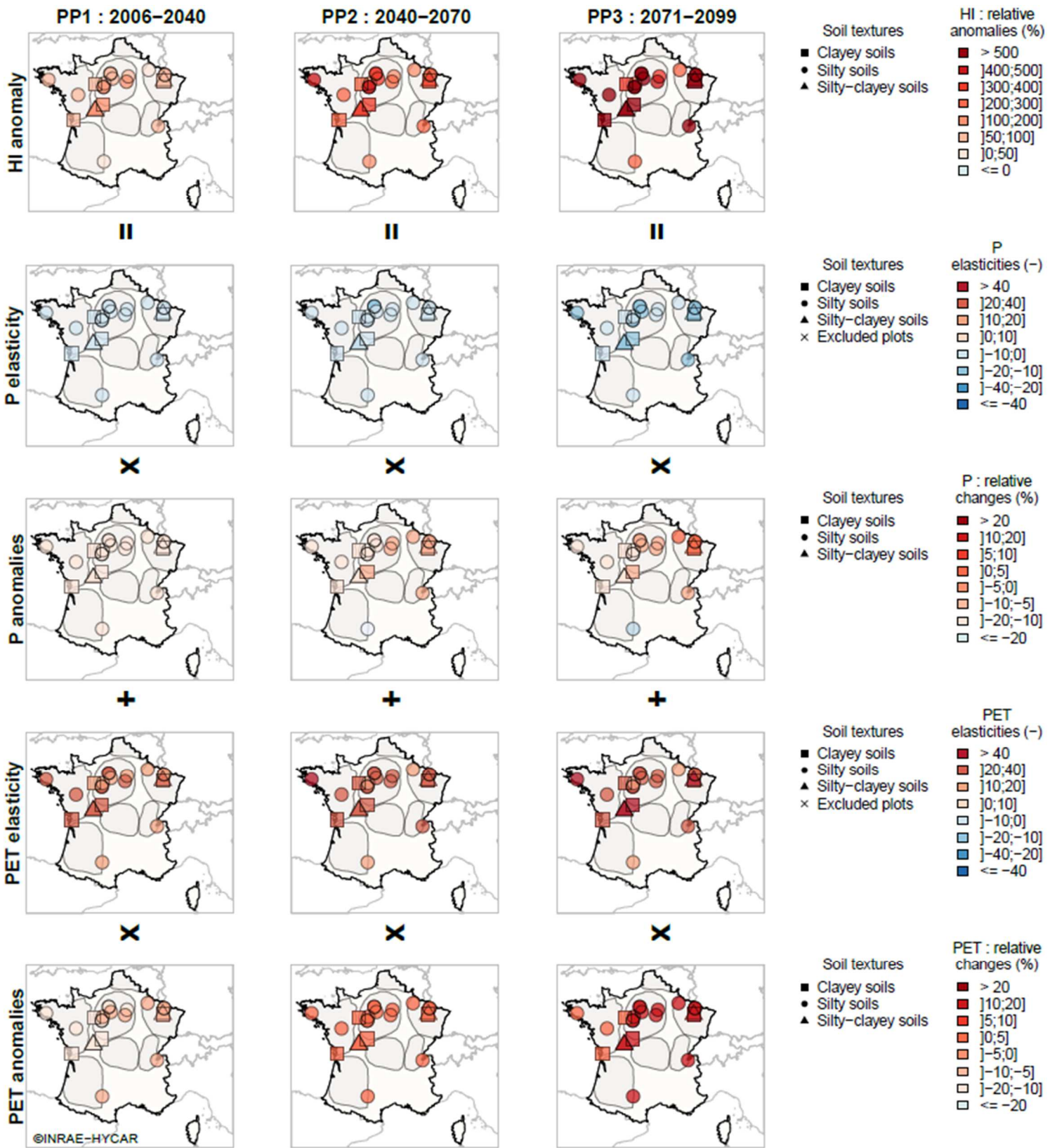


Figure C 27 : Anomalies de la durée du réservoir sol à désaturation (DryInd, 1^{ère} ligne) sous le RCP8.5 en fonction des anomalies des volumes de précipitation (3^e ligne) et d'évapotranspiration potentielle (5^e ligne) sur la même période avec les élasticités correspondantes.

02 WetInd: RCP2.6

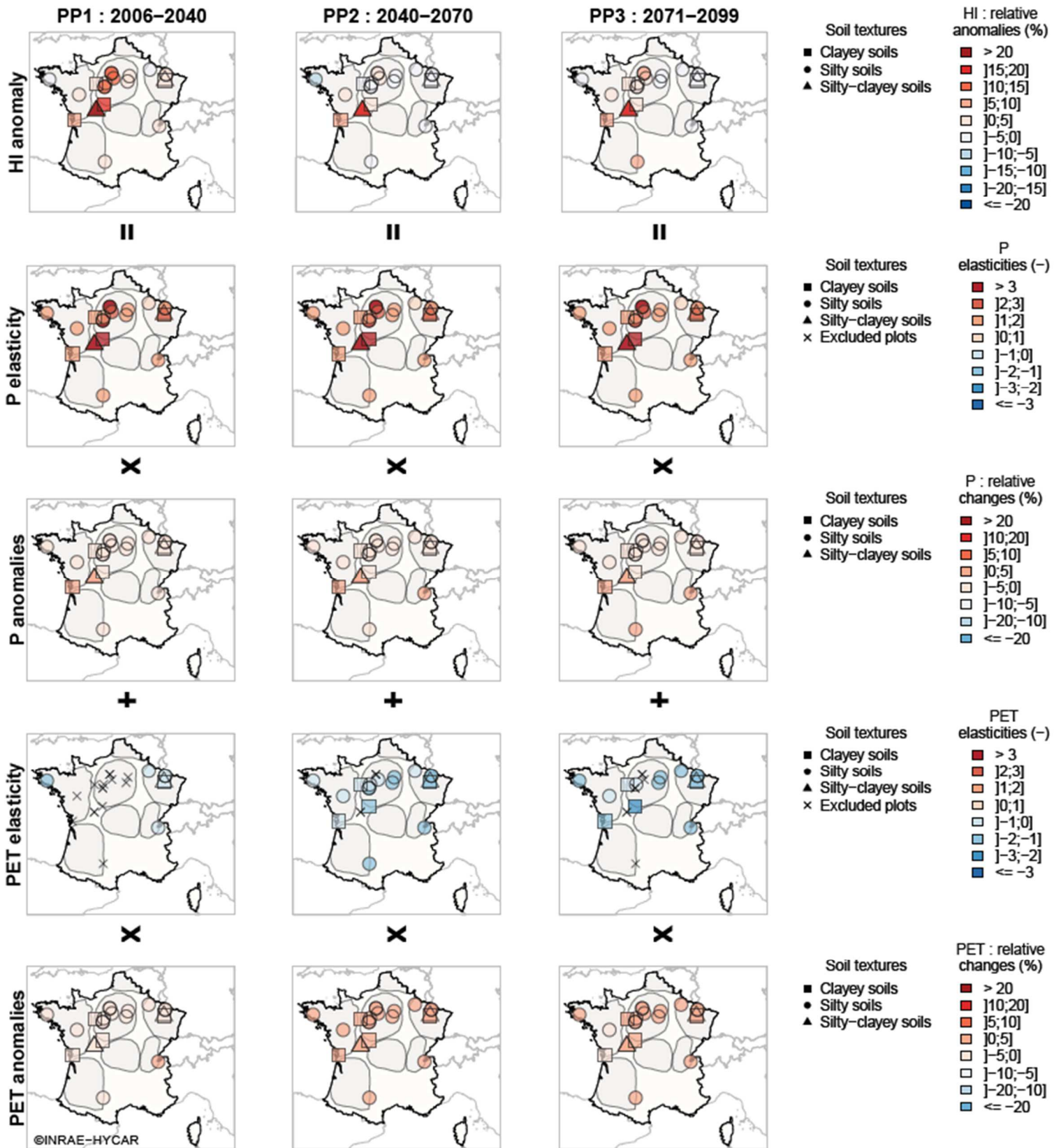


Figure C 28 : Anomalies de la durée du réservoir sol à saturation (WetInd, 1^{ère} ligne) sous le RCP2.6 en fonction des anomalies des volumes de précipitation (3^e ligne) et d'évapotranspiration potentielle (5^e ligne) sur la même période avec les élasticités correspondantes.

02 WetInd: RCP4.5

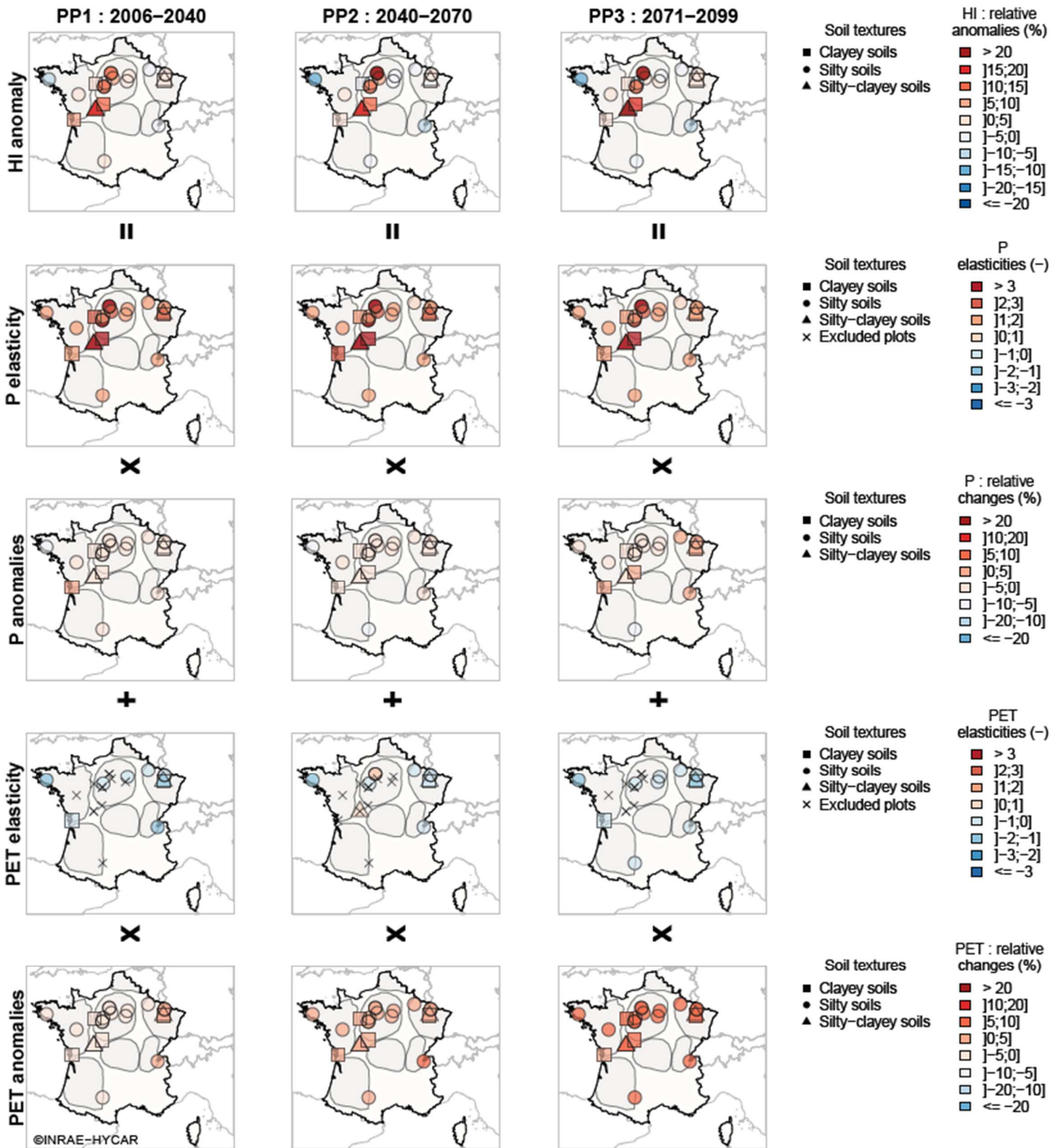


Figure C 29 : Anomalies de la durée du réservoir sol à saturation (WetInd, 1^{ère} ligne) sous le RCP4.5 en fonction des anomalies des volumes de précipitation (3^e ligne) et d'évapotranspiration potentielle (5^e ligne) sur la même période avec les élasticités correspondantes.

02 WetInd: RCP8.5

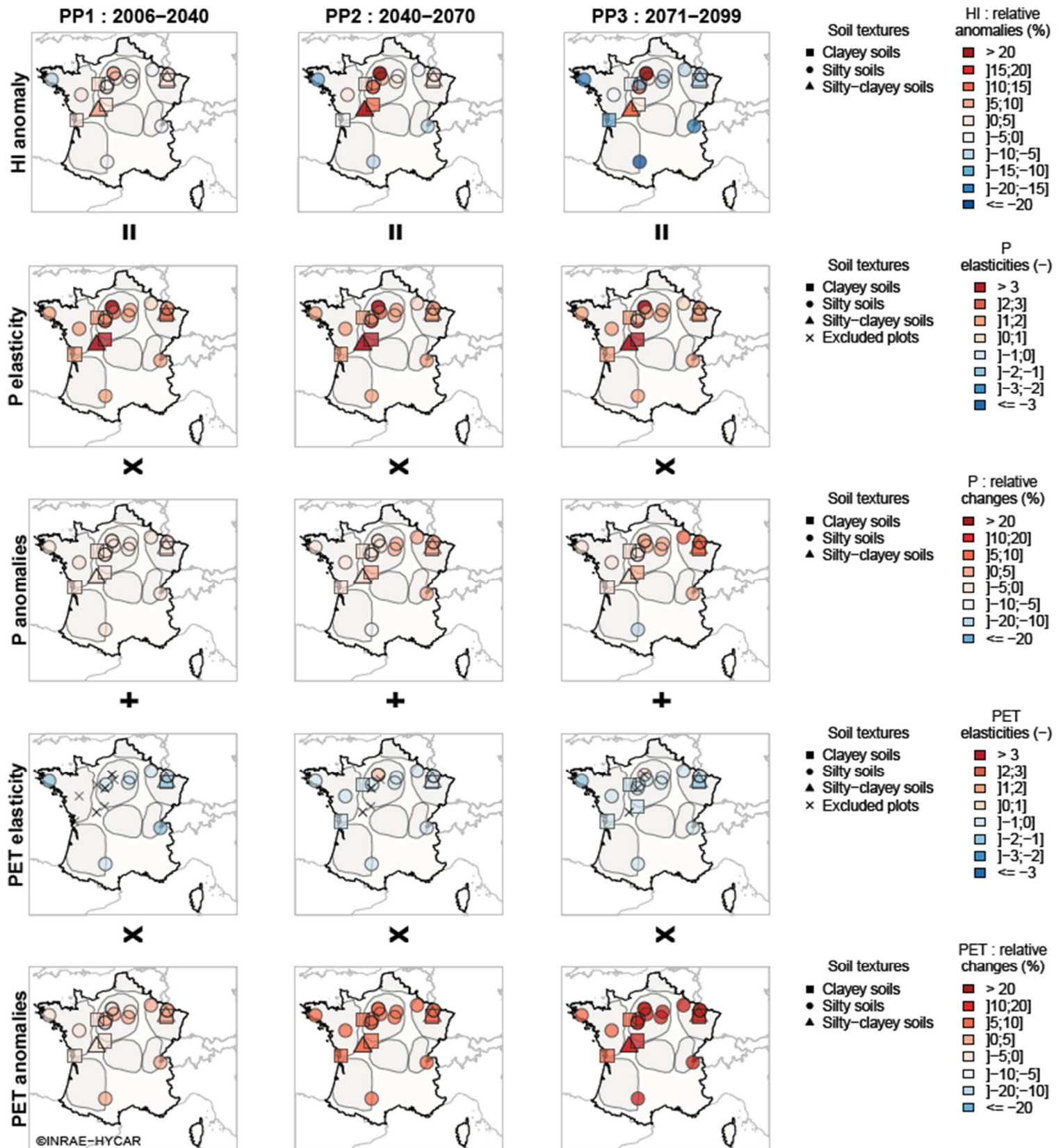


Figure C 30 : Anomalies de la durée du réservoir sol à saturation (WetInd, 1^{ère} ligne) sous le RCP8.5 en fonction des anomalies des volumes de précipitation (3^e ligne) et d'évapotranspiration potentielle (5^e ligne) sur la même période avec les élasticités correspondantes.

03 DDWB : RCP2.6

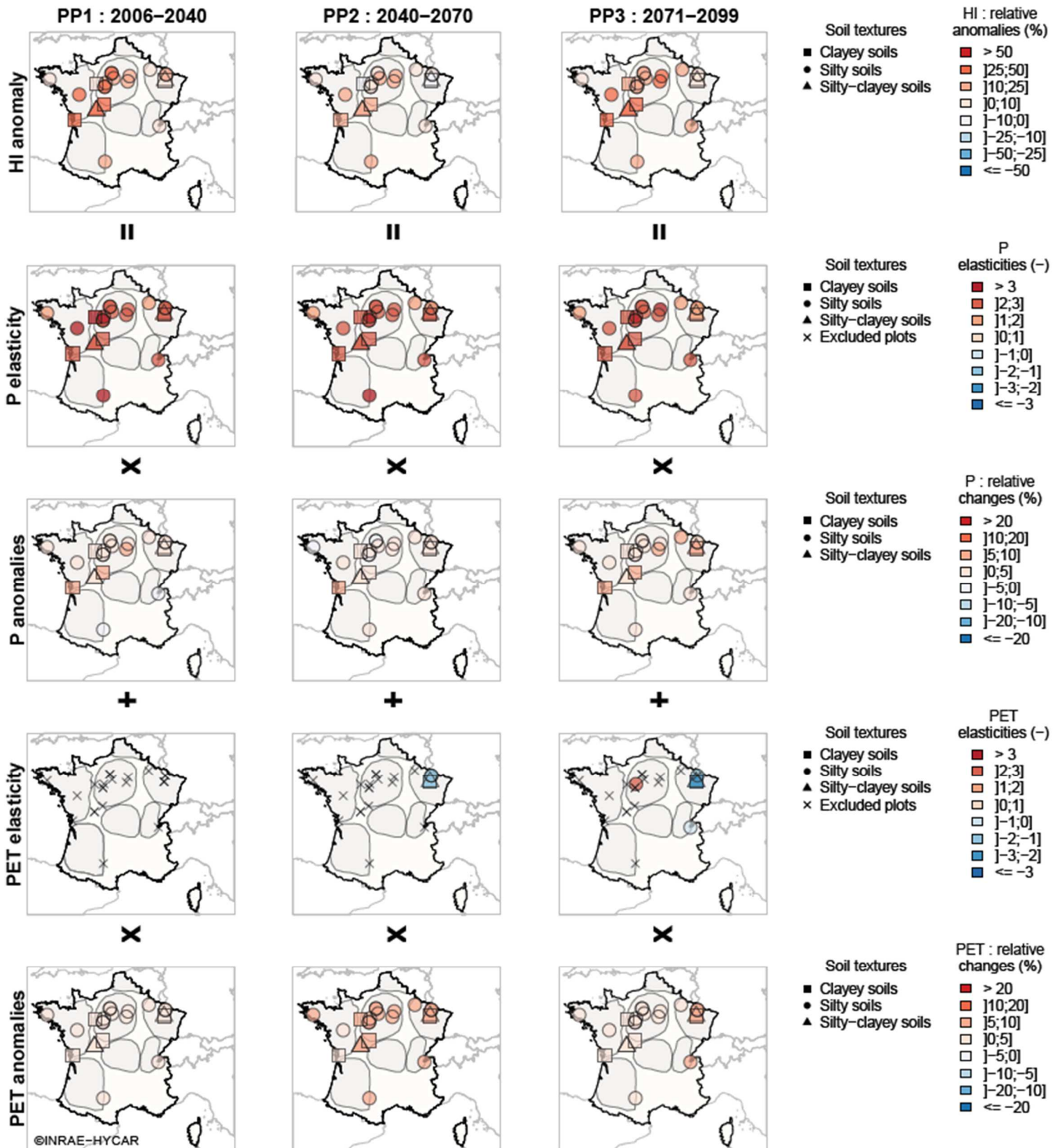


Figure C 31 : Anomalies du volume d'eau drainé en été (DDWB, 1^{ère} ligne) sous le RCP2.6 en fonction des anomalies des volumes de précipitation (3^e ligne) et d'évapotranspiration potentielle (5^e ligne) sur la même période avec les élasticités correspondantes.

03 DDWB : RCP4.5

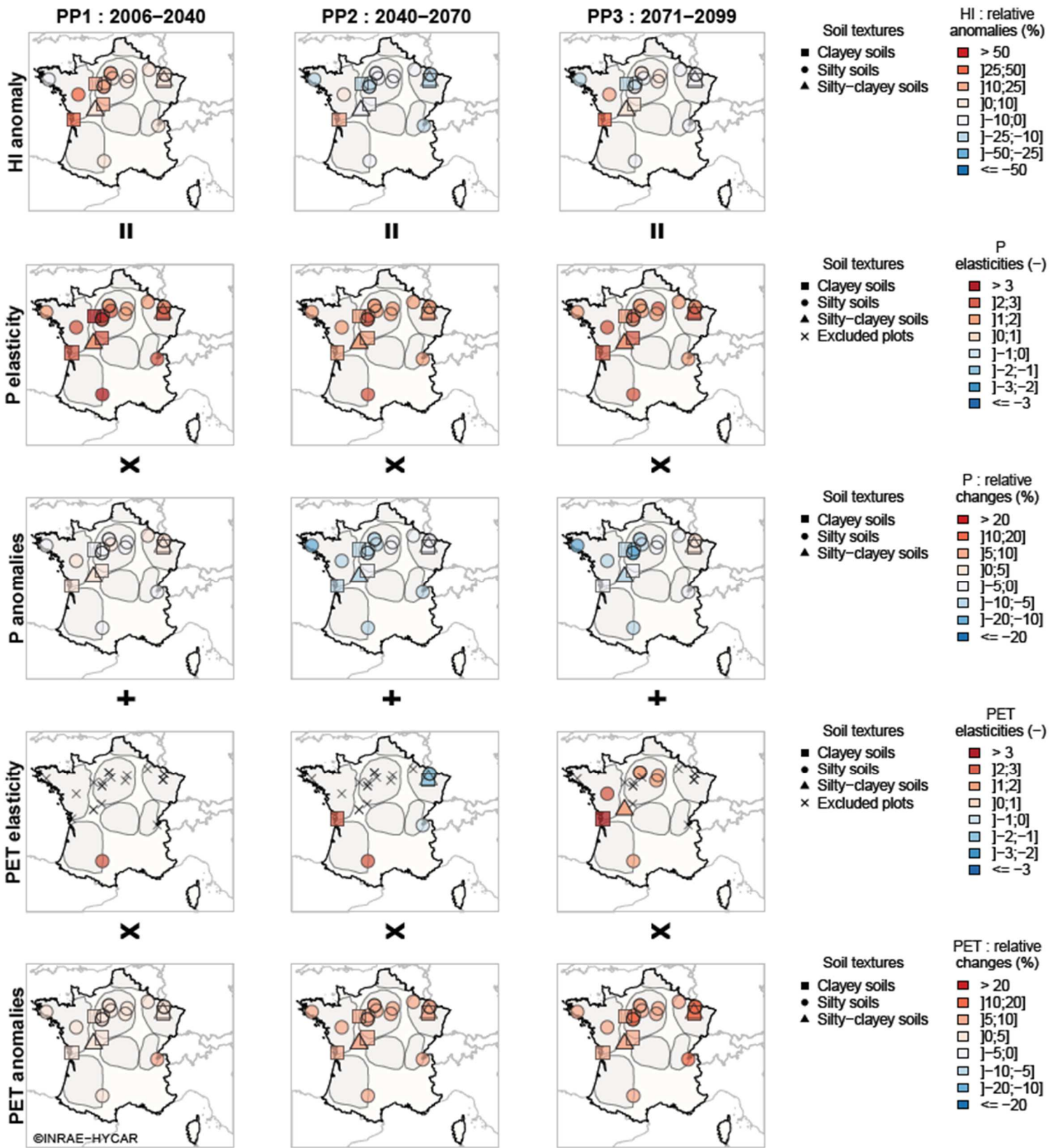


Figure C 32 : Anomalies du volume d'eau drainé en été (DDWB, 1^{ère} ligne) sous le RCP4.5 en fonction des anomalies des volumes de précipitation (3^e ligne) et d'évapotranspiration potentielle (5^e ligne) sur la même période avec les élasticités correspondantes.

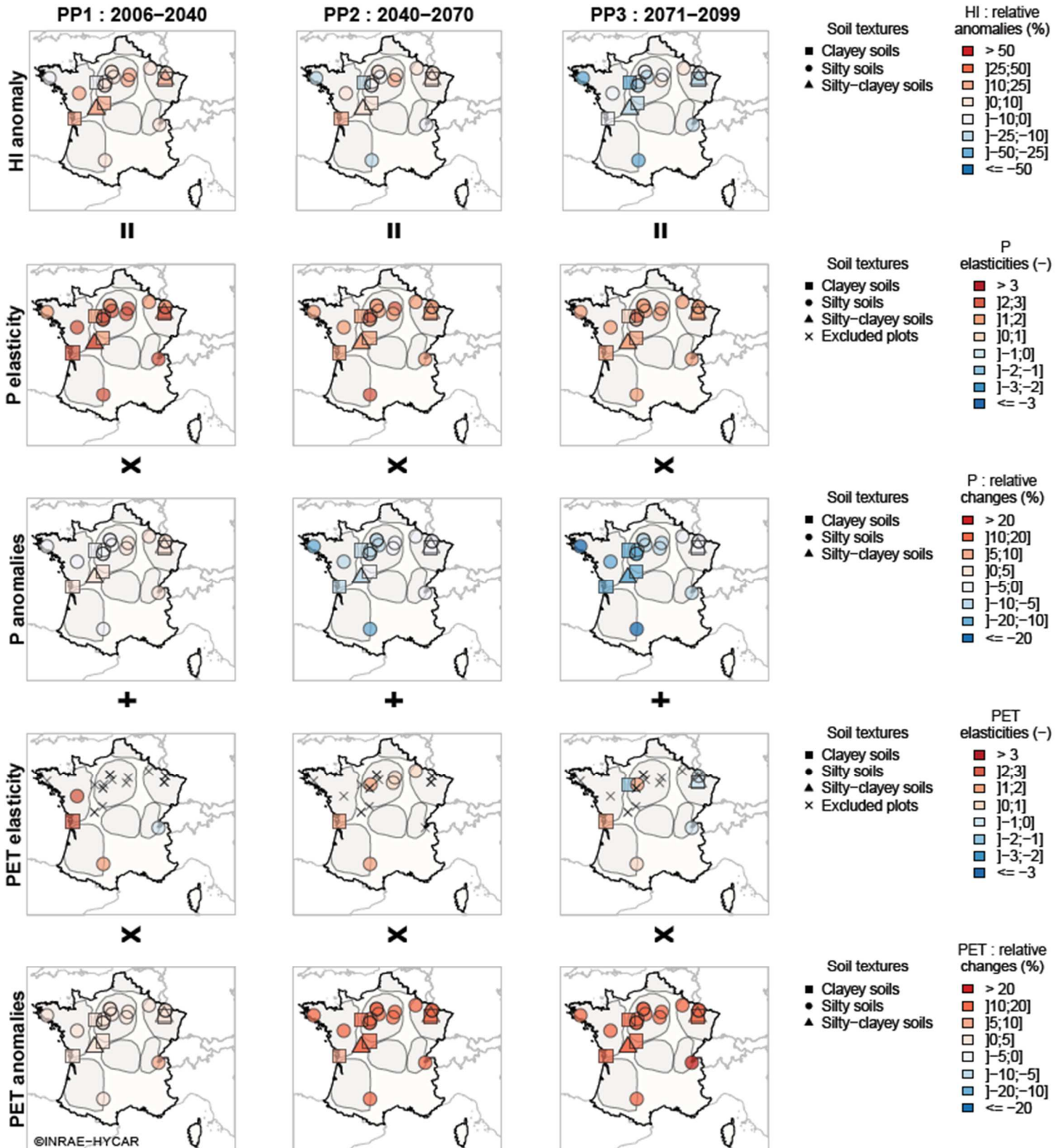


Figure C 33 : Anomalies du volume d'eau drainé en été (DDWB, 1^{ère} ligne) sous le RCP8.5 en fonction des anomalies des volumes de précipitation (3^e ligne) et d'évapotranspiration potentielle (5^e ligne) sur la même période avec les élasticités correspondantes.

03 WDWB : RCP2.6

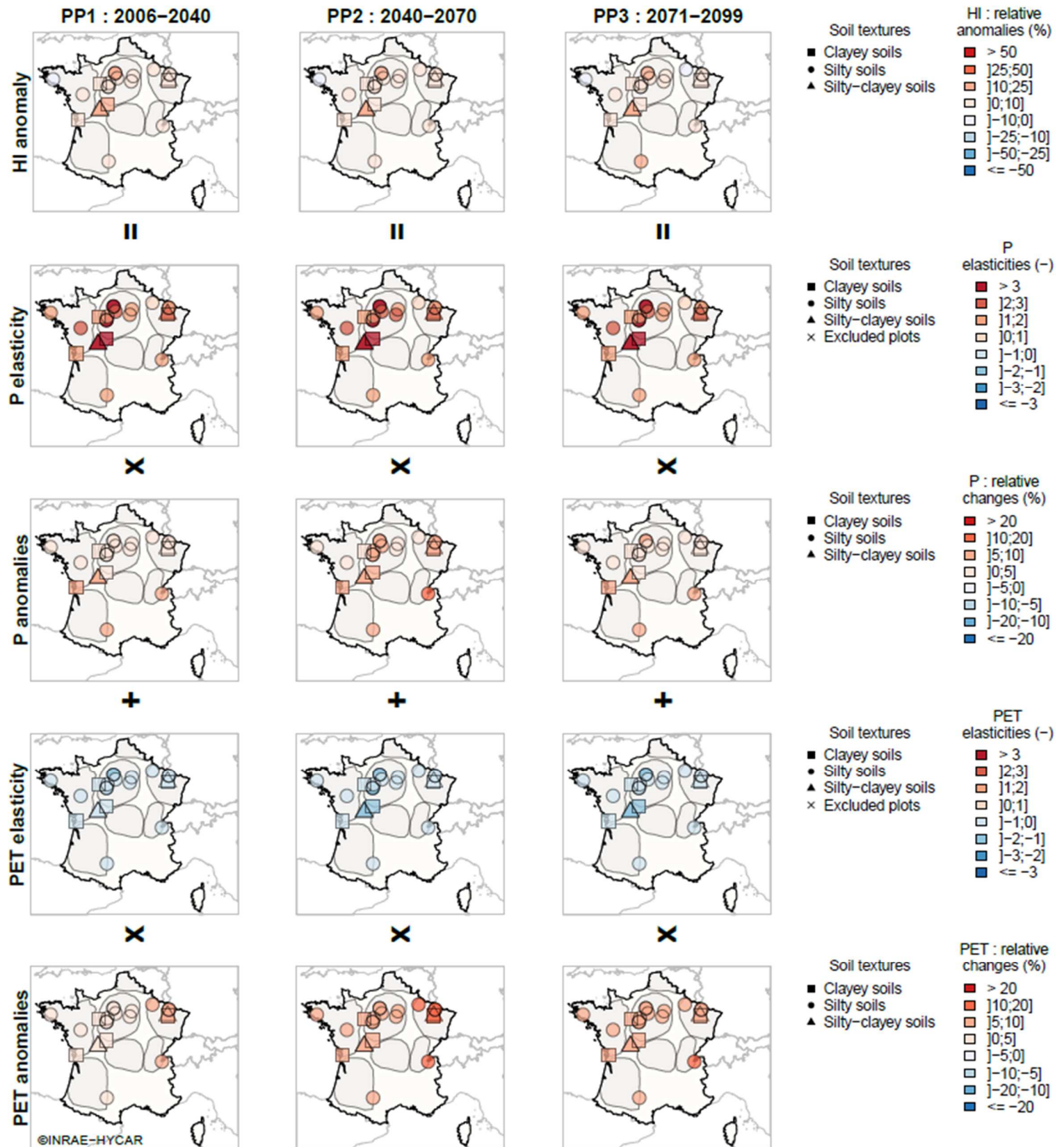


Figure C 34 : Anomalies du volume d'eau drainé en hiver (WDWB, 1^{ère} ligne) sous le RCP2.6 en fonction des anomalies des volumes de précipitation (3^e ligne) et d'évapotranspiration potentielle (5^e ligne) sur la même période avec les élasticités correspondantes.

03 WDWB : RCP4.5

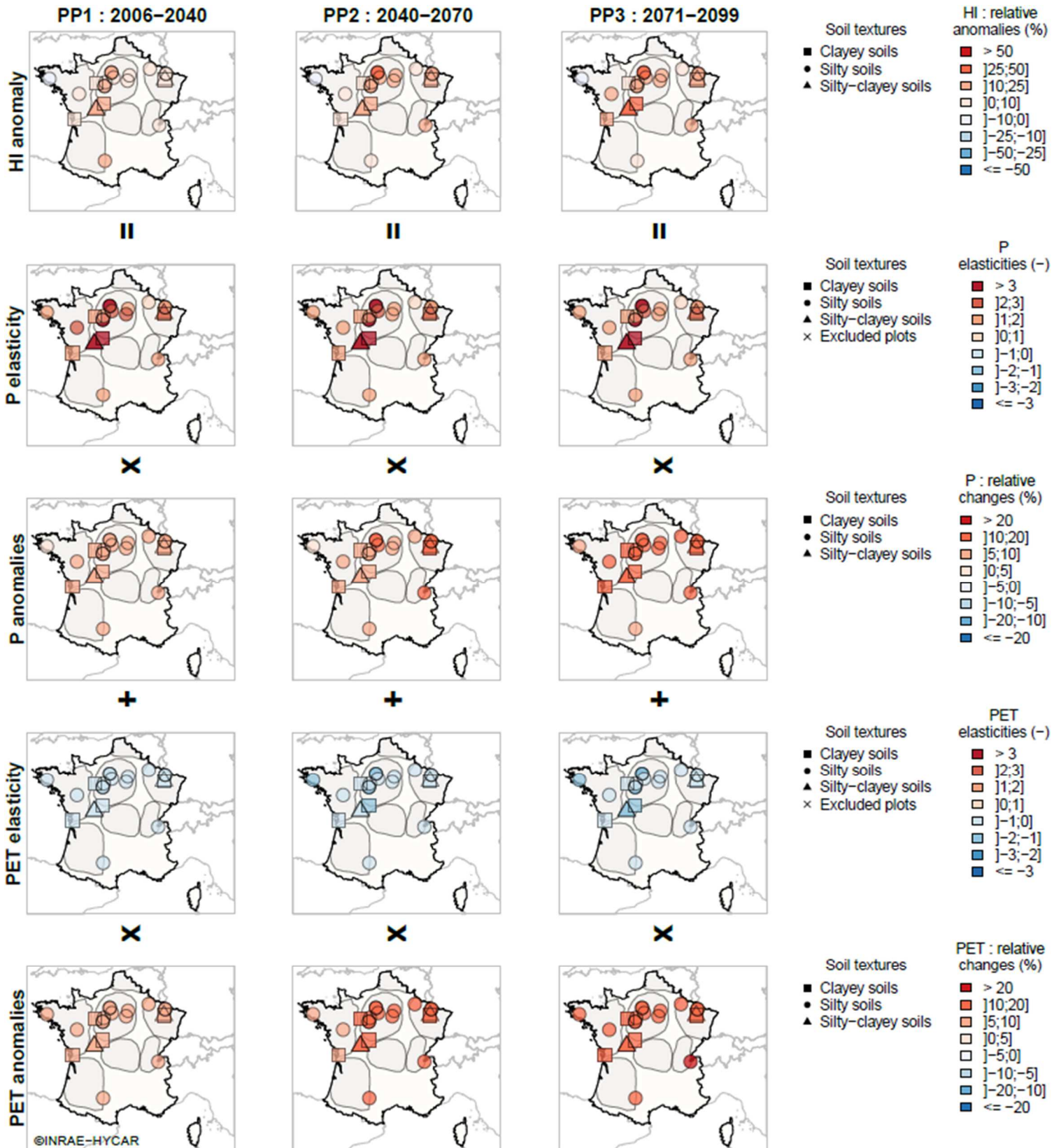


Figure C 35 : Anomalies du volume d'eau drainé en hiver (WDWB, 1^{re} ligne) sous le RCP4.5 en fonction des anomalies des volumes de précipitation (3^e ligne) et d'évapotranspiration potentielle (5^e ligne) sur la même période avec les élasticités correspondantes.

03 WDWB : RCP8.5

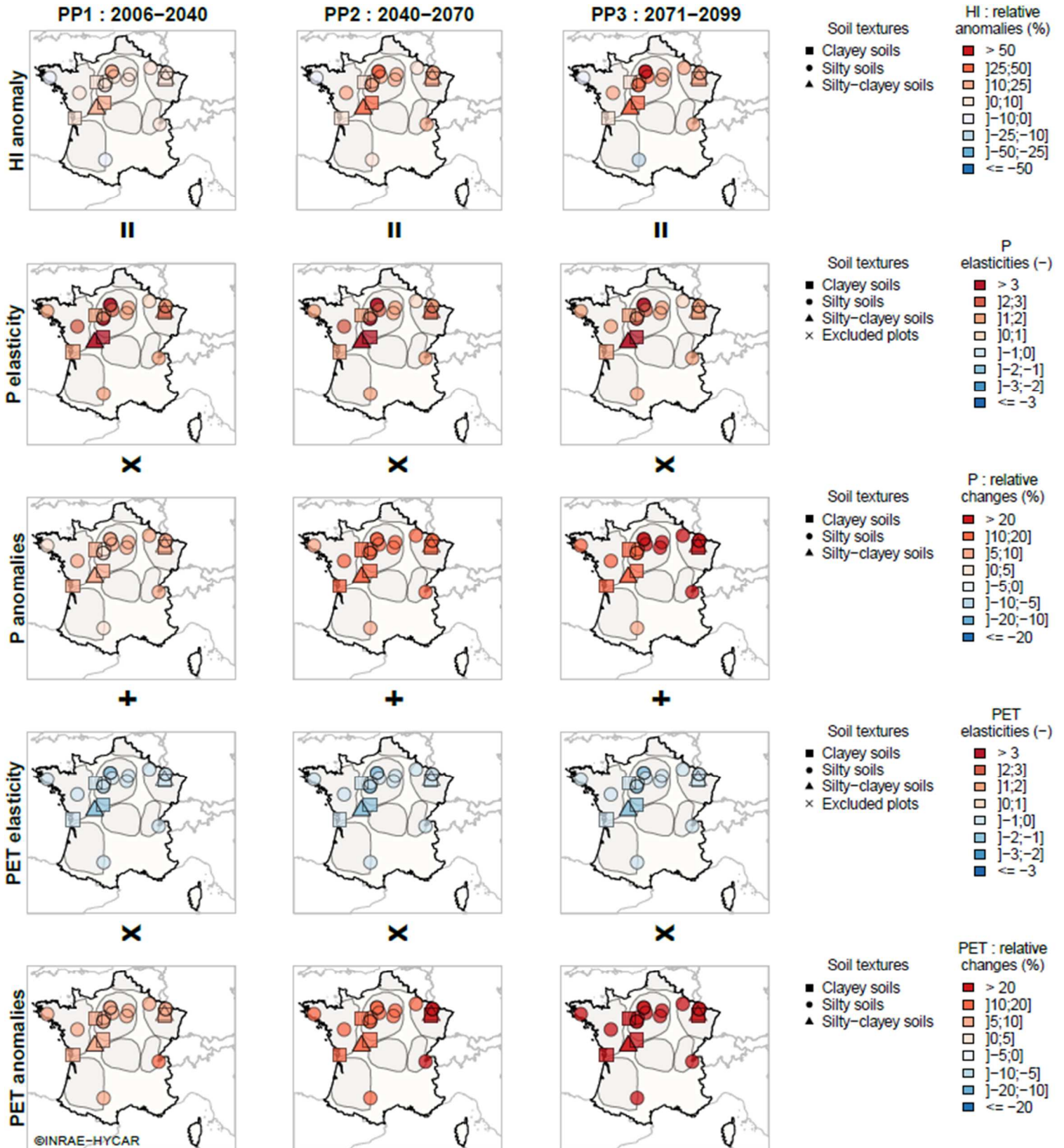


Figure C 36 : Anomalies du volume d'eau drainé en hiver (WDWB, 1^{re} ligne) sous le RCP8.5 en fonction des anomalies des volumes de précipitation (3^e ligne) et d'évapotranspiration potentielle (5^e ligne) sur la même période avec les élasticités correspondantes.

Références du matériel supplémentaire

- Green, H., Ampt, G.A., 1911. Studies on Soil Physics: Part I. The Journal of Agricultural Science, Cambridge University Press 4, 1–24.
- 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>
- Jeanet, A., Henine, H., Chaumont, C., Collet, L., Thirel, G., Tournebize, J., 2021. Robustness of a parsimonious subsurface drainage model at the French national scale. Hydrology and Earth System Sciences 25, 5447–5471. <https://doi.org/10.5194/hess-25-5447-2021>
- Kling, H., Fuchs, M., Paulin, M., 2012. Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. Journal of Hydrology 424–425, 264–277. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.011>
- Larsbo, M., Jarvis, N.J., 2003. MACRO 5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil. (Technical report). Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, SWEDEN.
- Larsbo, M., Roulier, S., Stenemo, F., Kasteel, R., Jarvis, N., 2005. An Improved Dual-Permeability Model of Water Flow and Solute Transport in the Vadose Zone. Vadose Zone Journal 4, 398–406. <https://doi.org/10.2136/vzj2004.0137>
- Moriasi, D., Arnold, J., Green, C., 2007. Incorporation of Hooghoudt and Kirkham tile drain equations into SWAT2005, in: Proc. 4th Intl. SWAT Conf. Presented at the 4th International SWAT conference, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands, pp. 139–147.
- Nally, R.M., Walsh, C.J., 2004. Hierarchical partitioning public-domain software. Biodiversity and Conservation 13, 659–660. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000009515.11717.0b>
- Skaggs, R.W., 1981. Methods for Design and Evaluation of Drainage Water Management Systems for Soils with High Water Tables, DRAINMOD. North Carolina State University, Raleigh.
- Skaggs, R.W., Youssef, M., Chescheir, G.M., 2012. DRAINMOD: model use, calibration, and validation. Transactions of the ASABE 55, 1509–1522. <https://doi.org/10.13031/2013.42259>
- Van Genuchten, M., 1980. A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils1. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>
- van Schilfgaarde, J., Engelund, F., Kirkham, D., Peterson Jr., D.F., Maasland, M., 1957. Theory of Land Drainage, in: Drainage of Agricultural Lands. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 79–285. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr7.c2>