



HAL
open science

Impact des incertitudes des paramètres sols estimés à partir de la Base de Données Géographique des Sols de France sur les sorties du modèle de culture Stics. Approche méthodologique

Christine Le Bas

► **To cite this version:**

Christine Le Bas. Impact des incertitudes des paramètres sols estimés à partir de la Base de Données Géographique des Sols de France sur les sorties du modèle de culture Stics. Approche méthodologique. Sciences du Vivant [q-bio]. AgroParisTech, 2016. Français. NNT : . tel-02799894

HAL Id: tel-02799894

<https://hal.inrae.fr/tel-02799894v1>

Submitted on 5 Jun 2020

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution - ShareAlike 4.0 International License

Doctorat AgroParisTech

THÈSE

pour obtenir le grade de docteur délivré par

**L'Institut des Sciences et Industries
du Vivant et de l'Environnement**

(AgroParisTech)

Spécialité : sciences du sol

présentée et soutenue publiquement par

Christine LE BAS

le 29 août 2016

**Impact des incertitudes des paramètres sols estimés à
partir de la Base de Données Géographique des Sols de
France sur les sorties du modèle de culture Stics.
Approche méthodologique.**

Directeur de thèse : **Isabelle COUSIN**
Co-directeur de thèse : **Yves COQUET**

Jury

Mme Isabelle COUSIN, Directeur de Recherche, INRA
M. Yves COQUET, Professeur, Université d'Orléans
M. Benoît GABRIELLE, Professeur, AgroParisTech
M. Nicolas VIOVY, Ingénieur de Recherche, CEA
M. Christian WALTER, Professeur, Agrocampus-Ouest
Mme Marion BARDY, Ingénieur en Chef des Ponts, des Eaux et des Forêts, INRA
Mme Françoise RUGET, Chargée de Recherche, INRA
M. Philippe LAGACHERIE, Ingénieur de Recherche, INRA

Directeur de thèse
Co-directeur de thèse
Président
Rapporteur
Rapporteur
Examineur
Examineur
Examineur

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier les membres du jury de thèse qui ont accepté d'évaluer ce travail.

J'adresse tout d'abord mes remerciements à Benoît Gabrielle qui m'a fait l'honneur de présider le jury.

Je remercie ensuite Nicolas Viovy et Christian Walter, tous deux rapporteurs de ce travail, pour leur relecture attentive et leurs précieux conseils pour l'améliorer.

J'adresse également mes remerciements à Philippe Lagacherie pour avoir accepté de participer à ce jury.

J'ai une gratitude particulière pour Françoise Ruget avec qui j'ai collaboré sur plusieurs projets dont le projet ISOP. Ce projet a marqué un temps fort de ma carrière et est surtout ma première rencontre avec le modèle Stics. Un grand merci à toi, Françoise, pour ses années de collaboration qui m'ont beaucoup apporté. J'ai été très honorée que tu acceptes de faire partie de mon jury et je t'en remercie très chaleureusement.

Je dois également faire une mention spéciale à Marion Bardy, directrice de l'Unité InfoSol, pour son soutien durant ces années de thèse en veillant, notamment, à ce que je ne sois pas trop sollicitée par d'autres tâches. Merci aussi pour ses conseils précieux durant la rédaction et pour sa participation à mon comité de pilotage.

Enfin, cette thèse n'aurait pas pu aboutir sans l'encadrement et le soutien de mes deux directeurs de thèse, Isabelle Cousin et Yves Coquet. Merci pour nos discussions, vos relectures attentives tant de la thèse elle-même que de l'article, vos conseils avisés. Malgré mes vingt années d'expérience professionnelles, j'ai beaucoup appris pendant ces années de thèse à votre contact. Alors un très grand merci à vous deux.

Je souhaite également remercier les membres de mon comité de pilotage, Samuel Buis, Robert Faivre, Martine Guérif, et Florence Habets pour leur soutien, leurs conseils et leur enthousiasme pour mon projet. La richesse de nos échanges m'a beaucoup apporté. Un grand merci à vous.

Cette thèse n'aurait pu avoir lieu sans l'accord préalable de Dominique Arrouays, Directeur de l'Unité InfoSol lorsque j'ai décidé de m'engager dans ce projet en 2010. Qu'il en soit également remercié.

J'ai souhaité, en 2010, développer ce projet de thèse pour pouvoir acquérir de nouvelles compétences qui me paraissaient nécessaires pour pouvoir évoluer dans mon travail. C'est en grande partie grâce au soutien de Guy Richard que je me suis lancée dans cette aventure. Il devait normalement encadrer cette thèse mais a été appelé à d'autres fonctions et a dû passer la main. Cependant, nos premières discussions ont été très importantes dans la délimitation des objectifs de ce projet et je ne peux que le remercier chaleureusement pour ses conseils.

L'idée de faire une thèse est, néanmoins, bien antérieure. C'est Dominique King qui, le premier, a pensé que j'en étais capable. C'était en 1997, avant que je ne sois recrutée définitivement à l'Inra. L'idée a ensuite fait son chemin. Elle a mûri au contact de mes deux « pères » en pédologie, Dominique King et Marcel Jamagne. Ce sont eux qui m'ont recrutée en 1991 pour travailler sur la base de données des sols d'Europe au millionième. Ils m'ont ensuite fait évoluer en me confiant des projets liés à l'utilisation de la base de données des sols d'Europe ou de France. Cette confiance m'a poussé en avant pendant toutes les années que j'ai passées à leur côté. C'est grâce à elle que j'ai trouvé la force et l'envie de me lancer dans ce projet. Ils ont malheureusement tous deux disparus avant d'avoir pu voir ce projet aboutir. C'est donc à eux que je dédie ce travail.

Une autre rencontre a été aussi importante pour moi et pour ce travail, c'est celle de Nadine Brisson. Nous avons collaboré sur un projet européen dans le cadre de la thèse de Caroline Godard, soutenue en 2005. Nadine m'a ensuite proposé de faire un exposé sur l'estimation des paramètres sols de Stics au séminaire des utilisateurs de Stics à Reims en 2007, me donnant ainsi une visibilité pour la communauté de Stics que je n'avais pas auparavant. A suivi ensuite notre collaboration sur le projet DST, dégradation des sols par le tassement, autour de la thèse de Marie-Pierre Lefebvre, encadrée par Guy Richard et moi-même. A la suite de ces collaborations, Nadine m'a alors proposée de devenir membre de l'Equipe Projet Stics. Elle m'avait fait l'honneur de participer à mon premier comité de pilotage de thèse, comité informel puisque je n'étais pas encore inscrite officiellement et auquel Dominique King était également présent. Nadine avait été très enthousiaste sur mon projet et fourmillait d'idées. Elle nous a malheureusement quittée trop tôt. Je lui dédie également cette thèse.

J'en arrive maintenant à tous ceux qui m'ont aidé et soutenu durant ce travail de thèse. Tout d'abord, je souhaiterai remercier très chaleureusement Christine King pour son soutien, ses conseils et son enthousiasme.

Un très grand merci à mes collègues Manuel Martin, Antoine Schellenberger, Benoît Toutain, Jean-Baptiste Paroissien, Jean-Philippe Chenu et Marine Lacoste pour leur aide précieuse sur le logiciel R, sur SQL ou sur linux.

Un grand merci aussi à mes autres collègues d'InfoSol pour leur soutien durant cette thèse avec une mention spéciale à Bertrand Laroche qui a accepté de reprendre la diffusion de la BDGSF.

Je remercie également mes collègues de l'UR Sols pour leur soutien et particulièrement Catherine Pasquier pour sa relecture de certains chapitres.

Merci également du soutien de l'Equipe Projet Stics qui a accepté de répondre à mes questions parfois naïves sur le modèle.

Je dois également remercier très chaleureusement Hélène Raynal et Eric Casellas pour leurs conseils et l'aide qu'ils m'ont apportés pour l'utilisation de la plate-forme Record.

Je ne remercierai jamais assez Hocine Bourennane, pour son amitié, ses conseils en statistiques, entre autres, et surtout son écoute.

Un grand merci aussi à mes collègues et amies, Marie-Pierre Poussineau, Monique Puech, Céline Ratié, Véronique Antoni et Véronique Souchère. Merci de m'avoir soutenue pendant ces années. Votre amitié m'est précieuse.

Un grand merci aussi à mes amis, Anne-Laure et Philippe Chéry, pour leur soutien et leur amitié.

Et un petit clin d'œil à ma minouchette qui attendait patiemment le soir que je rentre pour pouvoir manger !

Enfin, je remercie mes parents pour leur soutien indéfectible, leur compréhension et leur patience puisque j'ai été un peu moins présente cette dernière année que d'habitude.

RESUME

L'objectif de cette thèse est la mise au point d'une méthodologie d'analyse de l'impact des incertitudes des paramètres sols, lors de leur estimation à partir de la Base de Données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000, sur les sorties du modèle de culture Stics. Développée avec la plate-forme de modélisation RECORD, la méthodologie a été testée sur une Unité Typologique de Sol (UTS) test, sur 36 scénarios combinant des années climatiques sèches ou humides, trois occupations du sol (sol nu, blé, maïs) et, pour le maïs, deux scénarios d'irrigation. Les facteurs de l'analyse d'incertitude sont les paramètres sols de Stics liés au bilan hydrique ainsi que la teneur en eau initiale. Les variables de sortie analysées sont celles du bilan hydrique et les principales variables agronomiques. Les résultats sur l'UTS test montrent une forte incertitude sur la Réserve Utile (variant de 63 à 248 mm), d'abord expliquée par la variation de l'humidité utile des horizons profonds et ensuite par la profondeur du sol.

Les incertitudes observées sur les sorties du modèle varient selon les types d'années climatiques, les occupations du sol et les variables de sortie. L'effet des incertitudes des paramètres sols s'exprime davantage lorsque le climat est sec et avec une culture de printemps. Les plus fortes incertitudes relatives sont observées sur le drainage cumulé, puis sur les biomasses et l'indice de surface foliaire. Enfin, les incertitudes sur les variables de sortie sont majoritairement dues à celles de la teneur en eau initiale (drainage, rapport RSURRU) et à celles de la Réserve Utile (transpiration, biomasses).

MOTS CLES

Analyse d'incertitude, Base de données sols, modèle de culture, paramétrage sol de modèles, Réserve Utile, règles de pédotransfert

ENGLISH TITLE

Impact of uncertainties of soil parameters estimated with the Soil Geographical Data Base of France at 1:1 000 000 on output variables of the crop model Stics. Methodological approach.

ABSTRACT

The objective of this study was to develop a methodology for analysing the impact of soil uncertainties on some outputs of the Stics crop model when soil parameters are estimated from the Soil Geographical Data Base of France at scale 1:1 000 000. The methodology is based on a Monte Carlo uncertainty analysis, implemented in the RECORD modelling platform. It was tested on one Soil Typological Unit (STU) with 36 scenarios combining dry or wet climatic years, three land uses (bare soil, wheat, maize), and, for maize, two irrigation scenarios. Only soil parameters of the water balance are used as factors in the uncertainty analysis together with the initial soil water content. The analysis focused on output variables from water balance and on main agronomic output variables. Results on the tested STU show high uncertainties on soil available water, varying from 63 to 248 mm, and explained firstly by subsoil available humidity and secondly by soil depth. Observed relative uncertainties on model outputs vary among type of climatic years, land uses and outputs. Soil parameters uncertainties expressed more with a dry climate and a spring crop. Cumulative drainage show the highest relative uncertainties followed by biomass and Leaf Area Index. Initial soil water content mainly influenced drainage and the percentage of filling of the maximum soil Available Water Content. Transpiration, aboveground biomass and harvested organs biomass are impacted mainly by soil available water.

KEYWORDS

Uncertainty analysis, Soil data bases, crop model, soil parameters, soil Available Water Content, pedotransfer rules

TABLE DES MATIERES

LISTE DES FIGURES	11
LISTE DES TABLEAUX.....	27
LISTE DES ACRONYMES	31
LISTE DES PARAMETRES SOLS ET DES VARIABLES DE SORTIE DE STICS UTILISES DANS CETTE ETUDE	32
LISTE DES FACTEURS DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE UTILISES DANS CETTE ETUDE.....	33
PARTIE 1 INTRODUCTION	35
Chapitre 1 : Introduction.....	37
1. Les sols, au cœur d'enjeux multiples.....	37
2. Etat de la connaissance des sols en France.....	38
3. Utilisation des données sols spatialisées pour la modélisation	41
4. Analyse d'incertitude et analyse de sensibilité	43
5. Mon expérience personnelle	45
PARTIE 2 MATERIELS ET METHODES.....	47
Chapitre 2 : La Base de Données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000	51
1. Origine et historique de la constitution de la Base de Données Géographique des sols d'Europe	51
2. Structure, contenu et modes d'accès.....	57
3. Estimation de propriétés des sols à partir de la BDGSF ou de la BDGSE.....	61
4. Cadres et méthodologies d'utilisation de la BDGSF	67
5. Utilisation de la BDGSF pour fournir des données d'entrée à des modèles	77
6. Conclusion et utilisation de la BDGSF dans le cadre de la thèse.....	80
Chapitre 3 : Le modèle de culture Stics.....	81
1. Les paramètres sols de Stics considérés dans cette thèse.....	82
2. Le développement phénologique	84
3. La croissance aérienne	84
4. L'élaboration du rendement	84
5. La croissance racinaire	84
6. Interactions techniques culturales-culture-sol	85
7. Le microclimat	86
8. Le bilan hydrique	87
9. Le bilan azoté.....	89
10. Les transferts de chaleur, d'eau et de nitrates	89
11. Les indices de stress	92
Chapitre 4 : Protocole de l'analyse d'incertitude.....	93
1. Choix d'une zone test pour l'analyse d'incertitude.....	93

2. Méthode d'estimation des paramètres sols de Stics et de la succession des horizons à partir de la BDGSF, considérée dans cette étude.....	94
3. Détermination des distributions de probabilité des paramètres de l'analyse d'incertitude	99
4. Les conditions de simulation	105
5. Choix des variables de sortie	110
6. Implémentation.....	111
7. Méthode de présentation des résultats.....	112
8. Conclusion	113
PARTIE 3 RESULTATS ET DISCUSSION.....	115
Chapitre 5 : Résultats de l'analyse d'incertitude sur l'UTS test pour les scénarios blé et sol nu associés (groupe A)	119
1. Analyse des sorties du bilan hydrique journalier	119
2. Analyse des sorties cumulées du bilan hydrique	144
3. Analyse des sorties intégratives sur la culture	148
4. Synthèse	150
Chapitre 6 : Résultats de l'analyse d'incertitude sur l'UTS test pour les scénarios maïs et sol nu associés (groupe B).....	153
1. Analyse des sorties du bilan hydrique journalier	153
2. Analyse des sorties cumulées du bilan hydrique	186
3. Analyse des sorties intégratives sur la culture	192
4. Analyse de la quantité d'eau apportée par irrigation	200
5. Synthèse	201
Chapitre 7 : Confrontation des scénarios des groupes A et B et analyse de l'effet des incertitudes des paramètres sol sur les sorties du modèle.....	203
1. Analyse des effets du climat.....	203
2. Analyse des incertitudes des sorties du modèle en fonction des incertitudes sur les facteurs de l'analyse d'incertitude.....	215
3. Conclusion	232
PARTIE 4 CONCLUSION ET PERSPECTIVES	235
Chapitre 8 : Conclusion et perspectives	237
1. Retour sur la méthodologie.....	237
2. Synthèse des résultats obtenus sur l'UTS test	242
3. Perspectives.....	246
REFERENCES	251
ANNEXES	269
Annexe 1 : règle d'estimation de la minéralogie de surface.....	271
Annexe 2 : Présentation détaillée des utilisations de la BDGSF.....	275
1. Connaissance, gestion et protection des sols	275
2. Protection et connaissance de la ressource en eau	278

3. Protection et connaissance de la ressource en air.....	280
4. Protection et connaissance de la biodiversité	281
5. Production agricole ou sylvicole.....	281
6. Archéologie.....	283
Annexe 3 : liste des paramètres sols de Stics et modules dans lesquels ils agissent (action directe)	285
Annexe 4 : liste des règles de pédotransfert.....	289
Règle 1	289
Règle 2	289
Règle 3	292
Règle 4	292
Règle 5	293
Règle 6	295
Règle 7	296
Règle 8	297
Règle 9	297
Règle 10.....	297
Règle 11.....	298
Règle 12.....	299
Règle 13.....	300
Règle 14.....	301
Règle 15.....	301
Règle 16.....	302
Annexe 5 : distribution de probabilité des facteurs de l'analyse d'incertitude et des paramètres sols de Stics de l'UTS test	303
Annexe 6 : pluies et évapotranspirations de référence journalières des années climatiques des scénarios des groupes A et B.....	313
1. Groupe A	313
2. Groupe B.....	315
Annexe 7 : Résultats complémentaires de l'analyse d'incertitude sur l'UTS test pour les scénarios blé et sol nu associés (groupe A).....	317
1 Evaporation journalière du sol	318
2. Drainage journalier.....	320
3. Teneurs en eau.....	322
4. Rapport RSURRU	332
5. Evaporation cumulée	334
6. Drainage cumulé	336
7. Transpiration cumulée	338
8. Dates de levée	339

9. Dates de récolte	339
10. Indice de surface foliaire	340
11. Biomasse aérienne	341
12. Biomasse des organes récoltés	342
Annexe 8 : Résultats complémentaires de l'analyse d'incertitude sur l'UTS test pour les scénarios maïs et sol nu associés (groupe B)	343
1. Evaporation du sol journalière	344
2. Drainage journalier	348
3. Teneurs en eau	352
4. Rapport RSURRU	370
5. Evaporation cumulée	374
6. Drainage cumulé	378
7. Transpiration cumulée	382
8. Indice de surface foliaire	385
9. Biomasse aérienne	388
10. Biomasse des organes récoltés	391
11. Quantité d'eau apportée par irrigation.....	394
Annexe 9 : résultats complémentaires de la confrontation des scénarios.....	397

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : schéma décrivant les notions d'horizons, d'Unités Typologiques de Sol (UTS) et d'Unités Cartographiques de Sol (UCS) (Jamagne, 2011).....	39
Figure 2 : schéma historique de la constitution de la Base de Données Géographique des Sols d'Europe (BDGSE)	52
Figure 3 : extrait de la carte des sols des Communautés Européennes à 1/1 000 000	53
Figure 4 : triangle textural de la carte des sols des Communautés Européennes à 1/1 000 000.....	54
Figure 5 : structure de la base de données des sols de France à 1/1 000 000.....	58
Figure 6 : carte des sols dominants de France en FAO-Unesco (1974).....	59
Figure 7 : carte de la Réserve Utile en eau des sols à partir de la BDGSE version 1 par King et Daroussin (1989).....	63
Figure 8 : carte de la valeur dominante de la classe minéralogique de l'horizon de surface (A), carte de la pureté associée (% de surface) (B) et carte du niveau de confiance associé (C).	64
Figure 9 : carte de la Réserve Utile en eau estimée à partir des fonctions de pédotransfert de Wösten <i>et al.</i> (1999)	66
Figure 10 : carte de la Réserve Utile en eau estimée à partir des classes de pédotransfert de Al Majou <i>et al.</i> (2008)	66
Figure 11 : grands thèmes couverts par les publications utilisant la BDGSF ou la BDGSE sur tout ou partie du territoire français	68
Figure 12 : étendue géographique concernée par les publications utilisant la BDGSF ou la BDGSE sur tout ou partie du territoire français.....	69
Figure 13 : carte des matériaux parentaux dominants	73
Figure 14 : les principaux modules et sous-modules de Stics	82
Figure 15 : compartimentation du sol en version sans macroporosité	91
Figure 16 : localisation de l'UTS test utilisée pour mettre au point et tester la méthodologie de l'analyse d'incertitude.	93
Figure 17 : schéma d'estimation des paramètres sols de Stics pour la BDGSF.....	98
Figure 18 : exemple de la détermination de la succession d'horizons par analyse des attributs estimés liés à la profondeur du changement textural, la profondeur d'un obstacle aux racines, la profondeur de la couche imperméable et la profondeur du sol de la plus petite à la plus grande valeur de profondeur.	98
Figure 19 : schéma d'estimation des paramètres sols de Stics pour la BDGSF dans le cadre de l'analyse d'incertitude	102
Figure 20 : distribution de probabilité des facteurs <i>PDT</i> et <i>HMINS</i> pour l'analyse d'incertitude.....	104
Figure 21 : distribution de probabilité des paramètres de Stics calculés à l'étape 3. Exemple des épaisseurs des horizons 2 et 3, en haut, et de la teneur en eau à la capacité au champ de l'horizon 1 et de la teneur en eau initiale de l'horizon 1, en bas.	104
Figure 22 : moyenne sur les 3 années d'un même groupe de la pluie mensuelle, de l'évapotranspiration de référence (ET0) mensuelle, de la différence pluie-ET0 mensuelle, par groupes d'année (sec et humide) pour les scénarios blé et maïs.....	108
Figure 23 : répartition de la pluie mensuelle (à gauche) et de l'évapotranspiration de référence (ET0) mensuelle (à droite) pour les 3 années climatiques sèches (A. scénarios blé (en haut) et B. scénarios maïs (en bas)). Les années sont classées de la plus sèche à la plus humide.....	109
Figure 24 : répartition de la pluie mensuelle (à gauche) et de l'évapotranspiration de référence (ET0) mensuelle (à droite) pour les 3 années climatiques humides (A. scénarios blé (en haut) et B. scénarios maïs (en bas)). Les années sont classées de la plus sèche à la plus humide.....	110

Figure 25 : variation de la moyenne journalière de l'évaporation du sol (mm j^{-1}), calculée sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.....	120
Figure 26 : variation dans le temps de l'écart type journalier de l'évaporation du sol (mm.j^{-1}), calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.....	122
Figure 27 : variation dans le temps du coefficient de variation journalier de l'évaporation du sol (%), calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.....	123
Figure 28 : répartition de la moyenne journalière (point) et de l'écart-type journalier (trait vertical) (mm j^{-1}) du drainage en fonction du temps, par occupation et par années climatiques, pour les années sèches.	125
Figure 29 : répartition de la moyenne journalière (point) et de l'écart-type journalier (trait vertical) (mm j^{-1}) du drainage en fonction du temps, par occupation et par années climatiques, pour les années humides	126
Figure 30 : boxplot du nombre de jours de drainage par année climatique et par occupation du sol.....	128
Figure 31 : variation de la moyenne journalière de la teneur en eau (%) de l'horizon 1, calculée sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.	130
Figure 32 : variation de la moyenne journalière de la teneur en eau (%) de l'horizon 3, calculée sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.	131
Figure 33 : variation de l'écart-type journalier de la teneur en eau de l'horizon 1, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.....	133
Figure 34 : variation de l'écart-type journalier de la teneur en eau de l'horizon 3, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.....	134
Figure 35 : variation du coefficient de variation journalier de la teneur en eau de l'horizon 1, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.	136

Figure 36 : variation du coefficient de variation journalier de la teneur en eau de l'horizon 3, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.	137
Figure 37 : variation de la moyenne journalière du rapport RSURRU, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.....	139
Figure 38 : boxplot du nombre de jours pour atteindre RSURRU = 1 par occupation et par année climatique	140
Figure 39 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le rapport RSURRU (sans unité) pour le sol nu, à gauche, et le blé, à droite, pour l'année 1963-1964	140
Figure 40 : variation de l'écart-type journalier du rapport RSURRU, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.....	142
Figure 41 : variation du coefficient de variation journalier du rapport RSURRU, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.....	144
Figure 42 : boxplot de l'évaporation cumulée (mm) en fin de simulation par année climatique et par occupation.....	145
Figure 43 : boxplot du drainage cumulé (mm) en fin de simulation par année climatique et par occupation	146
Figure 44 : boxplot de la transpiration cumulée (mm) à la récolte, par année climatique pour le blé	147
Figure 45 : superposition des courbes des 1000 simulations montrant l'évolution de l'indice de surface foliaire ($m^2 m^{-2}$) du blé pendant l'année 1963-1964, à gauche, et boxplot de l'indice de surface foliaire maximal ($m^2 m^{-2}$) du blé par années climatiques, à droite	149
Figure 46 : boxplot de la biomasse aérienne ($t ha^{-1}$) et de la biomasse des organes récoltés ($t ha^{-1}$) à la récolte, par année climatique pour le blé.....	150
Figure 47 : variation de la moyenne journalière de l'évaporation du sol ($mm.j^{-1}$), calculée sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3))......	155
Figure 48 : variation de l'écart type journalier de l'évaporation du sol ($mm.j^{-1}$), calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3))......	157
Figure 49 : variation du coefficient de variation journalier de l'évaporation du sol ($mm.j^{-1}$), calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3))......	159

Figure 50 : répartition de la moyenne journalière (point) et de l'écart-type journalier (trait vertical) (mm j^{-1}) du drainage en fonction du temps, par occupation (sol nu et maïs non irrigué) et par années climatiques, pour les années sèches.....	161
Figure 51 : répartition de la moyenne journalière (point) et de l'écart-type journalier (trait vertical) (mm j^{-1}) du drainage en fonction du temps, par occupation du sol (sol nu et maïs non irrigué), et par années climatiques, pour les années humides.....	162
Figure 52 : boxplot du nombre de jours de drainage par année climatique et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	165
Figure 53 : variation de la moyenne journalière de la teneur en eau (%) de l'horizon 1, calculée sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	168
Figure 54 : variation de la moyenne journalière de la teneur en eau (%) de l'horizon 3, calculée sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	169
Figure 55 : variation de l'écart-type journalier de la teneur en eau (%) de l'horizon 1, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	172
Figure 56 : variation de l'écart-type journalier de la teneur en eau (%) de l'horizon 3, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	173
Figure 57 : variation du coefficient de variation journalier de la teneur en eau (%) de l'horizon 1, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	176
Figure 58 : variation du coefficient de variation journalier de la teneur en eau (%) de l'horizon 3, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	177
Figure 59 : variation de la moyenne journalière du rapport RSURRU (sans unité), calculée sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	180
Figure 60 : boxplot du nombre de jours pour atteindre RSURRU = 1 par année climatique et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	181
Figure 61 : variation de l'écart-type journalier du rapport RSURRU (sans unité), calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	183

Figure 62 : variation du coefficient de variation journalier du rapport RSURRU (sans unité), calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	185
Figure 63 : boxplot de l'évaporation cumulée en fin de simulation (mm) par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	187
Figure 64 : boxplot du drainage cumulé en fin de simulation par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	189
Figure 65 : boxplot de la transpiration cumulée à la récolte par année climatique et par occupation du sol (maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	191
Figure 66 : superposition des courbes des 1000 simulations montrant l'évolution de la transpiration cumulée (mm) pendant l'année 1959 pour les scénarios de maïs non irrigué (mais1), de maïs avec irrigation restreinte (mais2) et de maïs avec irrigation optimale (mais3).	192
Figure 67 : boxplot des dates de levée (en jour par rapport au début de simulation) par année climatique et par occupation du sol (scénarios maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	194
Figure 68 : superposition des courbes des 1000 simulations montrant l'évolution de l'indice de surface foliaire ($m^2 m^{-2}$) pendant l'année 1959, en haut, et pendant l'année 1976, en bas, pour les scénarios de maïs non irrigué (mais1), de maïs avec irrigation restreinte (mais2) et de maïs avec irrigation optimale (mais3).	195
Figure 69 : exemple de courbes d'indice de surface foliaire pour les simulations 12 et 13 en 1959, à gauche, et en 1976, à droite, pour le maïs non irrigué.	196
Figure 70 : boxplot de l'indice de surface foliaire maximal ($m^2 m^{-2}$) par année climatique et par occupation du sol (scénarios maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	196
Figure 71 : boxplot de la biomasse aérienne ($t ha^{-1}$) par année climatique et par occupation du sol (scénarios maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	198
Figure 72 : boxplot de la date de récolte (en jour par rapport au début de simulation), à gauche, et de la biomasse des organes récoltés ($t ha^{-1}$), à droite, par année climatique et par occupation du sol (scénarios maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	199
Figure 73 : boxplot de la quantité d'eau d'irrigation (mm) par année climatique et par occupation du sol (scénarios maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	201
Figure 74 : moyenne (barres verticales), écart-type (trait) et classement du coefficient de variation (couleur) de l'évaporation cumulée en fin de simulation (en haut, en mm), du drainage cumulé en fin de simulation (au milieu, en mm) et de la transpiration cumulée à la récolte (en bas, en mm) pour tous les scénarios des groupes A et B, par année climatique, de la plus sèche à la plus humide, et par occupation du sol.	204
Figure 75 : relation entre la moyenne et l'écart-type du drainage cumulé en fin de simulation (mm), calculés sur les 1000 simulations, par occupation du sol. Chaque point sur une courbe représente une année climatique	207

Figure 76 : moyenne (barres verticales), écart-type (trait) et classement du coefficient de variation (couleur) de l'indice de surface foliaire maximal (en haut, en mm), de la biomasse aérienne à la récolte (au milieu, en mm) et de la biomasse des organes récoltés à la récolte (en bas, en mm) pour tous les scénarios des groupes A et B, par année climatique, de la plus sèche à la plus humide, et par occupation du sol.	210
Figure 77 : Drainage cumulé en fin de simulation (moyenne sur les 1000 simulations, en mm) en fonction de la somme des pluies sur la période de simulation (en mm) pour les scénarios de sol nu des groupes A (solnu1) et B (solnu2), à gauche, pour les scénarios de blé et de maïs non irrigué, à droite.	212
Figure 78 : Evaporation cumulée en fin de simulation (moyenne sur les 1000 simulations, en mm (point), \pm écart-type en mm (bâton)) en fonction de la somme des pluies sur la période de simulation (en mm) pour les scénarios de sol nu des groupes A (solnu1) et B (solnu2), à gauche, pour les scénarios de blé et de maïs non irrigué, à droite.	212
Figure 79 : exemple d'analyse d'un graphique montrant les valeurs d'une variable de sortie (rapport RSURRU) en fonction de deux facteurs de l'analyse d'incertitude (un en abscisses (P_HINIT), l'autre en gamme de couleurs ($RUPS$)).....	216
Figure 80 : rapport RSURRU (moyenne calculée sur la période de simulation) en fonction de la proportion de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT) (en abscisses, en %) et de la RU (en mm) pour les scénarios sol nu (en haut) en 1976-1977 (groupe A solnu1) à gauche, et en 2001 (groupe B solnu2) à droite, et pour les scénarios (en bas) blé en 1976-1977 à gauche, et maïs non irrigué(mais1) en 2001 à droite.	217
Figure 81 : rapport RSURRU (moyenne calculée sur la période de simulation) en fonction de la proportion de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT) (en abscisses, en %) et de la RU (en mm) pour les scénarios de sol nu (en haut) en 1963-1964 (groupe A) à gauche, et en 1963 (groupe B) à droite, et pour les scénarios (en bas) de blé en 1963-1964 à gauche, et de maïs non irrigué en 1963 à droite.....	218
Figure 82 : drainage cumulé en fin de simulation (en mm) en fonction de la proportion de remplissage initial de la réserve en eau (en abscisses, en %) et de la valeur de la Réserve Utile du sol (RU , en mm) pour les scénarios de sol nu (en haut) du groupe A (solnu1) de l'année climatique sèche 1989-1990 à gauche et du groupe B (solnu2) pour l'année climatique 1990, et pour les scénarios (en bas) du blé en 1989-1990 à gauche et du maïs non irrigué en 1990 à droite.....	219
Figure 83 : drainage cumulé en fin de simulation (en mm) en fonction de la proportion de remplissage initial de la réserve en eau (en abscisses, en %) et de la valeur de la Réserve Utile du sol (RU , en mm) pour les scénarios de sol nu (en haut) du groupe A (solnu1) de l'année climatique humide 2000-2001 à gauche et du groupe B (solnu2) pour l'année climatique 2001, et pour les scénarios (en bas) du blé en 2000-2001 à gauche et du maïs non irrigué en 2001 à droite.....	220
Figure 84 : évaporation cumulée en fin de simulation (en mm) en fonction de l'albédo (en abscisses) et de $ZOSOLNU$ (en m) pour les scénarios du blé en 1963-1964, à gauche, et du maïs non irrigué en 1963, à droite.....	221
Figure 85 : Réserve Utile du sol (RU , en mm) en fonction de l'humidité utile de profondeur ($RUPS$) (en abscisses à gauche, en légende à droite, en $g\ g^{-1}$) et de la profondeur du sol (PR) (en abscisses à droite, en légende à gauche, en cm).....	222
Figure 86 : teneur en eau de l'horizon 1, à droite, et de l'horizon 3, à gauche, (moyenne sur la période de simulation, en %) en fonction de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ou de profondeur (en abscisses, en $g\ g^{-1}$) et de l'humidité utile de surface (RUS) ou de profondeur ($RUPS$) (en $g\ g^{-1}$) pour le blé en 1963-1964.	223

Figure 87 : rapport RSURRU (moyenne sur la période de simulation) en fonction de l'humidité utile de profondeur (<i>RUPS</i> , en $g\ g^{-1}$), et de la proportion de remplissage initial de la réserve en eau (<i>P_HINIT</i> , en %) pour le blé à gauche en 1976-1977 en haut et en 1963-1964 en bas, et le maïs non irrigué à droite en 2001 en haut et en 1963 en bas.....	224
Figure 88 : drainage cumulé en fin de simulation (en mm) en fonction de la Réserve Utile du sol (en abscisses, en mm) et de la proportion de remplissage initial de la réserve en eau (<i>P_HINIT</i> , en %) pour les scénarios de sol nu (en haut) du groupe A (solnu1) de l'année climatique sèche 1989-1990, à gauche, et du groupe B (solnu2) pour l'année climatique 1990, à droite, et pour les scénarios (en bas) du blé en 1989-1990, à gauche, et du maïs non irrigué en 1990, à droite.	226
Figure 89 : drainage cumulé en fin de simulation (en mm) en fonction de la Réserve Utile du sol (en abscisses, en mm) et de la proportion de remplissage initial de la réserve en eau (<i>P_HINIT</i> , en %) pour les scénarios de sol nu (en haut) du groupe A (solnu1) de l'année climatique humide 2000-2001, à gauche, et du groupe B (solnu2) pour l'année climatique 2001, à droite, et pour les scénarios (en bas) du blé en 2000-2001, à gauche, et du maïs non irrigué en 2001, à droite.	227
Figure 90 : transpiration cumulée à la récolte (en haut), indice de surface foliaire maximal (au milieu) et biomasse des organes récoltés à la récolte (en bas), en fonction de la Réserve Utile en eau (<i>RU</i> , en abscisses, en mm) et de l'humidité utile de profondeur (<i>RUPS</i> , en $g\ g^{-1}$) pour la transpiration et la biomasse des organes récoltés, ou la date de levée (<i>ILEVS</i> , en jour depuis le début de la simulation) pour l'indice de surface foliaire, pour le blé en années humides 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.....	229
Figure 91 : transpiration cumulée à la récolte (en haut), indice de surface foliaire maximal (au milieu) et biomasse des organes récoltés à la récolte (en bas), en fonction de la Réserve Utile en eau (<i>RU</i> , en abscisses, en mm) et de l'humidité utile de profondeur (<i>RUPS</i> , en $g\ g^{-1}$) pour la transpiration et la biomasse des organes récoltés, ou la date de levée (<i>ILEVS</i> , en jour depuis le début de la simulation) pour l'indice de surface foliaire, pour le blé en années sèches 1989-1990, 1975-1976 et 1963-1964.....	230
Figure 92 : transpiration cumulée à la récolte (en haut), indice de surface foliaire maximal (au milieu) et biomasse des organes récoltés à la récolte (en bas), en fonction de la Réserve Utile en eau (<i>RU</i> , en abscisses, en mm) et de l'humidité utile de profondeur (<i>RUPS</i> , en $g\ g^{-1}$) pour la transpiration et la biomasse des organes récoltés, ou la date de levée (<i>ILEVS</i> , en jour depuis le début de la simulation) pour l'indice de surface foliaire, pour le maïs non irrigué en années humides 1963, 1965 et 2001.....	231
Figure 93 : transpiration cumulée à la récolte (en haut), indice de surface foliaire maximal (au milieu) et biomasse des organes récoltés à la récolte (en bas), en fonction de la Réserve Utile en eau (<i>RU</i> , en abscisses, en mm) et de l'humidité utile de profondeur (<i>RUPS</i> , en $g\ g^{-1}$) pour la transpiration et la biomasse des organes récoltés, ou la date de levée (<i>ILEVS</i> , en jour depuis le début de la simulation) pour l'indice de surface foliaire, pour le maïs non irrigué en années sèches 1976, 1959 et 1990.....	232
Figure 94 : écart-type du drainage cumulé en fin de simulation en fonction du nombre de simulations pour le maïs non irrigué en 2001.	240
Figure 95 : projection des variables d'intérêt (incertitudes absolues) sur les deux premiers axes de l'ACP pour l'ensemble des scénarios.	247
Figure 96 : projection des individus (scénarios) sur les deux premiers axes de l'ACP pour l'ensemble des scénarios.	248
Figure 97 : distribution de probabilité du facteur <i>ALBEDO</i> et du facteur <i>ARGI</i>	303

Figure 98 : distribution de probabilité du facteur <i>Q0</i> et du facteur <i>CFES</i>	303
Figure 99 : distribution de probabilité du facteur <i>PIL</i> et du facteur <i>PR</i>	304
Figure 100 : distribution de probabilité du facteur <i>DAS</i> et du facteur <i>DAPS</i>	304
Figure 101 : distribution de probabilité du facteur <i>HMINs</i> et du facteur <i>HMINPS</i>	305
Figure 102 : distribution de probabilité du facteur <i>RUS</i> et du facteur <i>RUPS</i>	305
Figure 103 : distribution de probabilité du facteur <i>P_HINIT</i> et du facteur <i>ZOSOLNU</i>	306
Figure 104 : distribution de probabilité du facteur <i>P_ZESX</i>	306
Figure 105 : distribution de probabilité du paramètre <i>ALBEDO</i> et du paramètre <i>ARGI</i>	307
Figure 106 : distribution de probabilité du paramètre <i>Q0</i> et du paramètre <i>CFES</i>	307
Figure 107 : distribution de probabilité du paramètre <i>ZESX</i> et du paramètre <i>EP1</i>	308
Figure 108 : distribution de probabilité du paramètre <i>EP2</i> et du paramètre <i>EP3</i>	308
Figure 109 : distribution de probabilité du paramètre <i>DAF1</i> et du paramètre <i>DAF2</i>	309
Figure 110 : distribution de probabilité du paramètre <i>DAF3</i> et du paramètre <i>HCCF1</i>	309
Figure 111 : distribution de probabilité du paramètre <i>HCCF2</i> et du paramètre <i>HCCF3</i>	310
Figure 112 : distribution de probabilité du paramètre <i>HMINF1</i> et du paramètre <i>HMINF2</i>	310
Figure 113 : distribution de probabilité du paramètre <i>HMINF3</i> et du paramètre <i>HINIT1</i>	311
Figure 114 : distribution de probabilité du paramètre <i>HINIT2</i> et du paramètre <i>HINIT3</i>	311
Figure 115 : distribution de probabilité du paramètre <i>OBSTARAC</i> et du paramètre <i>ZOSOLNU</i>	312
Figure 116 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation du sol journalière avec évapotranspiration journalière de référence sur l'axe des ordonnées à droite par occupation (sol nu à droite, blé à gauche) et pour les trois années sèches 1989-1990, 1963-1964 et 1975-1976.....	318
Figure 117 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation du sol journalière avec évapotranspiration journalière de référence sur l'axe des ordonnées à droite par occupation (sol nu à droite, blé à gauche) et pour les trois années humides 1965-1966, 1976-1977, 2000-2001	319
Figure 118 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage journalier avec la pluie journalière sur l'axe des ordonnées à droite par occupation (sol nu à droite, blé à gauche) et pour les trois années sèches 1989-1990, 1963-1964 et 1975-1976	320
Figure 119 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage journalier avec la pluie journalière sur l'axe des ordonnées à droite par occupation (sol nu à droite, blé à gauche) et pour les trois années humides 1965-1966, 1976-1977, 2000-2001	321
Figure 120 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau du sol de l'horizon 1 (% pondéral), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années sèches 1989-1990, 1975-1976 et 1963-1964.....	322
Figure 121 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau du sol de l'horizon 1 (% pondéral), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années humides 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001	323
Figure 122 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau du sol de l'horizon 2 (% pondéral), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années sèches 1989-1990, 1975-1976 et 1963-1964.....	324
Figure 123 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau du sol de l'horizon 2 (% pondéral), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années humides 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001	325
Figure 124 : variation de la moyenne journalière de la teneur en eau (%) de l'horizon 2, calculée sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.	327

Figure 125 : variation de l'écart-type journalier au cours de la simulation pour la teneur en eau de l'horizon 2, calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.	328
Figure 126 : variation du coefficient de variation journalier au cours de la simulation pour la teneur en eau de l'horizon 2, calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.	329
Figure 127 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau du sol de l'horizon 2 (% pondéral), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années sèches 1989-1990, 1975-1976 et 1963-1964.....	330
Figure 128 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau du sol de l'horizon 2 (% pondéral), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années humides 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001	331
Figure 129 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le rapport RSURRU (sans unité), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années sèches 1989-1990, 1975-1976 et 1963-1964	332
Figure 130 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le rapport RSURRU (sans unité), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années humides 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001	333
Figure 131 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation cumulée (mm), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années sèches 1989-1990, 1975-1976 et 1963-1964	334
Figure 132 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation cumulée (mm), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années humides 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001	335
Figure 133 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage cumulé (mm), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années sèches 1989-1990, 1975-1976 et 1963-1964	336
Figure 134 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage cumulé (mm), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années humides 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001	337
Figure 135 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la transpiration cumulée (mm), pour le blé, par année climatique	338
Figure 136 : boxplot de la date de levée (<i>ILEVS</i>) pour le blé par année climatique.....	339
Figure 137 : boxplot de la date de récolte (<i>IRECS</i>) pour le blé par année climatique.....	339
Figure 138 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'indice de surface foliaire ($m^2 m^{-2}$), pour le blé, par année climatique	340
Figure 139 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la biomasse aérienne ($t ha^{-1}$), pour le blé, par année climatique	341
Figure 140 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la biomasse des organes récoltés ($t ha^{-1}$), pour le blé, par année climatique.	342
Figure 141 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation du sol journalière avec évapotranspiration journalière de référence sur l'axe des ordonnées à droite par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.....	344

Figure 142 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation du sol journalière avec évapotranspiration journalière de référence sur l'axe des ordonnées à droite par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.....	345
Figure 143 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation du sol journalière avec évapotranspiration journalière de référence sur l'axe des ordonnées à droite par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.	346
Figure 144 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation du sol journalière avec évapotranspiration journalière de référence sur l'axe des ordonnées à droite par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.	347
Figure 145 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage journalier avec la pluie journalière sur l'axe des ordonnées à droite par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.	348
Figure 146 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage journalier avec la pluie journalière sur l'axe des ordonnées à droite par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.	349
Figure 147 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage journalier avec la pluie journalière sur l'axe des ordonnées à droite par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.....	350
Figure 148 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage journalier avec la pluie journalière sur l'axe des ordonnées à droite par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.....	351
Figure 149 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 1 par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.....	352
Figure 150 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 1 par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.....	353
Figure 151 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 1 par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.....	354
Figure 152 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 1 par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.	355
Figure 153 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 2 par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.....	356
Figure 154 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 2 par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.....	357
Figure 155 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 2 par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.....	358

Figure 156 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 2 par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.	359
Figure 157 : variation de la moyenne journalière de la teneur en eau (%) de l'horizon 2, calculée sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	363
Figure 158 : variation de l'écart-type journalier de la teneur en eau (%) de l'horizon 2, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	364
Figure 159 : variation du coefficient de variation journalier de la teneur en eau (%) de l'horizon 2, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).	365
Figure 160 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 3 par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.....	366
Figure 161 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 3 par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.....	367
Figure 162 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 3 par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.....	368
Figure 163 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 3 par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.	369
Figure 164 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le rapport RSURRU par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.....	370
Figure 165 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le rapport RSURRU par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.....	371
Figure 166 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le rapport RSURRU par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.....	372
Figure 167 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le rapport RSURRU par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.....	373
Figure 168 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation cumulée par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.....	374
Figure 169 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation cumulée par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.....	375
Figure 170 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation cumulée par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.....	376

Figure 171 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation cumulée par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.....	377
Figure 172 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage cumulé par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.....	378
Figure 173 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage cumulé par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.....	379
Figure 174 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage cumulé par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.....	380
Figure 175 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage cumulé par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.....	381
Figure 176 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la transpiration cumulée (mm) par année climatique pour le maïs non irrigué.....	382
Figure 177 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la transpiration cumulée (mm) par année climatique pour le maïs à irrigation restreinte.....	383
Figure 178 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la transpiration cumulée (mm) par année climatique pour le maïs à irrigation optimale.....	384
Figure 179 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'indice de surface foliaire ($m^2 m^{-2}$) par année climatique pour le maïs non irrigué.....	385
Figure 180 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'indice de surface foliaire ($m^2 m^{-2}$) par année climatique pour le maïs à irrigation restreinte.....	386
Figure 181 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'indice de surface foliaire ($m^2 m^{-2}$) par année climatique pour le maïs à irrigation optimale.....	387
Figure 182 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la biomasse aérienne ($t ha^{-1}$) par année climatique pour le maïs non irrigué.....	388
Figure 183 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la biomasse aérienne ($t ha^{-1}$) par année climatique pour le maïs à irrigation restreinte.....	389
Figure 184 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la biomasse aérienne ($t ha^{-1}$) par année climatique pour le maïs à irrigation optimale.....	390
Figure 185 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la biomasse des organes récoltés ($t ha^{-1}$) par année climatique pour le maïs non irrigué.....	391
Figure 186 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la biomasse des organes récoltés ($t ha^{-1}$) par année climatique pour le maïs à irrigation restreinte.....	392
Figure 187 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la biomasse des organes récoltés ($t ha^{-1}$) par année climatique pour le maïs à irrigation optimale.....	393
Figure 188 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la quantité d'eau apportée par irrigation (mm), par occupation (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.....	394
Figure 189 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la quantité d'eau apportée par irrigation (mm), par occupation (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.....	395
Figure 190 : drainage cumulé en fin de simulation (moyenne sur les 1000 simulations, en mm) en fonction de la somme des évapotranspirations de référence sur la période de simulation (en mm) pour les scénarios de sol nu des groupes A (solnu1) et B (solnu2) à gauche, pour les scénarios de blé et de maïs non irrigué à droite.....	397

Figure 191 : évaporation cumulée en fin de simulation (moyenne sur les 1000 simulations, en mm) en fonction de la somme des évapotranspirations de référence sur la période de simulation (en mm) pour les scénarios de sol nu des groupes A (solnu1) et B (solnu2) à gauche, pour les scénarios de blé et de maïs non irrigué à droite.	397
Figure 192 : moyenne (barres verticales), écart-type (trait) et classement du coefficient de variation (couleur) des teneurs en eau des horizons 1 à 3 (en %), pour tous les scénarios des groupes A et B, par année climatique, de la plus sèche à la plus humide, et par occupation du sol.	398
Figure 193 : moyenne (barres verticales), écart-type (trait) et classement du coefficient de variation (couleur) du rapport RSURRU (sans unité), pour tous les scénarios des groupes A et B, par année climatique, de la plus sèche à la plus humide, et par occupation du sol.	399
Figure 194 : Réserve Utile du sol (en mm) en fonction du facteur masse volumique apparente de surface (DAS , $g\ cm^{-3}$) à gauche et masse volumique apparente de profondeur ($DAPS$, $g\ cm^{-3}$) à droite.	399
Figure 195 : Réserve Utile du sol (en mm) en fonction du facteur teneur en eau au point de flétrissement permanent de surface ($HMINS$, $g\ g^{-1}$) à gauche et teneur en eau au point de flétrissement permanent de profondeur ($HMINPS$, $g\ g^{-1}$) à droite.	400
Figure 196 : Réserve Utile du sol (en mm) en fonction du facteur profondeur du changement textural (PDT , cm) à gauche et profondeur de la couche imperméable (PIL , cm) à droite.	400
Figure 197 : Réserve Utile du sol (en mm) en fonction du facteur humidité utile de surface (RUS , $g\ g^{-1}$) à droite.	401
Figure 198 : teneur en eau moyenne de l'horizon 1 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe A) par année climatique.	402
Figure 199 : teneur en eau moyenne de l'horizon 1 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le blé par année climatique.	403
Figure 200 : teneur en eau moyenne de l'horizon 1 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe B) par année climatique.	404
Figure 201 : teneur en eau moyenne de l'horizon 1 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs non irrigué par année climatique.	405
Figure 202 : teneur en eau moyenne de l'horizon 1 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation restreinte par année climatique.	406
Figure 203 : teneur en eau moyenne de l'horizon 1 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation optimale par année climatique.	407
Figure 204 : teneur en eau moyenne de l'horizon 2 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe A) par année climatique.	408

Figure 205 : teneur en eau moyenne de l'horizon 2 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le blé par année climatique	409
Figure 206 : teneur en eau moyenne de l'horizon 2 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe B) par année climatique.....	410
Figure 207 : teneur en eau moyenne de l'horizon 2 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs non irrigué par année climatique	411
Figure 208 : teneur en eau moyenne de l'horizon 2 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation restreinte par année climatique	412
Figure 209 : teneur en eau moyenne de l'horizon 2 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation optimale par année climatique	413
Figure 210 : teneur en eau moyenne de l'horizon 3 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe A) par année climatique.....	414
Figure 211 : teneur en eau moyenne de l'horizon 3 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le blé par année climatique	415
Figure 212 : teneur en eau moyenne de l'horizon 3 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe B) par année climatique.....	416
Figure 213 : teneur en eau moyenne de l'horizon 3 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs non irrigué par année climatique	417
Figure 214 : teneur en eau moyenne de l'horizon 3 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation restreinte par année climatique	418
Figure 215 : teneur en eau moyenne de l'horizon 3 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation optimale par année climatique	419
Figure 216 : transpiration cumulée à la récolte (mm), en fonction de la Réserve Utile (RU , en mm) et de l'humidité utile de profondeur ($RUPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation restreinte par année climatique	420
Figure 217 : transpiration cumulée à la récolte (mm), en fonction de la Réserve Utile (RU , en mm) et de l'humidité utile de profondeur ($RUPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation optimale par année climatique.....	421

Figure 218 : évaporation cumulée en fin de simulation (mm), en fonction de $Q0$ (en mm) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le blé par année climatique	422
Figure 219 : évaporation cumulée en fin de simulation (mm), en fonction de $Q0$ (en mm) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs non irrigué par année climatique	423
Figure 220 : évaporation cumulée en fin de simulation (mm), en fonction de $Q0$ (en mm) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation restreinte par année climatique	424
Figure 221 : évaporation cumulée en fin de simulation (mm), en fonction de $Q0$ (en mm) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation optimale par année climatique	425
Figure 222 : évaporation cumulée en fin de simulation (mm), en fonction de $Q0$ (en mm) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe A) par année climatique	426
Figure 223 : évaporation cumulée en fin de simulation (mm), en fonction de $Q0$ (en mm) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe B) par année climatique	427
Figure 224 : drainage cumulé en fin de simulation (mm), en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la Réserve Utile (RU , en mm) pour le blé par année climatique	428
Figure 225 : drainage cumulé en fin de simulation (mm), en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la Réserve Utile (RU , en mm) pour le maïs non irrigué par année climatique	429
Figure 226 : drainage cumulé en fin de simulation (mm), en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la Réserve Utile (RU , en mm) pour le maïs à irrigation restreinte par année climatique	430
Figure 227 : drainage cumulé en fin de simulation (mm), en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la Réserve Utile (RU , en mm) pour le maïs à irrigation optimale par année climatique	431
Figure 228 : drainage cumulé en fin de simulation (mm), en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la Réserve Utile (RU , en mm) pour le sol nu (groupe A) par année climatique	432
Figure 229 : drainage cumulé en fin de simulation (mm), en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la Réserve Utile (RU , en mm) pour le sol nu (groupe B) par année climatique	433
Figure 230 : rapport $RSURRU$ en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de l'humidité utile de profondeur ($RUPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le blé, par année climatique	434
Figure 231 : rapport $RSURRU$ en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de l'humidité utile de profondeur ($RUPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs non irrigué, par année climatique	435
Figure 232 : rapport $RSURRU$ en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de l'humidité utile de profondeur ($RUPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation restreinte, par année climatique	436
Figure 233 : rapport $RSURRU$ en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de l'humidité utile de profondeur ($RUPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation restreinte, par année climatique	437
Figure 234 : rapport $RSURRU$ en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de l'humidité utile de profondeur ($RUPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe A), par année climatique	438

Figure 235 : rapport RSURRU en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) et de l'humidité utile de profondeur ($RUPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe B), par année climatique.....	439
Figure 236 : date de levée en fonction du facteur P_{ZESX} (en %) pour le blé, par année climatique	440
Figure 237 : date de levée en fonction du facteur P_{ZESX} (en %) pour le maïs non irrigué, par année climatique	441
Figure 238 : date de levée en fonction du facteur P_{ZESX} (en %) pour le maïs à irrigation restreinte, par année climatique	442
Figure 239 : date de levée en fonction du facteur P_{ZESX} (en %) pour le maïs à irrigation optimale, par année climatique.....	443
Figure 240 : biomasse aérienne à la récolte ($t\ ha^{-1}$) en fonction de la Réserve en Eau (RU , mm) et du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) pour le blé par année climatique	444
Figure 241 : biomasse aérienne à la récolte ($t\ ha^{-1}$) en fonction de la Réserve en Eau (RU , mm) et du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) pour le maïs non irrigué par année climatique	445
Figure 242 : biomasse aérienne à la récolte ($t\ ha^{-1}$) en fonction de la Réserve en Eau (RU , mm) et du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) pour le maïs à irrigation restreinte par année climatique	446
Figure 243 : biomasse aérienne à la récolte ($t\ ha^{-1}$) en fonction de la Réserve en Eau (RU , mm) et du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) pour le maïs à irrigation optimale par année climatique.....	447

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : classes de pente de la carte des sols des Communautés Européennes.....	54
Tableau 2 : liste des attributs descriptifs des UTS dans la BDGSF.....	60
Tableau 3 : liste des paramètres sols de Stics utilisés dans le cadre de l'analyse d'incertitude et modules dans lesquels ils agissent (action directe).....	83
Tableau 4 : évolution historique des paramètres sols de Stics utilisés dans le cadre de l'analyse d'incertitude.	83
Tableau 5 : liste des UTS présentes dans l'UCS 330714.....	94
Tableau 6 : descriptif des règles de pédotransfert d'estimation des paramètres sols de Stics.....	95
Tableau 7 : bornes de teneur en eau à la capacité au champ ($pF_{2,5} - g\ g^{-1}$), de teneur en eau au point de flétrissement permanent ($pF_{4,2} - g\ g^{-1}$), d'humidité utile (teneur en eau à la capacité au champ – teneur en eau au point de flétrissement, $g\ g^{-1}$) et de masse volumique apparente ($g\ cm^{-3}$) calculées à partir de la base de données Solhydro.....	100
Tableau 8 : bornes des teneurs en argile et en sable ($g\ kg^{-1}$) calculées par classes texturales à partir de la base de données Donesol.....	101
Tableau 9 : bornes minimale et maximale appliquées aux attributs estimés issus de l'application des règles de pédotransfert sur l'UTS test.....	103
Tableau 10 : liste des cultures, des itinéraires techniques (irrigation) et des climats pour les scénarios étudiés.....	105
Tableau 11 : itinéraires techniques pour le blé tendre d'hiver et pour le maïs.....	106
Tableau 12 : caractéristiques des 6 années climatiques pour le blé, de l'année la plus sèche à l'année la plus humide (les années humides sont en fond bleu) sur la période 1 ^{er} septembre année N-31 août année N+1.	107
Tableau 13 : caractéristiques des 6 années climatiques pour le maïs, de l'année la plus sèche à l'année la plus humide (les années humides sont en fond bleu) sur la période 1 ^{er} avril-30 septembre.....	107
Tableau 14 : liste des variables de sortie qui seront analysées dans l'analyse d'incertitude.....	111
Tableau 15 : statistiques relatives à la moyenne journalière de l'évaporation du sol ($mm\ j^{-1}$), calculée sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).	119
Tableau 16 : statistiques relatives à l'écart-type journalier de l'évaporation du sol ($mm\ j^{-1}$), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).	121
Tableau 17 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier de l'évaporation du sol (%), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).	121
Tableau 18 : statistiques relatives à la moyenne journalière du drainage ($mm\ j^{-1}$), calculée sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).	124
Tableau 19 : statistiques relatives à l'écart-type journalier du drainage ($mm\ j^{-1}$), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).....	124
Tableau 20 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier du drainage (%), calculé sur les 1000 simulations pour les jours avec drainage, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).	127
Tableau 21 : statistiques relatives au nombre de jours de drainage par année climatique et par occupation du sol.....	128
Tableau 22 : statistiques relatives à la moyenne journalière de la teneur en eau de l'horizon 1 (%), calculée sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).....	129

Tableau 23 : statistiques relatives à la moyenne journalière de la teneur en eau de l'horizon 3 (%), calculée sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).....	129
Tableau 24 : statistiques relatives à l'écart-type journalier de la teneur en eau de l'horizon 1 (%), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).....	132
Tableau 25 : statistiques relatives à l'écart-type journalier de la teneur en eau de l'horizon 3 (%), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).....	132
Tableau 26 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier de la teneur en eau de l'horizon 1 (%), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).....	135
Tableau 27 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier de la teneur en eau de l'horizon 3 (%), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).....	135
Tableau 28 : statistiques relatives au nombre de jours depuis le début de la simulation nécessaires pour un retour à la capacité au champ pour les 6 années climatiques, de la plus sèche à la plus humide, pour le sol nu et le blé (années humides sur fond bleu).....	138
Tableau 29 : statistiques relatives à la moyenne journalière du rapport RSURRU, calculée sur les 1000 simulations, par année climatique et par occupation.....	138
Tableau 30 : statistiques relatives à l'écart-type journalier du rapport RSURRU, calculé sur les 1000 simulations, par année climatique et par occupation.....	141
Tableau 31 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier du rapport RSURRU, calculé sur les 1000 simulations, par année climatique et par occupation.....	143
Tableau 32 : statistiques relatives à l'évaporation cumulée en fin de simulation (mm), par occupation du sol et par année climatique.....	145
Tableau 33 : statistiques relatives au drainage cumulé en fin de simulation (mm), par occupation du sol et par année climatique.....	146
Tableau 34 : statistiques relatives à la transpiration cumulée en fin de simulation (mm), pour le blé par année climatique.....	147
Tableau 35 : statistiques relatives à la date de levée (en nombre de jours depuis le début de simulation) du blé par années climatiques.....	148
Tableau 36 : statistiques relatives à l'indice de surface foliaire maximal ($m^2 m^{-2}$) pour le blé par année climatique.....	148
Tableau 37 : statistiques relatives à la biomasse aérienne à la récolte ($t ha^{-1}$) pour le blé par année climatique.....	149
Tableau 38 : statistiques relatives à la biomasse des organes récoltés à la récolte ($t ha^{-1}$) pour le blé par année climatique.....	150
Tableau 39 : statistiques relatives à la moyenne journalière de l'évaporation du sol ($mm j^{-1}$), calculée sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).....	153
Tableau 40 : statistiques relatives à l'écart-type journalier de l'évaporation du sol ($mm j^{-1}$), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).....	156
Tableau 41 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier de l'évaporation du sol (%), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).....	158
Tableau 42 : statistiques relatives à la moyenne journalière du drainage ($mm j^{-1}$), calculée sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèches à la plus humide).....	160

Tableau 43 : statistiques relatives à l'écart-type journalier du drainage (mm j^{-1}), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique, pour les scénarios du groupe B.....	163
Tableau 44 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier du drainage (%), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique, pour les scénarios du groupe B.....	164
Tableau 45 : statistiques relatives au nombre de jours de drainage par année climatique et par occupation du sol.....	165
Tableau 46 : statistiques relatives à la moyenne journalière de la teneur en eau de l'horizon 1 (%), calculée sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide), pour les scénarios du groupe B.	166
Tableau 47 : statistiques relatives à la moyenne journalière de la teneur en eau de l'horizon 3 (%), calculée sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B.....	167
Tableau 48 : statistiques relatives à l'écart-type journalier de la teneur en eau de l'horizon 1 (%), calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B.....	170
Tableau 49 : statistiques relatives à l'écart-type journalier de la teneur en eau de l'horizon 3 (%), calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B.....	171
Tableau 50 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier de la teneur en eau de l'horizon 1 (%), calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B.....	174
Tableau 51 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier de la teneur en eau de l'horizon 3 (%), calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B.....	175
Tableau 52 : statistiques relatives au nombre de jours depuis le début de la simulation nécessaires pour un retour à la capacité au champ pour les 6 années climatiques de la plus sèche à la plus humide, par occupation du sol (années humides sur fond bleu), pour les scénarios du groupe B.	178
Tableau 53 : statistiques relatives à la moyenne journalière du rapport RSURRU, calculée sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B.....	179
Tableau 54 : statistiques relatives à l'écart-type journalier du rapport RSURRU, calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B.....	182
Tableau 55 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier du rapport RSURRU, calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B.....	184
Tableau 56 : statistiques relatives à l'évaporation cumulée en fin de simulation (mm), calculée sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B.....	186
Tableau 57 : statistiques relatives au drainage cumulé en fin de simulation (mm), calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B.....	188
Tableau 58 : statistiques relatives à la transpiration cumulée à la récolte (mm), calculée sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B.....	190
Tableau 59 : statistiques relatives à la date de levée (jour depuis le début de la simulation), calculées sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B.....	193

Tableau 60 : statistiques relatives à l'indice de surface foliaire maximal ($m^2 m^{-2}$), calculées sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B.....	195
Tableau 61 : statistiques relatives à la biomasse aérienne ($t ha^{-1}$), calculées sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B.....	197
Tableau 62 : statistiques relatives à la biomasse des organes récoltés ($t ha^{-1}$), calculées sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol.....	199
Tableau 63 : statistiques relatives à la quantité d'eau d'irrigation apportée (mm), calculées sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios de maïs irrigués.....	200
Tableau 64 : moyenne, écart-type et coefficient de variation du drainage cumulé et de l'évaporation cumulée en fin de simulation, calculés sur les 1000 simulations, pour les scénarios de sol nu des groupes A et B, par types d'années climatiques.	205
Tableau 65 : moyenne, écart-type et coefficient de variation du drainage cumulé, de l'évaporation cumulée, de la transpiration cumulée, de la biomasse aérienne, de la biomasse des organes récoltés, de l'indice de surface foliaire maximal, calculés sur les 1000 simulations, pour les scénarios de blé et de maïs non irrigué, par types d'années climatiques.	208
Tableau 66 : moyenne, écart-type et coefficient de variation, calculés sur les 1000 simulations, pour le drainage cumulé et l'évaporation cumulée en fin de simulation, la transpiration cumulée, la biomasse aérienne et la biomasse des organes récoltés à la récolte, et l'indice de surface foliaire maximal, pour les scénarios de maïs non irrigué et de maïs à irrigation optimale, par types d'années climatiques.	214
Tableau 67 : comparaison des bornes des paramètres sols de Stics utilisées pour l'UTS test et celles utilisées par Varella <i>et al.</i> (2012).	239
Tableau 68 : schéma de répartition par classes d'incertitudes relatives des variables de sortie selon les scénarios.	244
Tableau 69 : liste des paramètres sols de Stics et leur évolution historique.....	287
Tableau 70 : statistiques relatives à la moyenne journalière de la teneur en eau de l'horizon 2 (%).....	326
Tableau 71 : statistiques relatives à l'écart-type journalier de la teneur en eau de l'horizon 2 (%).....	326
Tableau 72 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier de la teneur en eau de l'horizon 2 (%).....	326
Tableau 73 : statistiques relatives à la moyenne journalière de la teneur en eau de l'horizon 2 (%), calculée sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B.....	360
Tableau 74 : statistiques relatives à l'écart-type journalier de la teneur en eau de l'horizon 2 (%), calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B.....	361
Tableau 75 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier de la teneur en eau de l'horizon 2 (%), calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B.....	362

LISTE DES ACRONYMES

Acronyme	Signification
ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
BDGSE	Base de Données Géographique des Sols d'Europe à 1/1 000 000
BDGSF	Base de Données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000
BES	Bureau Européen des Sols
CE	Communautés Européennes
CEC	Commission des Communautés Européennes
CNRM	Centre National de Recherches Météorologiques
CORINE	Coordination of Information on the Environment
CPF	Carte Pédologique de la France (1968-2000) puis Connaissance Pédologique de la France (depuis 2001)
DSSAT	Decision Support System for Agrotechnology Transfer
ESDAC	European Soil data Centre
IGCS	Inventaire, Gestion et Conservation des Sols
IGN	Institut national de l'information géographique et forestière
INRA	Institut National de Recherche Agronomique
IRD	Institut de Recherche pour le Développement
ITCF	Institut Technique des Céréales et du Fourrage devenu Arvalis-Institut du végétal
MARS	Monitoring Agriculture by Remote Sensing
MNT	Modèle Numérique de Terrain
NUTS	Nomenclature des Unités Territoriales Statistiques
PRA	Petites Régions Agricoles
RICA	Réseau d'Information Comptable Agricole
RMQS	Réseau de Mesures de la Qualité des Sols
RRP	Référentiel Régional Pédologique
SPADE	Soil Profile Analytical Database of Europe
SR	Secteurs de Référence
UCS	Unité Cartographique de Sol
USDA	United States Department of Agriculture
USLE	Universal Soil Loss Equation
UTS	Unité Typologique de Sol
WRB	World Reference Base for soil resources

LISTE DES PARAMETRES SOLS ET DES VARIABLES DE SORTIE DE STICS UTILISES DANS CETTE ETUDE

Paramètres sols

Paramètres	Signification (unité)
<i>ARGI</i>	Taux d'argile minéralogique sur <i>PROFHUM</i> (%)
<i>Q0</i>	Cumul d'évaporation au-dessus duquel l'évaporation du sol décroît (mm)
<i>ZESX</i>	Profondeur maximale du sol affectée par l'évaporation (cm)
<i>CFES</i>	Coefficient de la courbe de répartition de l'évaporation du sol en fonction de la profondeur (-)
<i>ALBEDO</i>	Albédo du sol nu à l'état sec (-)
<i>ZOSOLNU</i>	Rugosité du sol nu (m)
<i>OBSTARAC</i>	Profondeur d'un obstacle à l'enracinement (cm)
Par horizon H (maximum 5)	
<i>EPC(H)</i>	Epaisseur de l'horizon H (cm)
<i>HCCF(H)</i>	Teneur en eau à la capacité au champ de la terre fine de l'horizon H (% pondéral)
<i>HMINF(H)</i>	Teneur en eau au point de flétrissement de la terre fine de l'horizon H (% pondéral)
<i>DAF(H)</i>	Masse volumique apparente de la terre fine de l'horizon H (g cm ⁻³)

Variables de sortie

Nom de la variable	Signification
<i>CEP</i>	Transpiration réelle cumulée (mm)
<i>CESTOUT</i>	Evaporation réelle cumulée (mm)
<i>ESOL</i>	Evaporation du sol réelle journalière
<i>DRAT</i>	Quantité cumulée d'eau drainée à la base du profil de sol (mm)
<i>DRAIN</i>	Quantité journalière d'eau drainée à la base du profil de sol (mm j ⁻¹)
<i>TOTIR</i>	Quantité totale d'apports d'eau par irrigation (mm)
<i>HR(1), HR(2), HR(3), HR(4), HR(5)</i>	Teneur en eau pondérale de chacun des 5 horizons (% pondéral)
<i>LAI</i>	Indice de surface foliaire (m ² m ⁻²)
<i>MAFRUIT</i>	Quantité de matière sèche des organes récoltés (t ha ⁻¹)
<i>MASEC</i>	Quantité de matière sèche aérienne (t ha ⁻¹)
<i>RSURRU</i>	Fraction journalière de remplissage de la réserve maximale utile en eau calculée sur le profil de sol (-)
<i>RU</i>	Réserve maximale utile en eau calculée sur le profil de sol (mm)
<i>ILEVS</i>	Date de levée (-)
<i>IRECS</i>	Date de récolte (-)

LISTE DES FACTEURS DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE UTILISES DANS CETTE ETUDE

Nom du facteur	Description
<i>ALBEDO</i>	Albédo du sol nu à l'état sec (-)
<i>ARGI</i>	Teneur en argile minéralogique sur <i>PROFHUM</i> (%)
<i>QO</i>	Cumul d'évaporation au-dessus duquel l'évaporation du sol décroît (mm)
<i>CFES</i>	Coefficient de la courbe de répartition de l'évaporation du sol en fonction de la profondeur (-)
<i>PDT</i>	Profondeur du changement textural (cm)
<i>PIL</i>	Profondeur de la couche imperméable (cm)
<i>PRO</i>	Profondeur de l'obstacle aux racines (cm)
<i>PR</i>	Profondeur du sol (utilisée seulement si différente de <i>PRO</i>) (cm)
<i>P_ZESX</i>	Profondeur maximale du sol affectée par l'évaporation du sol, en pour cent de la profondeur du sol (%)
<i>DAFS</i>	Masse volumique apparente de surface (g.cm^{-3})
<i>DAFPS</i>	Masse volumique apparente de profondeur estimée avec la classe de texture de surface (g.cm^{-3})
<i>DAFPP</i>	Masse volumique apparente de profondeur estimée avec la classe de texture de profondeur (g.cm^{-3})
<i>HMINs</i>	Teneur en eau au point de flétrissement de surface (g.g^{-1})
<i>HMINPS</i>	Teneur en eau au point de flétrissement de profondeur estimée avec la classe de texture de surface (g.g^{-1})
<i>HMINPP</i>	Teneur en eau au point de flétrissement de profondeur estimée avec la classe de texture de profondeur (g.g^{-1})
<i>RUS</i>	Humidité utile de surface (g.g^{-1})
<i>RUPS</i>	Humidité utile de profondeur estimée avec la classe de texture de surface (g.g^{-1})
<i>RUPP</i>	Humidité utile de profondeur estimée avec la classe de texture de profondeur (g.g^{-1})
<i>P_HINIT</i>	Teneur en eau initiale en pour cent de l'humidité utile (%)
<i>ZOSOLNU</i>	Rugosité du sol nu (m)

PARTIE 1

INTRODUCTION

1. Les sols, au cœur d'enjeux multiples

Les sols sont au cœur de nombreux enjeux économiques et environnementaux en raison de leur rôle d'interface entre l'atmosphère, la lithosphère, l'hydrosphère (eaux de surface et eaux souterraines) et la biosphère. Dans sa Communication (2006) 231 « Vers une stratégie thématique en faveur de la protection des sols », la Commission Européenne considère le sol comme une ressource non renouvelable et réaffirme son importance comme support des activités humaines aux multiples fonctions : production agricole, biodiversité, filtration et épuration, patrimoine paysager et culturel, etc. Les sols jouent un rôle prépondérant dans la production agricole et dans les impacts des activités humaines sur l'environnement. Ils sont, à ce titre, mentionnés dans de nombreuses législations (e.g. règlement 1305/2013 relatif au soutien au développement rural définissant les zones à handicaps naturels, Directive 1986/278/CEE sur les épandages de boue de station d'épuration, Directive 2004/35/CE sur la prévention et la réparation des dommages environnementaux, Directive-cadre 2000/60/CE sur l'eau, Directive 2006/118/CE sur la protection des eaux souterraines, etc.).

A l'échelle mondiale, la croissance démographique nécessite une augmentation de la production agricole. Avec une projection démographique de 9 milliards d'habitants en 2050, la production agricole devrait augmenter entre 60 et 110 % pour répondre aux besoins de la population (Hatfield et Walthall, 2015). De plus, l'augmentation de la production agricole mondiale se réalisera dans un contexte de stagnation, voire de diminution des surfaces agricoles, en raison de la forte compétition entre l'agriculture et les autres activités humaines. Bien que les cultures non irriguées soient loin de leur potentiel de production, Brisson *et al.* (2010) ont observé une stagnation des rendements de blé en France qu'ils ont attribuée, en partie, au changement climatique avec une augmentation des stress de chaleur et des stress hydriques. Dans ce contexte, le sol redevient un facteur clé dans l'augmentation de la productivité agricole, d'autant que, par ailleurs, les politiques environnementales tendent à diminuer l'utilisation d'engrais et de produits phytosanitaires. Hatfield et Walthall (2015) soulignent ainsi l'importance de l'adaptation des cultures à leur environnement, tant climatique que pédologique. La mise au point de nouvelles pratiques agricoles permettant le maintien de la fertilité du sol et de sa capacité à stocker l'eau sont également une voie majeure d'amélioration. Dans le cadre de l'atténuation du changement climatique, les sols ont une place importante dans l'analyse des déterminants des émissions de certains gaz à effet de serre comme le N₂O ou le CH₄ (Gabrielle *et al.*, 2011 ; Pellerin *et al.*, 2013) et dans la séquestration du carbone (Lal, 2004 ; Stockmann *et al.*, 2013 ; Smith, 2014 ; Chang *et al.*, 2015). Concernant la gestion quantitative et qualitative de la ressource en eau, les sols, par leur rôle de réservoir en eau, de filtration et d'épuration, sont, là encore, au cœur de ces problématiques (Amigues *et al.*, 2006 ; Justes *et al.*, 2012). Dans de nombreuses études, la modélisation du fonctionnement des sols apparaît alors comme un outil incontournable d'analyse et de prospection (Ledoux *et al.*, 2007 ; Brisson et Levraut, 2010 ; Durandau *et al.*, 2010 ; Bassu *et al.*, 2014 ; Constantin *et al.*, 2015).

L'état de l'eau du sol, tant qualitatif que quantitatif, apparaît souvent au cœur des processus mis en jeu, que ce soit pour la croissance des plantes, le transfert de contaminants vers les nappes, l'activité microbienne, etc. Grâce à l'étude de ces processus à des niveaux d'organisation variés (de l'agrégat à la parcelle), de nombreux modèles ont été développés dans le but de prédire l'évolution de la teneur en eau du sol au cours du temps. En effet, les transferts d'eau dans le sol sont à la base des processus de pollution, d'érosion, d'alimentation des plantes en eau et en nutriments, etc. Dès lors que l'on souhaite étudier ces processus sur de vastes territoires, notamment pour répondre aux questions posées par les politiques publiques, ces modèles sont de plus en plus utilisés de manière spatialisée.

Cette utilisation spatialisée, sur de vastes territoires, de modèles conçus pour une utilisation à l'échelle de la parcelle pose un certain nombre de problèmes (Hartkamp *et al.*, 1999 ; Hansen et Jones, 2000 ; Faivre *et al.*, 2004). En effet, les modèles ont généralement été conçus et validés sur un nombre limité de parcelles, dans un certain nombre de contextes agronomiques et environnementaux. A l'échelle régionale, on peut se trouver dans des contextes différents de ceux dans lesquels les modèles ont été validés. De plus, si, à l'échelle locale, on peut assez facilement obtenir des mesures précises des données en entrée du modèle ou des variables de sortie permettant d'ajuster les paramètres du modèle ou de valider ses sorties, cela est beaucoup plus difficile à l'échelle régionale (Faivre *et al.*, 2004). A cette échelle, le principal problème reste souvent la disponibilité des données et leur capacité à rendre compte de propriétés sur de vastes territoires. Les sources de données sur les sols disponibles sont généralement des cartes de sol et leurs bases de données associées. Très souvent, à l'échelle de vastes territoires, seules des cartes de sol ou des bases de données sols spatialisées ayant une faible résolution sont disponibles.

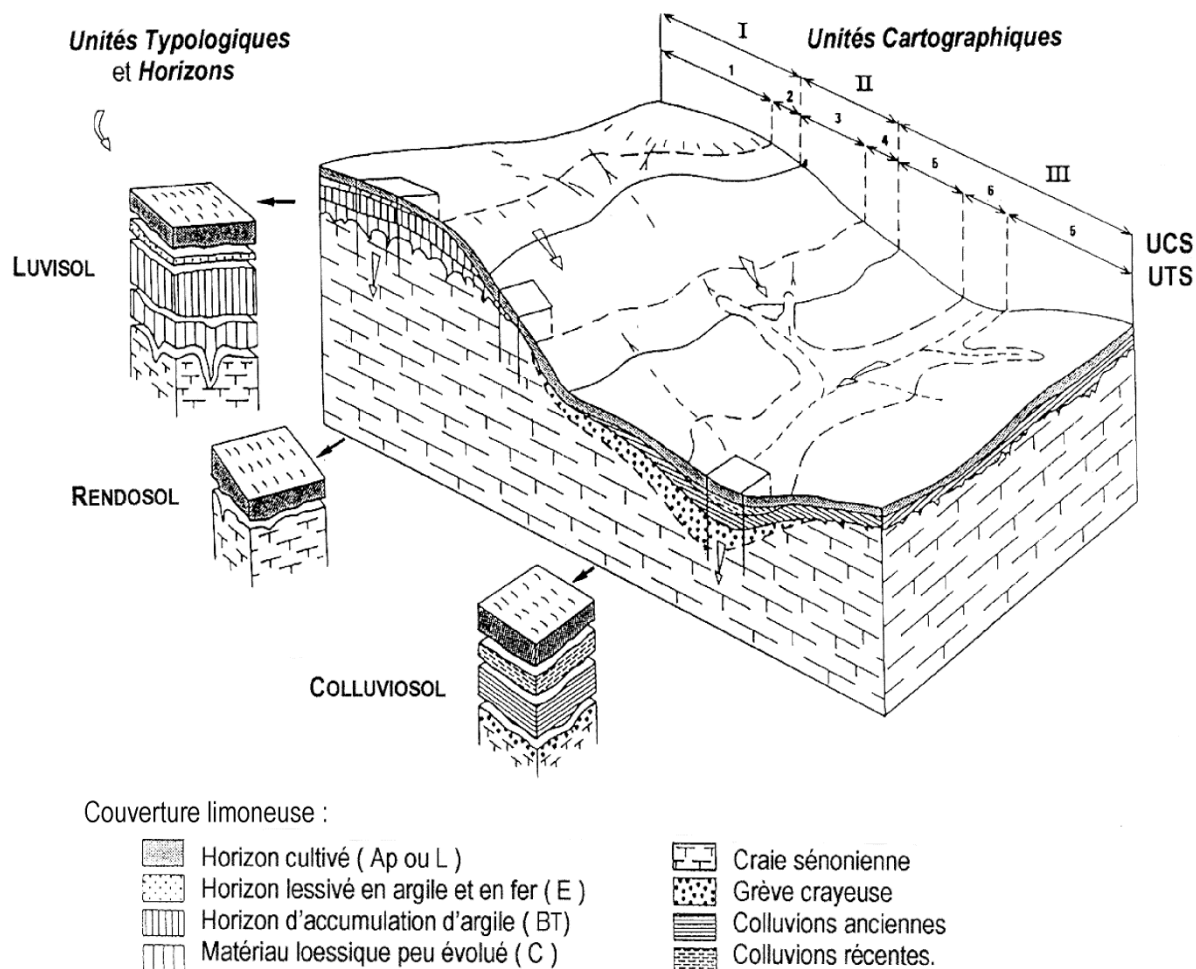
2. Etat de la connaissance des sols en France

Les sols se forment par transformation des matériaux géologiques sous l'effet du climat, du relief, de l'activité biologique et des activités humaines (Duchaufour, 1997) et leur distribution dans l'espace forme la couverture pédologique (Jamagne, 2011). Il résulte de la variété des facteurs de la pédogenèse une grande variabilité spatiale des sols. Les sols présentent également une variabilité verticale liée à la manière dont ils se forment et qui génère une succession d'horizons ayant des propriétés différentes. A l'échelle du paysage, les variations dans les successions d'horizons ont été largement étudiées et forment la base des classifications des sols (Mulla et McBratney, 2002). Elles sont, en général, liées à des variations régionales du climat et du matériau géologique. Cependant, des variations dans les propriétés des sols peuvent également intervenir au niveau local, au sein d'une parcelle de même classe de sol. Elles sont alors souvent liées à de faibles variations topographiques qui modifient les flux d'eau au travers du profil de sol (Mulla et McBratney, 2002).

La cartographie des sols permet de modéliser les lois d'organisation spatiale des sols. D'abord exprimées sous forme de cartes au format papier, elles sont à présent décrites sous forme de bases de données spatialisées. Elles reposent sur l'identification sur le terrain de zones considérées comme homogènes (Figure 1) :

- soit en termes de facteurs de formation des sols : cela permet de définir des Unités Typologiques de Sol (UTS) ;
- soit en terme de répartition des sols dans le paysage : cela permet de définir des Unités Cartographiques de Sol (UCS).

Les UCS représentent les objets qui sont délimitables géographiquement à l'échelle de la carte. Elles sont constituées d'une à plusieurs UTS, selon la diversité des sols, mais aussi selon l'échelle cartographique de restitution choisie. Les UTS sont constituées par la superposition verticale d'horizons dont on qualifie la variabilité spatiale de l'épaisseur et d'un certain nombre de leurs propriétés (Jamagne, 1993).



Bloc diagramme schématique illustrant les notions d'Horizons, d'Unités Typologiques de Sols (UTS) : 1 à 6, et d'Unités Cartographiques de Sols (UCS) : I à III

Figure 1 : schéma décrivant les notions d'horizons, d'Unités Typologiques de Sol (UTS) et d'Unités Cartographiques de Sol (UCS) (Jamagne, 2011).

En France, plusieurs programmes de cartographie des sols ont été créés au niveau national. Ainsi, en 1968, le programme « Carte Pédologique de la France » (CPF) a été mis en place, avec pour objectif l'acquisition de connaissances sur la variabilité spatiale des principaux systèmes pédologiques en France et la formalisation de ces connaissances sous la forme de cartes de sol à l'échelle du 1/100 000 (Jamagne *et al.*, 1995a). Actuellement, 30 cartes ont été publiées avec leur notice dont environ la moitié ont été informatisées, et 9 sont en cours de réalisation (Richer de Forges *et al.*, 2014). En 1990, le programme « Inventaire, Gestion et Conservation des Sols » a été créé afin de disposer de manière plus rapide qu'avec le programme CPF d'une cartographie nationale des sols. Sous l'égide du ministère de l'Agriculture et coordonné par l'INRA, son objectif prioritaire est la réalisation de bases de données régionales spatialisées sur les sols à l'échelle du 1/250 000 appelées « Référentiels Régionaux Pédologiques » (RRP) (Jamagne *et al.*, 1995a ; Laroche *et al.*, 2014). Dans un objectif de fournir des références agronomiques généralisables à l'échelle régionale, un second volet appelé « Secteurs de Référence » (SR) a été adossé au volet RRP. Il consiste en la réalisation d'études fines, à des échelles de l'ordre du 1/10 000, sur une aire échantillon représentative d'une petite

région naturelle et dans un objectif thématique (drainage, irrigation, épandage, etc.). Ce volet a repris la méthodologie initiée dans le cadre du programme « secteurs de référence drainage » réalisé dans les années 1970 et 1980 (Favrot, 1989). En 2001, suite à la création du Groupement Scientifique Sol (GIS Sol) regroupant l'INRA, l'IRD, l'IGN, l'Ademe, le ministère de l'Agriculture et le ministère de l'Écologie, le programme IGCS a repris le programme CPF qui est devenu « Connaissance Pédologique de la France » et y a inclus l'appui scientifique à certains programmes régionaux au 1/50 000. Dès leur création, l'ensemble de ces programmes nationaux se sont appuyés sur un réseau de collaborations avec des organismes de recherche et d'enseignement, des chambres d'agriculture, des bureaux d'étude, etc. Actuellement, 80 % de la surface du territoire national sont cartographiés au 1/250 000. Le programme RRP est engagé sur la presque totalité du territoire, mais il subsiste encore quelques zones pour lesquelles le programme n'a pas encore démarré, faute de financement et d'investissement régional¹.

A l'échelle régionale, diverses initiatives existent également, souvent à des échelles grandes à moyennes. On peut citer notamment la réalisation de la carte des sols de l'Aisne au 1/25 000 ou le programme de cartographie régionale à 1/50 000 de la Région Centre. A ces programmes systématiques de cartographie s'ajoutent des cartographies à des échelles diverses et pour des objectifs variés, réalisées sur des zones plus ou moins grandes, à la demande de collectivités locales ou de groupements professionnels agricoles.

Enfin, des études réalisées dans le cadre de thèses ou de programmes de recherche ont également permis d'améliorer les connaissances sur la pédogenèse et les déterminants de la distribution des sols dans les paysages. Ces recherches alimentent également la connaissance spatiale des sols français.

Cependant, malgré les nombreux travaux cartographiques réalisés depuis les années 1960, l'information disponible à l'échelle du territoire national reste hétérogène :

- en termes d'échelle : la France ne dispose pas d'une cartographie détaillée de l'ensemble de son territoire métropolitain et pas encore d'une couverture au 1/250 000. La seule base de données couvrant l'ensemble du territoire métropolitain est, encore pour quelques années, la Base de Données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000 (BDGSF) dont je détaillerai la genèse, la structure et les utilisations dans le 2^e chapitre de cette thèse.
- en termes de qualité et de contenu : la qualité et le contenu des études pédologiques sont hétérogènes. Elles sont réalisées par des organismes très variés, pas forcément par des pédologues confirmés et dans des objectifs très différents. A cela s'ajoute l'évolution des concepts, des classifications, des méthodes de description et des méthodes d'analyse qui créent également une hétérogénéité des données.
- en termes de disponibilité et d'accès : beaucoup de ces études ne sont disponibles que sous forme papier et sont difficiles d'accès. Même si ces dernières années des efforts ont été entrepris pour référencer les études pédologiques existantes (outil Refersols) et améliorer ainsi leur visibilité, le fait qu'elles soient, encore souvent, sous forme papier, en rend l'accès et l'utilisation plus difficiles. Un programme de numérisation des études pédologiques et de leurs données ponctuelles associées a été entrepris par l'INRA dans le cadre du GIS Sol dans un objectif de conservation des données sur les sols et pour en faciliter l'accès et la réutilisation. Ainsi, environ la moitié des cartes à 1/100 000 a été numérisée. Mais c'est un travail de longue haleine qui est loin d'être achevé. Pour les données anciennes, se pose également le problème de l'absence de métadonnées (méthode d'échantillonnage, méthode d'analyse, etc.) qui peut rendre, au final, l'analyse difficile à utiliser.

¹ Bien que programme national, le programme IGCS n'est pas financé en totalité par des financements nationaux et il faut trouver des financements régionaux à hauteur en moyenne de 80 % du coût total pour un RRP.

Malgré tout, de nombreuses utilisations des bases de données sols spatialisées ont été recensées en France (Le Bas *et al.*, 2004 ; Le Bas et Schnebelen, 2006). En 2004, Le Bas *et al.* ont réalisé un recensement des applications utilisant les données sols du programme IGCS et ont analysé la manière dont le maître d'ouvrage régional du programme IGCS² répondait à la demande d'utilisation des données sols dont il est détenteur. Face à une demande d'utilisation, le maître d'ouvrage délégué soit fournissait les données sols directement (21 % des demandes recensées), soit prétraitait ces données (79 % des demandes). Ce prétraitement était réalisé soit par une expertise non formalisée du pédologue régional (16 %), soit par l'utilisation d'un modèle empirique (45 %), soit par l'utilisation de modèles mécanistes (18 %). En 2006, la mise à jour du recensement par Le Bas et Schnebelen a montré que le recours au modèle mécaniste directement par le maître d'ouvrage régional avait chuté à un peu moins de 10 % au profit de l'extraction simple de données (43 %) qui a doublé entre les deux inventaires. Cette évolution est liée à une modification de l'utilisation des données sols ces dernières années. Si, dans l'inventaire de 2004, les utilisations étaient assez souvent internes aux organismes ayant réalisé les cartographies des sols (notamment pour les organismes de recherche et d'enseignement et les organismes de la profession agricole), ce n'est plus le cas dans l'inventaire de 2006. Ce sont les demandes externes qui sont dominantes avec une demande accrue d'accès direct à la base de données. Cette augmentation des extractions simples de données est due à un recours de plus en plus grand à la modélisation, où la chaîne de traitement de la donnée sol s'inscrit dans des croisements avec d'autres sources de données, ce qui rend plus difficile le prétraitement de la donnée en amont du modélisateur. Cependant, le modélisateur est rarement un pédologue confirmé et les données sols se révèlent souvent d'un usage complexe :

- sur le plan spatial : car, à petite et moyenne échelles, les types de sol (UTS) ne sont pas directement délimitables. Ce sont des associations de sol (UCS) qui sont délimitées et qui contiennent une à plusieurs UTS. Cela rend le croisement de ces données avec d'autres types de données (climatiques, sur le relief, sur l'occupation du sol, etc.) complexe. Cela génère également une incertitude sur la localisation précise des types de sol.
- sur le plan sémantique : les données d'entrée des modèles sont rarement présentes directement dans les bases de données et il est donc nécessaire de les estimer.

3. Utilisation des données sols spatialisées pour la modélisation

Les modèles ont souvent été conçus pour une utilisation sur une parcelle homogène de petite taille. Lors de l'utilisation d'un modèle à l'échelle d'un territoire plus vaste, on ne peut pas réaliser des simulations sur toutes les parcelles qui composent ce territoire car, en général, on ne dispose pas de données indiquant avec précision ni la localisation de ces parcelles³, ni leurs caractéristiques. On définit donc, sur le territoire, des zones que l'on considère homogènes du point de vue des données d'entrée (sol, climat, pratiques culturales) et on assimile ces zones à un ensemble de parcelles (Fairey *et al.*, 2004). Cela revient à changer de support en passant de la parcelle à l'ensemble de parcelles.

Pour caractériser le sol de chacune de ces zones homogènes, on a généralement recours à des cartes de sol ou à des bases de données sols spatialisées. Plusieurs problèmes peuvent être rencontrés.

² Le maître d'ouvrage régional du programme IGCS est celui qui, au niveau régional, est en charge de la réalisation d'une base de données sols spatialisées selon le cahier des charges IGCS. Il est également en charge de la diffusion de ces données.

³ Même si le Registre Parcellaire Graphique (RPG) permet un accès à des délimitations de zones agricoles avec une grande résolution sur toute la France, ces zones ne correspondent pas à des parcelles individuelles mais à des regroupements de parcelles (îlots). De plus, le secret statistique ne permet pas une information très précise sur les cultures réalisées. Enfin, le RPG ne concerne pas 100 % de la surface agricole, puisque seules les exploitations agricoles bénéficiant d'aides européennes sont obligées de fournir les délimitations de leurs îlots.

1. Quel sol prendre pour caractériser la zone homogène ?

On caractérise, en général, une zone homogène à l'aide de données d'une UCS qui présente une certaine variabilité interne (Hansen et Jones, 2000). Si, à une échelle locale, les UCS sont généralement décrites par une seule UTS, elles sont formées, à l'échelle régionale, de plusieurs UTS. Comment caractériser la zone si plusieurs UTS y sont présentes ? Le choix le plus général consiste à ne retenir que l'UTS dominante, ce qui revient à négliger une part importante de l'UCS⁴. A cela s'ajoute les impuretés non décrites dans les UCS ou les UTS et qui peuvent représenter une surface non négligeable, mais aussi présenter des comportements extrêmes dont il est nécessaire de tenir compte dans les estimations de risques par exemple (Finke *et al.*, 1996).

Enfin, la zone homogène peut ne pas correspondre à une limite pédologique mais à un autre zonage (par exemple la maille du Modèle Numérique de Terrain ou une région administrative). Dans ce cas, il y a plusieurs UCS présentes dans la zone et il est alors nécessaire de faire un choix. Ngongo *et al.* (1993) ont comparé le déficit hydrique moyen estimé par le modèle GOA sur la France. Les calculs ont été réalisés selon plusieurs scénarios : 1) prendre l'UTS dominante de l'UCS dominante dans chaque maille, 2) prendre l'UTS dominante de toutes les UCS dans la maille et calculer une moyenne pondérée, 3) combiner toutes les UTS de mêmes propriétés et conserver la combinaison dominante, et 4) prendre toutes les UTS de toutes les UCS dans la maille et calculer une moyenne pondérée (scénario de référence). Le scénario 1 présente une erreur absolue moyenne de 21 % comparée au scénario de référence, le scénario 2 de 14 % et le scénario 3 de 10 % pour une maille de 20 km par 20 km.

On rejoint ici les problématiques liées à l'agrégation des données et à sa position par rapport à la modélisation.

2. Comment caractériser le sol de la zone homogène ?

Pour caractériser les propriétés de l'UTS, on utilise souvent un profil représentatif en faisant l'hypothèse qu'il est représentatif du comportement du sol de l'UTS, bien qu'il ait été choisi en général sur des critères pédogénétiques (Finke *et al.*, 1996). Finke *et al.* (1996) soulignent également i) que les modèles étant rarement linéaires, un profil moyen peut ne pas représenter le comportement moyen de l'UTS ; et ii) que l'objectif de la simulation n'est pas forcément le comportement moyen notamment lorsqu'il s'agit d'estimation de risque où l'on recherche davantage à connaître l'existence de valeurs extrêmes que la valeur moyenne. Leenhardt *et al.* (1994) ont comparé le calcul de la Réserve Utile obtenu avec des profils représentatifs d'une part, et des profils choisis aléatoirement d'autre part, sur 3 secteurs situés en Languedoc-Roussillon et pour des cartes à 3 échelles différentes (1/10 000, 1/25 000, 1/100 000). Ils concluent que si la classification des sols qui a permis d'établir la carte des sols est efficace⁵, à savoir qu'elle partitionne bien la variance, le choix d'un profil représentatif ne donne pas plus de précision qu'un choix aléatoire. Mais si la classification n'est pas très efficace,⁶ alors le choix d'un profil représentatif améliore la précision.

3. Comment estimer les données d'entrée du modèle pour le sol de la zone homogène ?

Les données d'entrée des modèles sont rarement présentes dans la base de données et doivent être estimées, par exemple, en utilisant des fonctions de pédotransfert. Un certain nombre de travaux ont montré l'impact du choix des fonctions de pédotransfert sur les sorties d'un modèle. On peut citer, par exemple, Leenhardt (1995), qui s'est intéressée à la propagation des erreurs d'estimation des teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement dans le modèle hydrologique ACRU sur des sols d'Afrique du Sud. Elle a considéré les erreurs liées à l'estimation des teneurs en eau par fonctions de pédotransfert en comparant l'effet de deux fonctions de pédotransfert sur

⁴ Dans la BDGSF, l'UTS dominante peut représenter entre 30 et 100 % d'une UCS avec une moyenne de 63 %.

⁵ C'était le cas des cartes à 1/10 000 et à 1/25 000.

⁶ C'était le cas de la carte à 1/100 000.

l'estimation de l'évapotranspiration. Dans cette étude, les fonctions de pédotransfert représentaient entre 15 et 18 % de la variation autour de la moyenne pour l'estimation de l'évapotranspiration sur les sols étudiés. Gijsman *et al.* (2003) ont comparé 8 fonctions de pédotransfert (FPT) d'estimation des teneurs en eau à la saturation, à la capacité au champ et au point de flétrissement sur des sols des Etats-Unis. Ils ont estimé les différentes teneurs en eau caractéristiques par classes de texture en faisant varier les teneurs en argile et en sable pour cent par pour cent. Ils ont comparé l'impact de ces valeurs sur les rendements du soja simulé avec le modèle CROPGRO-Soybean dans la plate-forme DSSAT (simulations effectuées pour un climat caractérisé par 11 années climatiques). Les auteurs justifient le choix de travailler par classes de texture par le fait que c'est souvent la seule donnée disponible dans les cartes de sol à petite échelle. La comparaison des valeurs de teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement, estimées par classes de texture, montre que les intervalles entre la valeur minimale et la valeur maximale d'une classe de texture sont assez grands, et que cet intervalle varie selon les FPT utilisées. L'humidité utile (teneur en eau à la capacité au champ – teneur en eau au point de flétrissement) présente une incertitude d'au moins $0,05 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ et peut aller jusqu'à $0,14 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ pour certaines classes de texture et certaines FPT. Le rendement moyen du soja sur 11 années présente de grandes variations selon les classes de texture et les FPT.

D'autres travaux ont cherché à comparer l'impact de l'incertitude liée à l'utilisation d'une fonction de pédotransfert à celle liée à la variabilité interne d'une Unité Cartographique de Sol. Par exemple, Finke et Wösten (1996) ont étudié les impacts de l'incertitude sur les propriétés des sols sur 5 variables de sortie (*deux variables physiques, i.e. nombre de jours disponibles pour le travail du sol et nombre de jours avec une bonne aération, et trois variables chimiques sur le transfert de chlorure, de cadmium et d'isoproturon à 40 cm de profondeur*), au sein d'une unité cartographique de sol (UCS) aux Pays-Bas (*issue d'une carte de sols à 1/50 000*). Ils ont considéré les incertitudes liées à la variabilité des propriétés du sol (*épaisseur des horizons, teneurs en argile, en limon et en matière organique, et taille médiane des sables*) et des profondeurs de la nappe (*profondeur moyenne minimale et profondeur moyenne maximale*) et celles liées à la fonction de pédotransfert utilisée pour estimer les paramètres de l'équation de van Genuchten utilisée pour la description de la rétention en eau des sols. Les différentes approches ont été évaluées sur des variables de sortie calculées par le modèle SWACROP pour le transfert d'eau, couplé au modèle TRANSOL pour calculer le transfert de solutés. Selon la variable de sortie étudiée, les incertitudes liées respectivement à la FPT, aux profondeurs de la nappe et aux autres propriétés du sol sont comprises entre 0 et 58 %, 18 et 40 %, 14 et 65 %. Cet exemple illustre deux points importants : les FPT peuvent représenter une part non négligeable d'incertitude tout comme la variabilité des propriétés des sols au sein d'une UCS, et l'impact de l'incertitude est différent selon les variables de sortie étudiées.

Cependant, dans un certain nombre de cas, comme par exemple pour des paramètres empiriques du modèle, il n'existe pas de fonctions de pédotransfert disponibles permettant leur estimation. Si, à une échelle locale, on peut disposer de données permettant de calibrer ces paramètres, cela est plus difficile à l'échelle régionale. Dans la grande majorité des cas, les valeurs de ces paramètres sont laissées à une valeur fixe par défaut.

Le choix d'estimer un paramètre à une valeur fixe ou en utilisant une fonction de pédotransfert, ainsi que le choix de la fonction à utiliser, revêt donc une grande importance vis-à-vis des résultats de modélisation. Il doit être raisonné par rapport à la sensibilité du modèle au paramètre et par rapport aux objectifs de la simulation (notamment les variables de sortie d'intérêt). Cela suppose donc de connaître la sensibilité du modèle aux paramètres sur les sols.

4. Analyse d'incertitude et analyse de sensibilité

Il existe deux ensembles de méthodes statistiques permettant d'étudier l'impact de l'incertitude de données d'entrée ou de paramètres d'un modèle sur les sorties de celui-ci. L'analyse de sensibilité permet de déterminer la sensibilité du modèle aux données en entrée ou aux paramètres, c'est-à-

dire quelle part chaque donnée occupe dans la variation de la variable de sortie du modèle (Monod *et al.*, 2006 ; Makowski, 2013). Cela permet de déterminer quelles données d'entrée doivent être mesurées de manière précise et quelles sont celles qui peuvent être estimées moins précisément.

L'analyse d'incertitude permet d'estimer quantitativement la variation de la variable de sortie en fonction des incertitudes sur les données d'entrée du modèle (Monod *et al.*, 2006 ; Makowski, 2013). Le choix de l'une ou l'autre analyse dépendra des objectifs poursuivis, qui peuvent être (Monod *et al.*, 2006) :

- de contrôler la robustesse du modèle à la variation des données d'entrée ;
- d'identifier quels paramètres ont une forte ou une faible influence sur les sorties du modèle ;
- d'identifier quels paramètres ou quelles données d'entrée doivent être estimés avec précision ;
- de détecter les interactions entre paramètres ou entre paramètres et données d'entrée ;
- de simplifier le modèle.

Dans cette thèse, nous utiliserons les termes « variable » et « paramètre » tels qu'utilisés dans le domaine de la modélisation dynamique (Gaucel, 2012)⁷ :

- la variable d'état est une grandeur qui décrit l'état du système étudié à l'instant t . Elle est variable dans le temps. Elle désigne des variables d'entrée qui varient dans le temps comme les variables climatiques par exemple, et des variables de sortie estimées dynamiquement par le modèle ;
- le paramètre est une grandeur qui exprime les relations entre les variables d'état et entre celles-ci et l'environnement du système. Il est souvent constant dans le temps mais peut aussi être dépendant du temps. Il désigne, à la fois, les paramètres du modèle non fournis par l'utilisateur, mais aussi certaines données d'entrée fournies par l'utilisateur mais qui ne sont pas des variables d'état comme les données décrivant le sol.

En ce qui concerne le sol, les variables d'état sont, par exemple, la teneur en eau du sol, la teneur en nitrate du sol, la température du sol, etc. Les paramètres liés au sol sont la teneur en eau à la capacité au champ, la teneur en eau au point de flétrissement, le pH du sol, etc. C'est pourquoi, on parle souvent de paramétrage sol pour désigner l'ensemble des paramètres liés au sol.

Lors de la spatialisation d'un modèle, les données d'entrée à fournir seront donc :

- des variables d'état qui varient dans le temps et dans l'espace et qui correspondent souvent aux données climatiques ;
- des paramètres qui varient spatialement (mais qui peuvent aussi varier dans le temps) et qui décrivent le système : sol, pratiques culturales, cultures ;
- des conditions initiales.

Les paramètres du modèle sont, en général, non fournis par l'utilisateur mais considérés invariants : ce sont par exemple les paramètres liés à l'espèce ou à la variété.

On désigne comme facteur de l'analyse d'incertitude ou de sensibilité, les variables d'entrée ou les paramètres sur lesquels des incertitudes sont déterminées et dont on étudie la propagation dans le modèle.

⁷ Dans le domaine de la statistique, les termes « variable » et « paramètre » sont utilisés dans un sens différent (Makowski, 2013) :

- les variables d'entrée permettent de décrire le système modélisé (sol, climat, pratiques culturales) et sont fournis par l'utilisateur ;
- les paramètres ne sont pas fournis par l'utilisateur mais sont nécessaires pour faire fonctionner le modèle. Ils sont généralement estimés par le modélisateur à partir de données expérimentales lors de la conception du modèle.

L'analyse d'incertitude se réalise en 4 étapes (Monod *et al.*, 2006) :

- La première étape consiste à estimer les distributions de probabilité des facteurs étudiés, à déterminer les intervalles de variation du facteur et la forme de la distribution. C'est l'étape la plus délicate car la manière dont varie le facteur étudié n'est pas toujours aisée à déterminer. Elle repose soit sur l'utilisation de données mesurées, soit sur de l'expertise, soit sur l'analyse de la littérature scientifique.
- La deuxième étape consiste à définir un échantillon représentatif de ces distributions. Le plus souvent, cela est réalisé par un échantillonnage aléatoire de type Monte Carlo. Mais il existe également d'autres méthodes d'échantillonnage, comme les hypercubes latins par exemple, qui ont l'avantage de mieux couvrir les intervalles de variation de chaque facteur que la méthode Monte Carlo, mais qui peuvent donner des estimations biaisées de la variance. Le choix de ce type de méthode peut être intéressant lorsque le temps de réalisation d'une simulation est long et que faire une analyse d'incertitude avec de grands échantillons devient difficile, en raison de temps de calcul trop longs. Lorsque les facteurs sont corrélés entre eux, il est nécessaire de définir les échantillons de manière conjointe afin de tenir compte de cette corrélation.
- La troisième étape consiste à appliquer le modèle sur chaque jeu de facteurs, ce qui peut représenter un temps de calcul long selon le modèle.
- La quatrième étape consiste ensuite à analyser la distribution des variables de sortie du modèle. Il s'agit de résumer la distribution par le calcul de différentes métriques : moyenne et variance, quantiles, etc. Des résumés graphiques peuvent également donner des informations intéressantes (histogrammes, boxplots, etc.).

L'analyse de sensibilité comporte les trois premières étapes de l'analyse d'incertitude, mais la dernière étape consiste à calculer des indices de sensibilité qui permettent de classer les facteurs entre eux en fonction de leur impact sur les sorties du modèle. Les méthodes statistiques utilisées pour calculer les indices de sensibilité présentent un certain nombre de contraintes qui nécessitent parfois d'utiliser des méthodes d'échantillonnage particulières. Une contrainte souvent évoquée pour la plupart des méthodes d'analyse de sensibilité est la nécessité d'une non-corrélation des facteurs, même si certains travaux commencent à proposer des méthodes d'analyse de sensibilité pour facteurs corrélés. Dans le cadre de cette thèse, nous n'avons pas réalisé d'analyse de sensibilité, mais nous avons cependant raisonné notre étude en fonction de cet objectif qui pourra être poursuivi par la suite. Nous avons donc positionné notre méthodologie sur la base de méthodes classiques, donc avec des facteurs non corrélés.

5. Mon expérience personnelle

Dans le cadre de mes missions à l'Inra, j'ai été sollicitée depuis une dizaine d'années pour fournir des paramétrages sols spatialisés à différents modèles pour des applications à différentes échelles et pour des thématiques très diverses : production agricole ou forestière, potentialités agricoles, émissions de gaz à effet de serre, tassement, etc. (Donet *et al.*, 2001 ; Durandea *et al.*, 2009 ; Gabrielle *et al.*, 2011 ; Godard *et al.*, 2008 ; Ledoux *et al.*, 2007 ; Lefebvre, 2010). Ces travaux ont été réalisés en utilisant les Bases de Données Géographiques des Sols d'Europe ou de France à 1/1 000 000, car les demandes de paramétrages concernaient des territoires constitués de plusieurs régions, ou le territoire national ou européen où ces deux bases de données représentent la seule source de données disponibles sur les sols.

Dans les différents projets réalisés, la résolution des problèmes liés au couplage de modèles avec ces bases de données n'a souvent été que partielle et a reposé sur le choix d'hypothèses fortes dont les impacts n'ont pas été étudiés (par exemple fixer un paramètre à une valeur par défaut, choix d'une fonction de pédotransfert, etc.). L'impact des incertitudes, tant dans l'estimation des paramètres que

dans la définition des unités de simulation, sur les sorties des modèles n'a pas non plus été étudié. De même, la variabilité interne aux UTS n'est généralement pas prise en compte. Se pose également le problème de la réutilisation des travaux précédents, car les hypothèses sont souvent dépendantes des objectifs des projets (par exemple, pour le projet ISOP qui ne concernait que la prairie, l'albédo a été fixé à une valeur unique car le sol n'est jamais nu et il intervient donc peu ; mais si on souhaite réutiliser le paramétrage pour une utilisation en cultures annuelles, la valeur de l'albédo a peut-être plus d'impact, puisqu'une partie du temps, le sol est nu). Face aux demandes de plus en plus nombreuses visant à alimenter des modèles de plus en plus complexes, où la fourniture des paramètres sols n'est pas vue comme une partie du travail de recherche mais seulement comme une étape d'acquisition de données, il devient donc primordial pour l'Unité InfoSol de disposer d'une méthodologie évaluée d'estimation des paramètres.

Le développement des plates-formes de modélisation ces dernières années (e.g. Pradal *et al.*, 2008 ; Bergez *et al.*, 2013 ; Auberger *et al.*, 2015) crée également de nouveaux besoins d'accès facilités à des données directement utilisables par les modèles *via* l'utilisation d'entrepôts de données. Cette nouvelle demande s'accompagne également d'exigences en termes de traçabilité, de reproductibilité, de précision (et donc d'incertitudes) et d'information sur la manière dont les données ont été produites. Cela suppose également de repenser l'accès aux données sols *via* des services web et de proposer des méthodes de traitement automatisé de ces données.

Plusieurs questions se posent alors. Est-ce que la valeur moyenne des caractéristiques de l'UTS rend bien compte de la valeur de la zone caractérisée par l'UTS ? Quel est l'impact de la variabilité de l'UTS sur les sorties du modèle ? Les données d'entrée du modèle devant généralement être estimées par une ou plusieurs fonctions de pédotransfert elles-mêmes entachées d'incertitudes, quel est l'impact de ces incertitudes sur les sorties du modèle ? Dans certains cas, il existe plusieurs fonctions de pédotransfert possibles pour estimer la donnée. Quelle fonction choisir ? Quel est l'impact du choix d'une fonction sur les sorties du modèle ? Quel est l'impact du choix de fixer certains paramètres à une valeur unique ? Faudrait-il envisager de développer des fonctions de pédotransfert pour ces paramètres ? Pour répondre à un certain nombre de ces questions, une analyse d'incertitude et une analyse de sensibilité sont nécessaires.

L'objectif de cette thèse est de développer une méthodologie d'étude de l'impact des incertitudes des paramètres sols sur les sorties de modèles, lorsque ces paramètres sont estimés à partir de bases de données sols spatialisées. Elle s'appuie sur les 10 années d'expérience que j'ai déjà acquises dans le domaine de la paramétrisation spatialisée de modèles, particulièrement avec la Base de données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000 (BDGSF) pour l'estimation des paramètres sols du modèle de culture Stics.

Ce document présente le travail réalisé durant la thèse en trois parties. La première partie correspond à cette introduction.

La deuxième partie est composée de trois chapitres :

- le chapitre 2 présente la Base de données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000 (BDGSF),
- le chapitre 3 est consacré au modèle Stics,
- le chapitre 4 décrit le protocole de l'analyse d'incertitude.

La troisième partie est consacrée à la présentation des résultats en trois chapitres :

- le chapitre 5 présente les résultats pour les scénarios du groupe A (blé et sol nu associé),
- le chapitre 6 présente les résultats pour les scénarios du groupe B (maïs et sol nu associé),
- le chapitre 7 confronte les résultats des deux groupes et en présente une synthèse.

Enfin, la quatrième partie est composée de la conclusion et des perspectives.

PARTIE 2

MATERIELS ET METHODES

La partie II est composée de trois chapitres :

- le chapitre 2 qui présente la Base de Données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000 (BDGSF) : son origine, sa structure, ses utilisations ;
- le chapitre 3 qui présente le modèle de culture Stics en se focalisant surtout sur les processus impliquant les propriétés hydriques du sol ;
- le chapitre 4 qui présente le protocole de l'analyse d'incertitude, l'unité de sol test, les scénarios utilisés et les méthodes d'analyse des résultats.

Chapitre 2 : La Base de Données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000

1. Origine et historique de la constitution de la Base de Données Géographique des sols d'Europe

La Base de Données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000 (BDGSF) représente la partie française de la Base de Données Géographique des Sols d'Europe à 1/1 000 000 (BDGSE). Son origine est donc liée à celle de la base européenne que nous allons détailler dans ce chapitre.

Cette base de données européenne est le résultat de plus de 40 ans de travail de collecte et d'harmonisation des données sur les sols d'Europe dans le but de fournir une information cohérente sur les sols pour diverses applications (agricoles ou environnementales) à l'échelle européenne.

Ce travail a abouti à la réalisation de cartes de sol sur support papier. Durant les dernières décennies, le développement de nouvelles technologies, telles que les Systèmes d'Information Géographique, les bases numériques de données et les systèmes experts, ont permis de faire évoluer ce travail vers des bases de données et des bases de connaissance sur les sols. Cela a également permis la constitution d'un réseau de scientifiques européens spécialistes du sol, échangeant des idées et des méthodes de cartographie des sols, et proposant leur appui scientifique au développement de nouvelles politiques européennes en matière de gestion et de conservation des sols (Van-Camp *et al.*, 2004 ; Eckelmann *et al.*, 2006).

La figure 2 présente le schéma, détaillé dans la suite du texte, qui a permis la constitution de la Base de Données Géographique des Sols d'Europe au millionième (BDGSE), depuis les travaux de la FAO pour une carte des sols d'Europe au millionième jusqu'à la version 4.0 de la BDGSE.

1.1 Travaux de la FAO pour une carte des sols d'Europe (1965-1978)

Dès 1952, des données sur les sols ont été collectées par le Comité de Corrélation des sols de la FAO et le groupe de travail pour la classification et la cartographie des sols de la Commission Européenne de l'agriculture. Ces deux groupes de travail avaient pour objectifs la corrélation des différents systèmes de classification des sols en Europe et l'application de méthodes de cartographie pour la mise en valeur des terres. Leurs travaux ont abouti à la publication de la carte des sols d'Europe à 1/2 500 000 (FAO, 1965). Dès 1965, la FAO a proposé d'élaborer une carte des sols d'Europe à 1/1 000 000 dont l'utilisation serait plus aisée que celle de la carte au 1/2 500 000 (Tavernier, 1985). Les travaux de préparation de cette carte démarrèrent en 1967 et consistaient à adapter, à l'échelle plus détaillée du millionième, la méthode de définition de la légende et des unités de sol mise en place pour réaliser la carte des sols du Monde au 1/5 000 000 (FAO-Unesco, 1975). Ainsi, des subdivisions des unités de sol de la carte des sols du Monde ont été introduites pour permettre une cartographie plus détaillée. A la fin des années 1970, l'ensemble des cartes nationales a été réuni au Centre de Corrélation situé à l'université de Gand en Belgique sous l'égide du Prof. Tavernier. Cependant, le projet de publication de la carte a été abandonné par la FAO pour des raisons économiques, le projet de carte mondiale des sols à 1/5 000 000 ayant été privilégié.

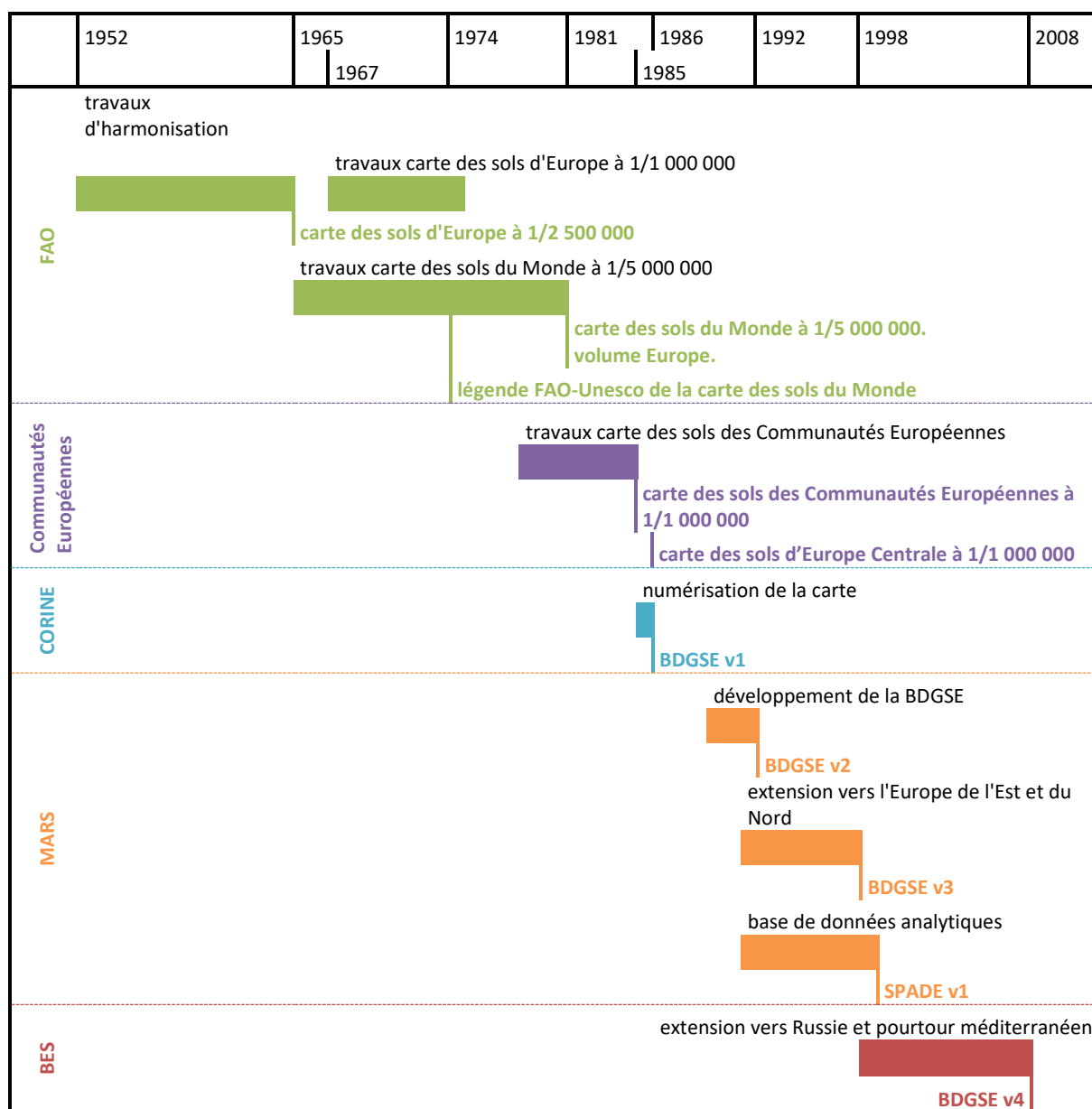


Figure 2 : schéma historique de la constitution de la Base de Données Géographiques des Sols d'Europe (BDGSE)

BES : Bureau Européen des Sols du Centre Commun de Recherche

La première colonne indique les organisations qui ont été à l'origine de ces travaux.

1.2 La carte des sols des Communautés Européennes (1978-1985)

En 1978, un comité consultatif constitué de représentants de chaque pays membre a été créé afin de préparer une carte des sols des Communautés Européennes, en repartant des archives de la carte des sols d'Europe de la FAO au 1/1 000 000. Cependant, comme la plupart des cartes nationales avaient été réalisées avant 1974, une mise à jour de ces cartes s'est avérée nécessaire. Puis, pour répondre aux contraintes de publication (la visibilité des couleurs sur la carte n'autorise qu'un nombre réduit d'unités), une harmonisation entre les pays a été effectuée en regroupant les associations de sol nationales sur la base du nom du sol dominant. La carte des sols finale a été publiée en 1985 avec une notice explicative (CEC, 1985).

Les types de sol de la carte ont été définis selon la légende de la carte des sols du Monde à 1/5 000 000 fondée sur les grands principes de la formation des sols (FAO-Unesco, 1975). Cependant,

La classe de texture correspond à celle des 30 premiers centimètres du sol. Cinq classes de texture (Figure 4) ont été définies à partir des trois classes de texture de la carte des sols du Monde. La classe de pente correspond à la classe dominante dans l'association. Quatre classes de pente sont distinguées (Tableau 1).

Tableau 1 : classes de pente de la carte des sols des Communautés Européennes

Classe	Signification
a	pente faible (pentes dominantes entre 0 et 8 %)
b	pente moyenne (pentes dominantes entre 8 et 15 %)
c	pente moyennement forte (pentes dominantes entre 15 et 25 %)
d	pente forte (pentes dominantes supérieures à 25 %)

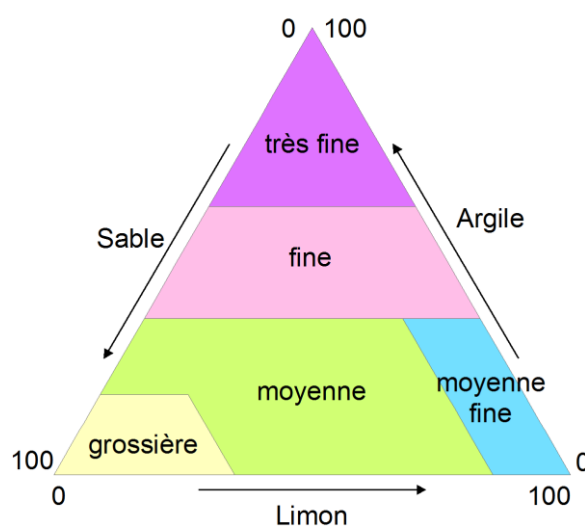


Figure 4 : triangle textural de la carte des sols des Communautés Européennes à 1/1 000 000

1.3 Le projet CORINE : de la carte papier à la BDGSE v1.0 (1985-1986)

Les cartes de sol présentent des contraintes de publication qui nécessitent une limitation du nombre d'informations représentables sur la carte entraînant, souvent, une simplification des informations. De plus, la terminologie utilisée (*i.e.* légende de la carte des sols du Monde) rend difficile son utilisation par des non-spécialistes. Elle donne également peu d'information directe sur les propriétés des sols (Le Bas *et al.*, 1994).

En 1985, la Direction Générale chargée de l'environnement (DG XI) de la Commission Européenne a démarré le programme CORINE (Coordinated Information on the European environment) pour mettre en place un système d'information sur l'état de l'environnement et des ressources naturelles. Dans ce cadre, la carte des sols des Communautés Européennes a été numérisée en 1986 (Platou *et al.*, 1989) formant ainsi la première version de la base de données géographique sur les sols d'Europe (BDGSE v1.0 dans la figure 2). Cependant, cette numérisation n'a pris en compte que les informations disponibles sur la carte *sensu stricto*, sans tenir compte des informations disponibles dans la notice de la carte et dans les documents nationaux compilés pour la réaliser (King *et al.*, 1994b).

1.4 Le projet MARS : développement de la BDGSE v2.0 (1989-1992)

Le projet MARS (Monitoring Agriculture by Remote Sensing) a été mis en place en 1987 par la Direction Générale chargée de l'agriculture (DG VI) de la Commission Européenne. Ses objectifs étaient l'estimation des surfaces cultivées, la prévision de l'état des cultures et la production de statistiques sur les rendements (Meyer-Roux, 1987), à l'aide de modèles agrométéorologiques simulant la croissance et le développement des cultures en vue de produire des indicateurs de stress et de prédire les rendements. Ces modèles utilisent des données météorologiques, agronomiques mais aussi pédologiques. Or, la BDGSE v1.0 s'est avérée difficile à utiliser comme l'ont montré King et Daroussin (1989) et Briggs *et al.* (1992).

King et Daroussin (1989) ont réalisé un essai d'estimation de la Réserve Utile en eau des sols à partir de la BDGSE version 1. Au vu du faible nombre d'informations disponibles dans la base de données, ils ont dû compléter celle-ci avec les informations de la notice et de la légende de la carte, afin de récupérer des données sur le matériau parental et les pourcentages de surface de chaque type de sol dans les UCS. L'ajout de ces données leur ont permis de faire une estimation de la RU par UCS, mais avec de nombreuses limitations liées, notamment, à l'absence d'information pour certains types de sol et au manque de données sur la variation de la texture en profondeur, sur la profondeur du sol ou sur la quantité d'éléments grossiers. Ils ont noté également le besoin de revenir à des données plus régionales perdues lors de l'harmonisation entre pays lors de la réalisation de la carte.

Briggs *et al.* (1992) ont utilisé la BDGSE version 1 pour estimer le risque d'érosion dans le sud de la Communauté Européenne en utilisant la méthode de l'équation universelle de perte en sol (USLE). Pour appliquer l'équation, ils devaient disposer des informations suivantes sur les sols : classe de texture dominante, profondeur du sol, pierrosité en surface, présence ou absence de problèmes de drainage, et de manière facultative, teneur en matières organiques, pH, teneur en carbonates et présence ou absence de problèmes de salinité. Or, peu de ces données sont présentes dans la base de données. De plus, l'équation USLE est basée sur le triangle textural de l'USDA qui comporte 12 classes de texture, alors que le triangle utilisé pour la BDGSE n'en comporte que 5. Il a donc été nécessaire de compléter les données de la BDGSE par d'autres sources de données pour appliquer la méthodologie de l'USLE. Pour la Grèce, qui présentait des unités 10 fois plus larges que celles des autres pays en raison, non pas de la variabilité naturelle des sols, mais des sources de données utilisées pour réaliser la carte des sols, une nouvelle carte a dû être réalisée.

C'est pourquoi, dès 1989, le projet MARS a démarré un programme de développement d'une nouvelle version de la base de données européenne au 1/1 000 000 (Le Bas *et al.*, 1994). Un groupe de travail appelé « groupe support Soil and GIS » a été constitué (Jamagne, 1993). Composé d'experts de différents pays européens, ce groupe a proposé d'améliorer la base de données par le retour aux données nationales archivées à l'Université de Gand. Cela a conduit à la réalisation de la version 2 de la base de données (King *et al.*, 1994b). Un modèle d'organisation spatiale des sols basé sur les concepts d'Unités Cartographiques de Sols (UCS) et d'Unités Typologiques de Sols (UTS) a été proposé (voir § 2 sur la structure de la BDGSF).

Les UCS permettent l'expression cartographique de la base de données ; elles correspondent à des associations de sols représentées graphiquement par des polygones de même contenu. Les UTS représentent les différents types de sol présents dans l'association de sols, non délimitables graphiquement à l'échelle du millionième, mais dont les principales caractéristiques sont définies. Une table relationnelle permet de lister les UTS présentes dans chaque UCS et la manière dont elles sont organisées dans l'UCS. King *et al.* (1994b) ont redécoupé les UCS de la BDGSE v1.0 par pays, puis ont enrichi ces UCS et leurs UTS associées par les informations contenues dans les archives. Enfin, une numérotation des UCS et des UTS a été réalisée afin d'identifier celles-ci de manière unique.

Le retour aux archives nationales n'a pas modifié le nom du sol dominant de chaque UCS car celui-ci représentait la clé de regroupement des associations de sols entre pays lors de l'harmonisation des

cartes nationales. Par contre, ses caractéristiques comme sa classe de texture ont pu être modifiées puisqu'elles ont repris leurs valeurs nationales avant harmonisation. De même, la liste des UTS associées et leurs caractéristiques ont également subi des changements importants. Ainsi, 65 % des UCS de la carte des sols ont été modifiées suite à l'utilisation des archives, les UCS de la carte pouvant être présentes dans un à 7 pays différents. L'apport des archives est donc important et a permis d'améliorer la précision des informations contenues dans la base de données. De plus, des attributs ont été ajoutés donnant des informations sur le matériau parental ou l'occupation du sol. La plupart des informations étaient déjà sous forme codée à l'exception du matériau parental et de l'occupation du sol pour lesquels une liste de codes a été définie. Pour certaines caractéristiques (texture, pente, matériau parental, occupation du sol et phases), plusieurs valeurs ont été fournies pour certaines UTS afin de refléter l'hétérogénéité des UTS. Afin de conserver cette information, les attributs relatifs à ces caractéristiques ont donc été dédoublés avec un attribut donnant la valeur dominante (par exemple TEXT1 pour la texture) et l'autre la valeur secondaire (TEXT2).

1.5 Le développement d'un Système d'Information sur les sols d'Europe : base de connaissance et BDGSE version 3 (1991-1998)

Malgré des améliorations significatives, la version 2 de la base de données n'était pas suffisante pour répondre aux besoins de la modélisation. Le groupe support « Soil and GIS » a proposé 3 actions d'amélioration : 1) ajouter de nouveaux attributs à la BDGSE, 2) développer une base de connaissance qui pourrait fournir, rapidement, l'estimation des propriétés des sols nécessaires à la modélisation, 3) développer une base de données analytique.

A partir de 1992, une extension géographique vers les pays d'Europe Centrale et Orientale a remobilisé les archives de la carte des sols d'Europe de la FAO jamais publiée. Ces archives ont été numérisées, puis il a été demandé aux différents pays de corriger et de compléter leurs données. Cela a été l'occasion d'ajouter de nouveaux attributs descriptifs des UTS telles que la profondeur d'un obstacle aux racines (*ROO*), la profondeur d'un changement textural (*DT*), la texture de profondeur (*TD1* et *TD2*), etc. Un premier guide pour les utilisateurs a été rédigé, présentant la liste des attributs, leur codification et la structure de la base de données, afin d'aider les experts nationaux à mettre à jour leurs données (Le Bas et Daroussin, 1995). A partir de 1993, sur la base de cette nouvelle structure, il a été demandé aux experts nationaux de l'Union Européenne de réviser la description des UCS et des UTS de leur pays, avec éventuellement une révision des contours si nécessaire (Le Bas, 1996). La base de données s'est également étendue vers l'Europe du Nord en 1997-1998. L'introduction de nouvelles données et de nouveaux pays a généré des problèmes d'harmonisation aux frontières et une procédure portant sur l'ensemble des attributs descriptifs du sol a été mise en place pour harmoniser les données aux frontières. Ce travail a abouti à la version 3 de la Base de Données Géographique des Sols d'Europe.

En 1993, un contrat avec la Direction générale de l'Environnement qui impliquait l'unité de recherche en science du sol-SESCPF de l'Inra d'Orléans (France), l'Université de Gand (Belgique) et le Soil Survey and Land Research Centre (SSLRC) de Silsoe (Royaume-Uni) a permis le développement d'une base de connaissance dont le principe était de formaliser, dans un système expert, la connaissance des experts pour estimer les propriétés de sol non disponibles à partir des attributs de la BDGSE version 2 (King *et al.*, 1994a ; Van Ranst *et al.*, 1995). Ce travail est détaillé dans le paragraphe 3 de ce chapitre.

Enfin, à partir de 1992, un projet de constitution d'une base de données analytique (SPADE pour Soil Profile Analytical Database for Europe) a été coordonné par l'Université de Géographie de Copenhague et le SSLRC de Silsoe, suite à des recommandations émises en 1988 par le groupe de travail « Computerization of Land Data » (Madsen, 1989). La méthodologie proposée reposait sur la fourniture de profils représentatifs par niveau (Madsen et Jones, 1995) :

- Le niveau 1 correspondait à la fourniture d'un profil de sol représentatif pour chaque sol dominant (nom de sol + classe de texture de surface de la BDGSE version 2) de chaque pays

- pour un sol agricole ;
- Pour le niveau 2, un profil de sol représentatif devait être fourni pour les sols associés et les inclusions toujours par pays, et pour les sols agricoles ;
- Le niveau 3 consistait à fournir des profils représentatifs par région pour différencier selon d'autres facteurs (matériau parental, climat, géomorphologie, végétation, topographie).

Deux types de profils devaient être fournis : les profils mesurés comprenant des données réellement mesurées mais souvent limitées à seulement certaines variables et avec des méthodes analytiques pouvant différer d'un pays à l'autre, et les profils estimés correspondant à des données harmonisées et représentatives pour toutes les variables analytiques.

Dès 1993, il a été demandé aux différents pays de l'Union Européenne de fournir des profils représentatifs selon le niveau 1 (défini sur la base de la BDGSE version 2). Puis la base de données a été étendue géographiquement aux pays d'Europe Centrale et Orientale. Au départ sous la forme de fichiers excel, la base SPADE a été intégrée sous un format de base de données en 1998-1999 par l'Inra. Une nouvelle collecte de données de profils a été effectuée entre 2002 et 2004 et forme la base de données SPADE-2 (Hollis *et al.*, 2006), dont l'objectif était de collecter des données de profils estimés plus complets, dans le cadre des travaux européens sur le devenir des pesticides dans l'environnement.

La BDGSE, la base de connaissance et la base de données analytique sur les sols SPADE-1 formèrent la première base de données sur les sols d'Europe (European Soil Data Base version 1.0, datant de 1999) formant le premier élément d'un système d'information sur les sols d'Europe (Le Bas *et al.*, 1998).

1.6 L'extension vers la Russie et le pourtour méditerranéen : BDGSE version 4

A partir de 1999, la base de données a été étendue aux pays de l'ex-URSS et du pourtour méditerranéen. La structure de la base de données a alors été modifiée pour devenir celle de la version 4. L'apport de la version 4 réside dans des changements de nom des attributs existants, l'ajout d'une nouvelle classification des matériaux parentaux définie pour le manuel de procédures européen pour la constitution d'une base de données géoréférencée des sols pour l'Europe à 1/250 000 (Finke *et al.*, 2001), et l'ajout d'un attribut donnant le nom du sol en WRB 1998 (World Reference Base for soil resources). Enfin, une meilleure relation a été établie avec la base de données analytique. Mais pour la partie française de la BDGSE, il n'y a pas eu de modifications des données elles-mêmes.

En 2003, une nouvelle version de la base de données sur les sols d'Europe (European Soil Data Base version 2.0) a été réalisée. Elle a été distribuée sous forme d'un cédérom et est aujourd'hui toujours en téléchargement sur le portail européen des données sur les sols (ESDAC : <http://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/european-soil-database-v20>).

2. Structure, contenu et modes d'accès

La base de données actuelle est constituée d'un ensemble graphique et d'un ensemble sémantique de données. L'ensemble graphique est composé d'une carte choroplèthe, c'est-à-dire d'un ensemble de plages cartographiques regroupées en unités cartographiques de sol (UCS). La précision du tracé est de l'ordre de 500 à 5000 m pour la BDGSE. La tolérance interne du trait est de 100 m et la taille du plus petit polygone a été fixée à 9 ha.

A l'échelle du millionième, les unités cartographiques sont complexes et regroupent différents types de sol formant des pédopaysages. Un pédopaysage est une portion de la couverture pédologique qui présente une organisation spatiale homogène des types de sol selon les facteurs de la pédogenèse.

Les facteurs pris en compte à l'échelle du millionième sont le relief, le climat et la lithologie. Les types de sol sont décrits dans des unités typologiques de sol (UTS). Les UTS sont fondées sur la nomenclature des sols définie pour la carte des sols du Monde au cinq millionième de la FAO (FAO-Unesco, 1974) et réadaptée à l'échelle du millionième pour la carte des sols des communautés européennes (CEC, 1985) (cf. § 1.2).

La structure de la base de données correspond au schéma d'organisation des sols développé par King *et al.* (1994b) (Figure 5).

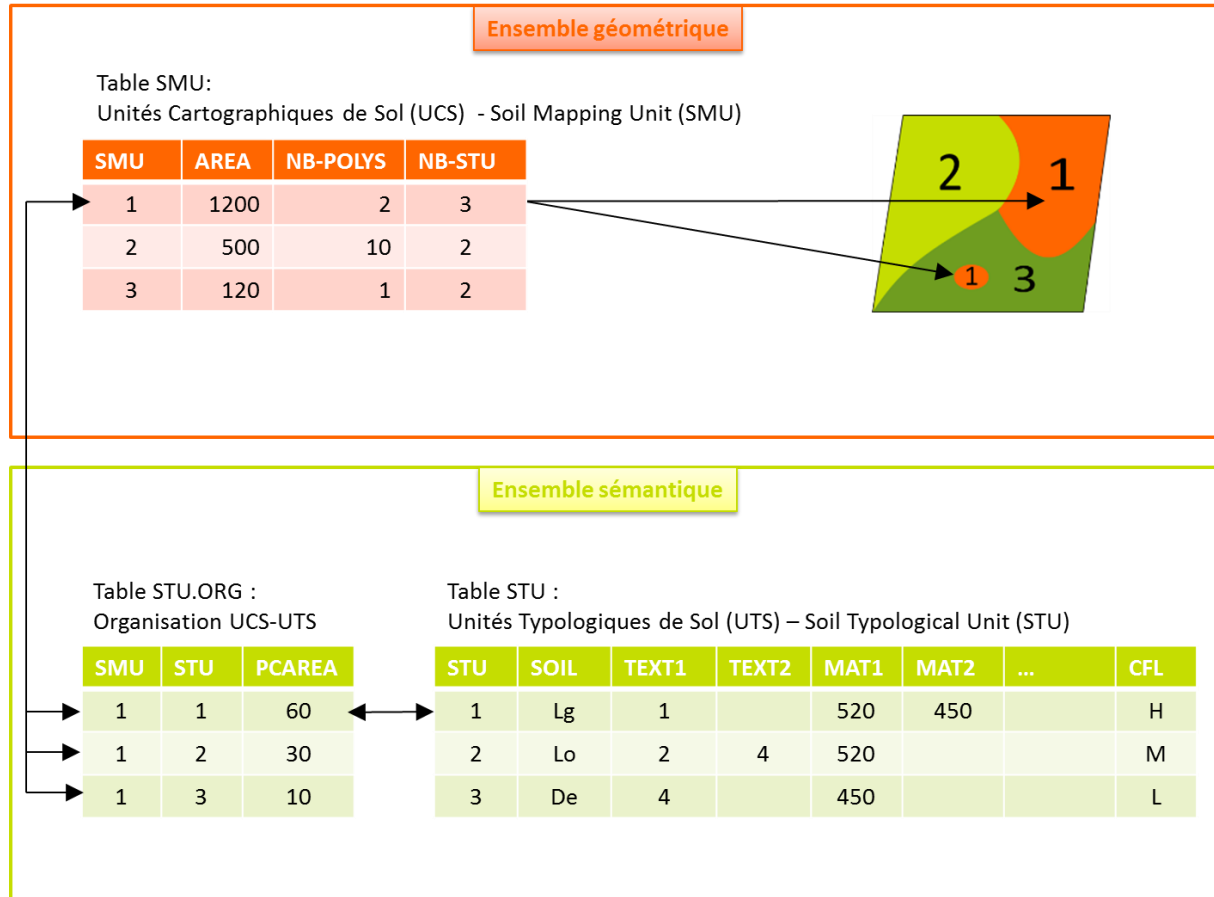


Figure 5 : structure de la base de données des sols de France à 1/1 000 000.

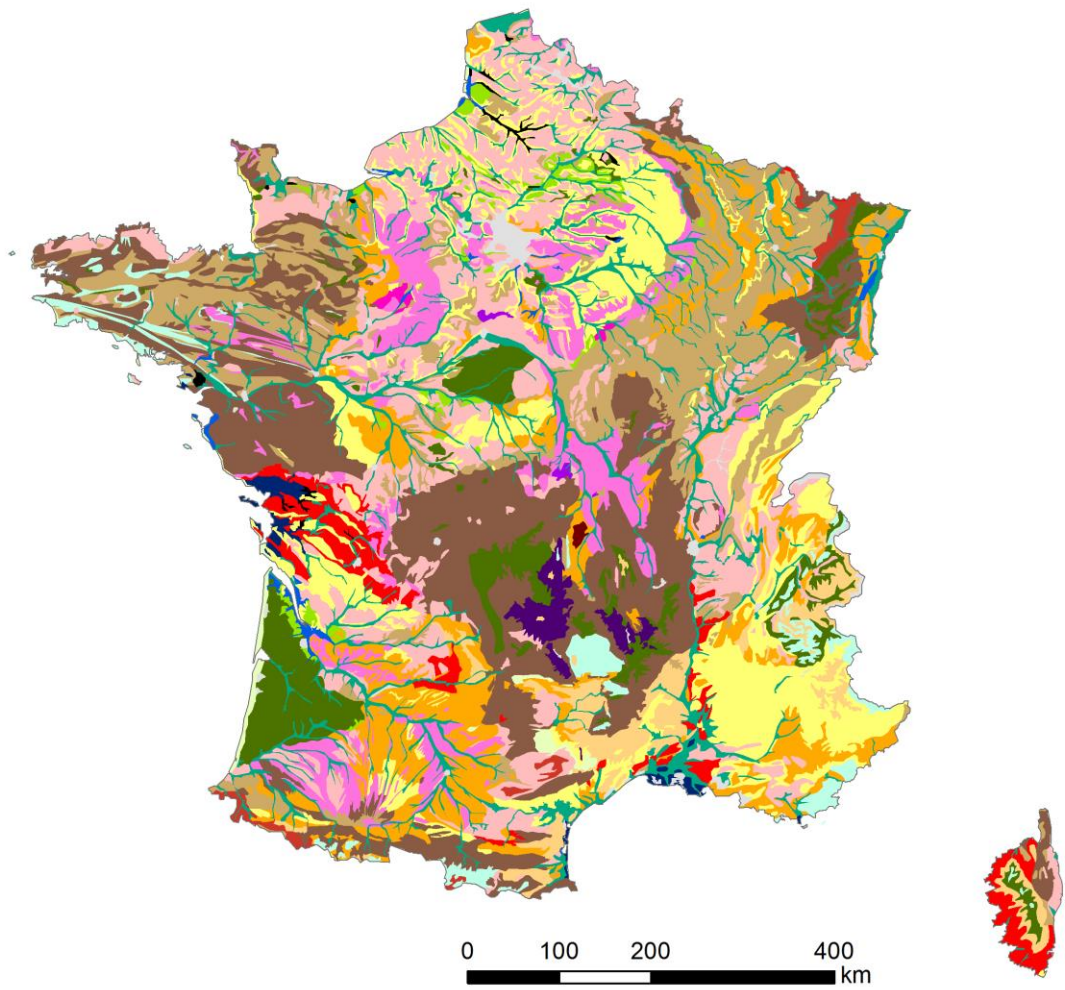
Dans la table SMU : SMU correspond au numéro de l'UCS, AREA correspond à la surface de l'UCS en km² (attribut calculé), NB-POLYS correspond au nombre de polygones appartenant à une UCS (attribut calculé), NB-STU correspond au nombre d'UTS associées à une UCS (attribut calculé).

Dans la table STU.ORG : SMU correspond au numéro de l'UCS, STU correspond au numéro de l'UTS, PCAREA correspond au pourcentage que l'UTS occupe dans l'UCS.

Table STU : cf. tableau 2.

La carte des sols dominants (Figure 6) donne une illustration de la base de données.

Dans la version 3 de la base de données, version utilisée dans la thèse, les attributs descriptifs des sols sont tous situés au niveau des UTS (Tableau 2). Ils sont le fruit de l'histoire de la base de données (cf. § 1.4 et 1.5). On y trouve des attributs déjà présents dans la carte des sols des Communautés Européennes (CEC, 1985) comme le nom du sol en FAO-Unesco 1974 (*SOIL*) ou la classe de texture de surface (*TEXT1*). D'autres attributs étaient présents sous forme littérale dans les archives de la carte comme l'utilisation du sol (*USE1*, *USE2*) ou le matériau parental (*MAT1*, *MAT2*) et ont été codifiés par King *et al.* (1994b). Enfin, les derniers attributs ont été ajoutés lors du passage à la version 3 (*DT*, *TD1*, *TD2*, *IL*, *ROO*, *WR*, *WM1*, *WM2*, *WM3*, *CFL*).



Carte des sols dominants en FAO-Unesco (1974)

■ Cambisols chromiques	■ Phaeozems	■ Andosols
■ Cambisols dystriques	■ Lithosols	■ Rankers
■ Cambisols eutriques	■ Fluvisols	■ Vertisols
■ Cambisols calcariques	■ Luvisols	■ Planosols
■ Autres Cambisols	■ Histosols	■ Solonchaks
■ Podzoluvisols	■ Podzols	■ Non sols
■ Rendzines	■ Arénosols	
■ Gleysols	■ Régosols	

Figure 6 : carte des sols dominants de France en FAO-Unesco (1974)

Tableau 2 : liste des attributs descriptifs des UTS dans la BDGSF

Nom de l'attribut	Signification
STU	identifiant de l'UTS
NB-POLYS	nombre de polygones contenant l'UTS (attribut calculé)
NB-SMU	nombre d'UCS contenant l'UTS (attribut calculé)
AREA	surface de l'UTS en km ² (attribut calculé)
SOIL	nom du sol en FAO-Unesco 1974, révisé CEC 1985
SOIL90	nom du sol en FAO-Unesco 1990 ⁸
TEXT1	texture de surface principale
TEXT2	texture de surface secondaire
SLOPE1	classe de pente dominante
SLOPE2	classe de pente secondaire
AGLIM1	contrainte agronomique principale non prise en compte par le nom du sol ⁹
AGLIM2	contrainte agronomique secondaire non prise en compte par le nom du sol
MAT1	matériau parental principal
MAT2	matériau parental secondaire
ZMIN	altitude minimale en m (le zéro correspond au niveau de la mer)
ZMAX	altitude maximale en m (le zéro correspond au niveau de la mer)
USE1	utilisation du sol principale
USE2	utilisation du sol secondaire
DT	classe de profondeur du changement textural
TD1	texture de profondeur principale ¹⁰
TD2	texture de profondeur secondaire
ROO	classe de profondeur d'un obstacle aux racines
IL	classe de profondeur de la couche imperméable
WR	régime hydrique moyen annuel dominant du profil de sol
WM1	présence d'un système de gestion de l'eau en terres agricoles (> 50 % de l'UTS)
WM2	objectif du système de gestion de l'eau
WM3	type de système de gestion de l'eau
CFL	niveau de confiance global de la description de l'UTS

⁸ Le nom du sol en FAO-Unesco 1990 (légende révisée de la carte des sols du Monde) n'est pas rempli sauf pour quelques UTS frontalières.

⁹ Les attributs *AGLIM1* et *AGLIM2* correspondent à la notion de phase telle que décrite dans le paragraphe 1.2. Leur changement de nom en « contraintes agronomiques » entre la version 2 et la version 3 a généré des confusions. En effet, le code 1 qui est actuellement, dans le dictionnaire de données, indiqué comme étant « absence de contraintes » correspond en fait à « absence de phase ». Une contrainte agronomique sur ces UTS peut quand même être présente si cette contrainte est prise en compte dans le nom du sol (par exemple un Lithosol peut ne pas avoir de phase, mais il est très contraignant pour les cultures puisque limité en profondeur à moins de 10 cm).

¹⁰ Les textures de profondeur *TD1* et *TD2* sont définies comme étant les textures qui se situent après le changement textural apparaissant à la profondeur *DT*. On peut donc potentiellement avoir trois couches : la couche de surface de texture *TEXT1* (d'environ 30 cm), la couche de profondeur de texture *TEXT1* jusqu'au changement textural apparaissant à la profondeur *DT* et la couche de profondeur de texture *TD1* au-delà de *DT*.

La BDGSF est accessible par deux canaux différents : via le Centre Européen de données sur les sols (ESDAC) qui diffuse la base de données géographique des sols d'Europe à 1/1 000 000, ou auprès de l'Unité InfoSol de l'Inra d'Orléans.

L'ESDAC diffuse deux versions de la BDGSE : la version au format vecteur et une version agrégée sur une maille de 1 km par 1 km comprenant également des estimations de propriétés par règles ou fonctions de pédotransfert. Les données sont téléchargeables gratuitement depuis 2006 après remplissage d'un formulaire.

Concernant l'accès à la BDGSF via l'Unité InfoSol, les demandes sont traitées individuellement pour permettre le conseil à l'utilisateur. Il s'agit notamment de l'informer sur la résolution de la base de données, sur la liste des attributs présents, sur les données estimées par règles de pédotransfert (dont certaines ne sont pas disponibles dans le portail européen des sols). Dans certains cas, l'utilisateur peut être réorienté vers d'autres données comme les données du programme IGCS (Arrouays *et al.*, 2004). Le coût d'accès à la BDGSF est limité au coût d'extraction des données et de traitement de la demande (50 € depuis 2007).

3. Estimation de propriétés des sols à partir de la BDGSF ou de la BDGSE

Avant de détailler les utilisations qui ont déjà été faites de la BDGSF, nous allons présenter un certain nombre de travaux fondateurs qui ont permis l'estimation de propriétés des sols à partir des attributs des UTS. En effet, comme le montre la liste des attributs descriptifs des UTS (Tableau 2), la BDGSF contient peu d'information sur les propriétés des sols nécessaires pour de nombreuses utilisations. Pour utiliser la BDGSF, ces propriétés des sols doivent donc être estimées à partir des attributs des UTS *via* des estimateurs appelés règles ou fonctions de pédotransfert.

Les travaux présentés ci-après ont été réalisés soit sur la BDGSE et sont donc valides également pour la BDGSF, soit seulement sur la BDGSF et ne sont donc pas applicables à la BDGSE sans une adaptation des règles au contexte européen.

3.1 Notion de fonction et de règle de pédotransfert

Dans beaucoup de bases de données sur les sols, peu de leurs propriétés y sont décrites. En effet, certaines propriétés, comme les propriétés hydriques par exemple, sont souvent coûteuses à mesurer et donc ne sont pas déterminées en routine lors de la réalisation des études pédologiques. A contrario, d'autres propriétés du sol sont mesurées plus fréquemment comme, par exemple, la granulométrie ou la teneur en carbone organique. Très tôt, des travaux ont été entrepris pour relier certaines propriétés du sol peu mesurées à d'autres plus largement disponibles au travers de relations statistiques. Ces travaux ont été réalisés pour étudier les relations entre propriétés, d'une part, afin de mieux connaître les facteurs de variation de ces propriétés, et d'autre part, pour en permettre la prédiction. En 1986, Bouma *et al.* (1986) ont utilisé le terme de « fonction de transfert » pour qualifier ces relations mathématiques qui, plus largement, permettent de relier les propriétés du sol à des propriétés ou des caractéristiques des terres¹¹. Ils distinguent les fonctions continues qui utilisent des caractéristiques continues (par exemple la teneur en argile) et les fonctions-classes qui utilisent des caractéristiques discrètes (par exemple la classe de texture). En 1989, Bouma définit le terme « pédotransfert » pour qualifier les fonctions de transfert spécifiques aux propriétés des sols (Bouma, 1989).

Par analogie à la notion de fonction de pédotransfert, King *et al.* (1994a) ont défini des règles de pédotransfert à dire d'expert, afin d'estimer certaines propriétés des sols à partir des attributs

¹¹ Le terme « terre » provient des travaux liés à l'évaluation des terres et qui est plus large que le terme sol puisqu'intégrant au sol les autres éléments caractérisant un territoire comme le climat et le relief.

descriptifs des UTS de la BDGSE (cf. § 1.5). La règle de pédotransfert est donc une sorte de fonction de pédotransfert où la relation est établie à dire d'expert plutôt que statistiquement.

3.2 Développement des premières règles de pédotransfert pour la BDGSE

Très tôt, des travaux ont été réalisés pour estimer des propriétés des sols à partir de la BDGSE. On pourra citer les travaux de King et Daroussin (1989), qui ont proposé une estimation de la Réserve Utile en eau à partir de la version 1 de la BDGSE (Figure 7). Ces travaux initiateurs ont permis ensuite le développement de règles de pédotransfert pour la BDGSE, qui ont été réalisées, dès 1992, sur la version 2 de la base de données dans le cadre d'un contrat avec la DG XI de la Commission Européenne (King *et al.*, 1994a). L'objectif de ce travail était de dériver de la BDGSE des propriétés importantes pour les problématiques environnementales afin de les cartographier à l'échelle européenne. Le choix d'établir ces règles s'est imposé en raison de l'absence de données analytiques suffisantes dans la base de données SPADE en cours de constitution pour caractériser les UTS ou pour établir des fonctions de pédotransfert.

Ces règles de pédotransfert sont uniquement qualitatives en raison de la faible précision des données d'entrée. Elles ont été implémentées dans un système expert permettant la mise à jour des règles et leur traçabilité et formant une base de connaissance.

Une règle est un arbre de décision constitué par un ensemble d'occurrences donnant, pour chaque ensemble de valeurs des attributs d'entrée, la valeur de l'attribut de sortie, assortie d'un niveau de confiance informant les utilisateurs sur la précision des estimations. Ces règles permettent également de gérer les données manquantes et les incohérences de la base de données. Les attributs d'entrée d'une règle peuvent être soit des attributs descriptifs des UTS, soit des attributs de sortie d'autres règles.

Parmi les règles développées, on peut citer l'humidité utile¹² en eau de l'horizon de surface (*AWC_TOP*) ou de l'horizon de profondeur (*AWC_SUB*), la profondeur à la roche (*DR*), la structure de l'horizon de surface (*STR_TOP*) ou de l'horizon de profondeur (*STR_SUB*), etc. Une première estimation de la teneur en carbone organique (*OC_TOP*) a également été réalisée nécessitant des données externes sur le climat (somme de températures en base 0°C¹³).

La figure 8 illustre la règle de pédotransfert développée pour définir la classe minéralogique de l'horizon de surface (*MIN_TOP*) appliquée sur la BDGSE (la règle complète est donnée en annexe 1) (la figure 8A montre la répartition cartographique de la valeur dominante de la classe minéralogique ; la figure 8B montre celle de la pureté de la valeur dominante, à savoir le pourcentage de surface qu'elle représente, tandis que la figure 8C montre son niveau de confiance associé).

¹² J'utilise le terme humidité utile pour désigner la différence entre la teneur en eau à la capacité au champ et la teneur en eau au point de flétrissement par unité de profondeur du sol.

¹³ Cela signifie que l'on ne somme que les températures supérieures ou égales à la température de base, ici 0°C. Les sommes de température sont très utilisées en agronomie pour définir les besoins en température des cultures. Pour une culture comme le blé, on utilise la température de base de 0°C mais le maïs est en général en base 6°C.

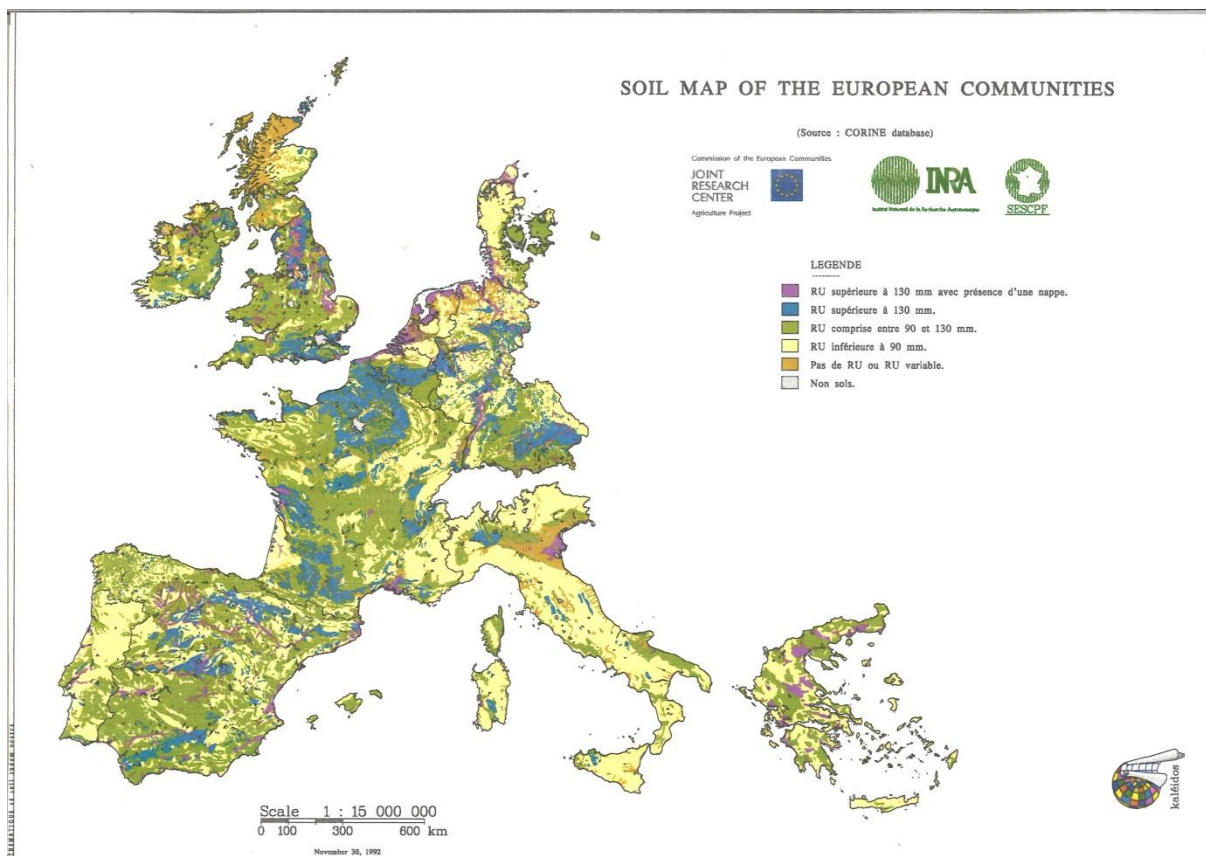


Figure 7 : carte de la Réserve Utile en eau des sols à partir de la BDGSE version 1 par King et Daroussin (1989)

L'estimation de la Réserve Utile a été effectuée en se basant sur les travaux de Hall *et al.* (1977). Le calcul a été révisé ensuite par Le Bas *et al.* (1997) pour tenir compte des nouvelles données de la BDGSE version 2, puis version 3.

Cette première base de connaissance, développée pour déterminer des propriétés de sol, a ensuite été enrichie par d'autres travaux comme ceux réalisés pour l'estimation du risque d'érosion des sols (Le Bissonnais *et al.*, 2002 ; Le Bissonnais *et al.*, 2005) ou pour l'estimation de certaines données d'entrée de modèles comme celles du modèle Stics (albédo du sol nu sec, teneur en carbonate de calcium, etc. ; cf. chapitre 3) soit au niveau français (Donet *et al.*, 2001), soit au niveau européen (Godard *et al.*, 2008).

Cependant, la base de connaissance, telle que développée par King *et al.* (1994a), présente un certain nombre de limitations. Tout d'abord, la plupart des règles de pédotransfert ne fournissent que des estimations qualitatives. Par exemple, la variable *AWC_TOP* estime des classes d'humidité utile (faible, moyenne, forte). Il est, dès lors, difficile de les utiliser dans des modèles qui nécessitent des estimations quantitatives. De plus, ces règles ne permettent pas de définir un profil de sol, à savoir une succession d'horizons avec leurs épaisseurs et leurs propriétés (cf. Encadré 1). Ainsi, la variable *AWC_SUB* donne une estimation qualitative de l'humidité utile de l'horizon profond mais sans donner l'épaisseur de cet horizon. De plus, cette estimation repose sur la texture donnée par l'attribut *TD1*. Or, cette texture ne s'applique qu'au-delà de la profondeur du changement textural. Il n'y a donc pas, dans la base de connaissance, d'estimation de l'humidité utile pour les horizons profonds situés avant le changement textural et ayant pour texture *TEXT1*.

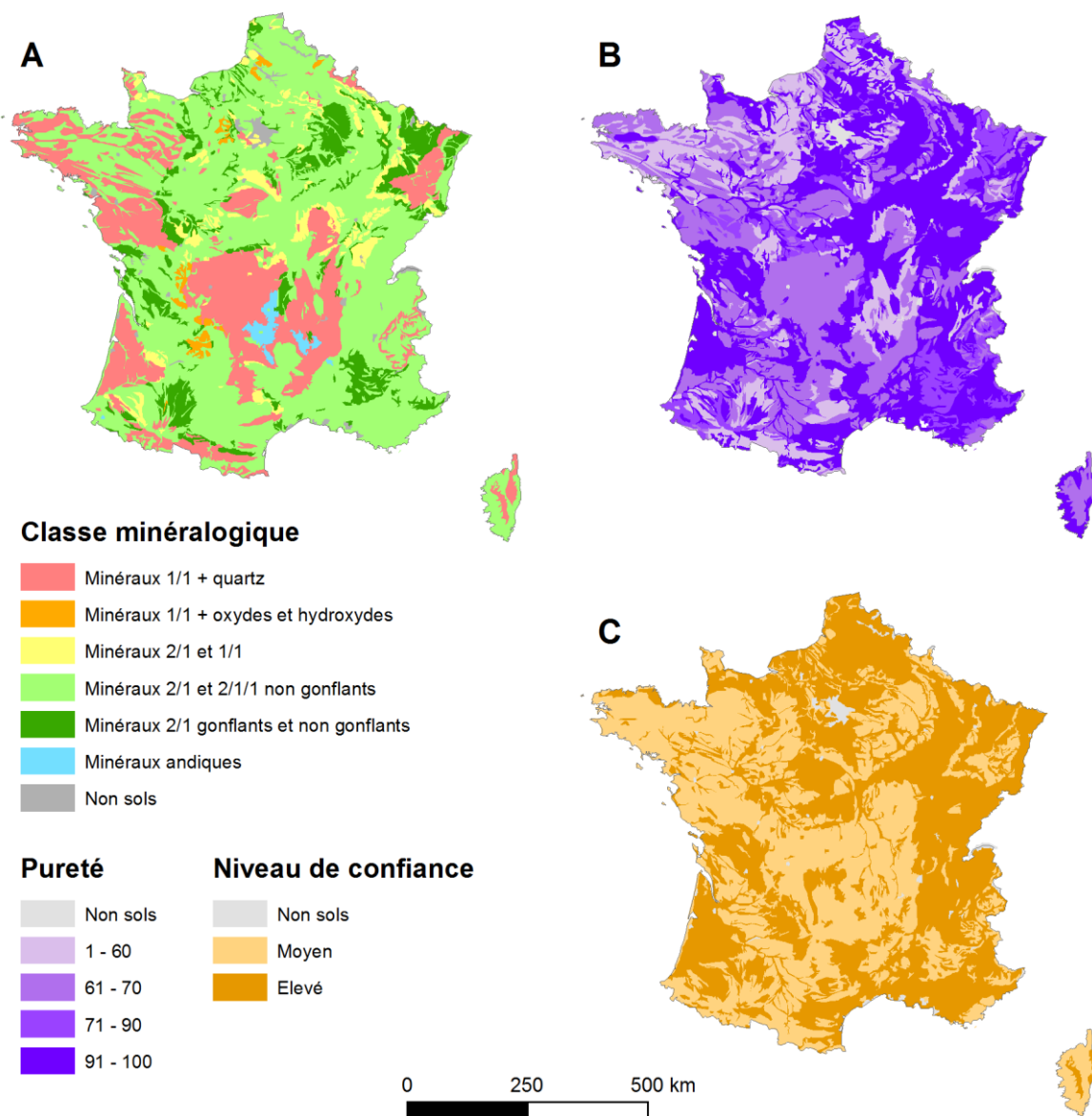


Figure 8 : carte de la valeur dominante de la classe minéralogique de l'horizon de surface (A), carte de la pureté associée (% de surface) (B) et carte du niveau de confiance associé (C).

Encadré 1 : calcul de la succession des horizons

Un programme de calcul en fortran permettant de définir une succession d'horizons et de caractériser ces horizons en termes d'épaisseur et de propriétés a été développé pour le calcul de la Réserve Utile en eau (King *et al.*, 1995 ; Le Bas *et al.*, 1997). Ce programme a ensuite été adapté pour permettre l'estimation de données d'entrée de modèles (Donet *et al.*, 2001 ; Le Bas *et al.*, 2005).

Ces programmes fonctionnent en deux étapes :

1. une première étape consiste à appliquer des règles et des classes de pédotransfert sur les attributs descriptifs des UTS résultant en un ensemble d'attributs de sortie ;
2. la deuxième étape consiste à déterminer, à partir de certains attributs de sortie, le nombre d'horizons (de 1 à 5) et leurs caractéristiques (épaisseur, texture, masse volumique apparente, teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement).

Les règles utilisées pour déterminer les données d'entrée sol du modèle de culture Stics seront détaillées dans le chapitre 3.

3.3 Développement de fonctions de pédotransfert adaptées à la BDGSE ou à la BDGSF

Une voie d'amélioration de l'estimation des propriétés des sols à partir de la BDGSF est le développement de fonctions de pédotransfert. Cependant, pour les développer, il faut pouvoir disposer de données mesurées. La base de données analytique SPADE associée à la BDGSE étant trop hétérogène et incomplète, il était difficile de l'utiliser pour développer des fonctions de pédotransfert adaptées à la BDGSE. D'autres projets ont donc constitué et/ou mobilisé d'autres bases de données analytiques pour estimer des fonctions de pédotransfert utilisables avec la BDGSE soit à l'échelle européenne, soit à l'échelle nationale.

Au niveau européen, le projet HYPRES (1995-1997)¹⁴ a permis de constituer une base de données spécifiquement orientée vers les propriétés hydriques des sols européens. Elle comprend un peu plus de 1700 profils de sol provenant de plusieurs pays européens pour lesquels différentes propriétés ont été mesurées (granulométrie, masse volumique apparente, teneur en carbone organique, teneur en eau et conductivité hydraulique à différents pF). Elle a permis de développer des fonctions de pédotransfert et des classes de pédotransfert pour les propriétés hydriques des sols. Les fonctions de pédotransfert permettent d'estimer les paramètres de van Genuchten-Mualem à partir de données de teneurs en argile, en limon, en carbone organique et de masse volumique apparente. Les classes de pédotransfert fournissent des valeurs moyennes pour les rétentions en eau à différents potentiels ou pour les paramètres de van Genuchten-Mualem par classes de texture de la BDGSE en distinguant les horizons de surface des horizons de profondeur (Wösten *et al.*, 1999) (Figure 9).

Plus récemment, le projet EU-HYDI a permis de constituer une plus grande base de données sur les propriétés hydriques des sols européens, la base HYPRES ne recouvrant pas tous les pays européens (Weynants *et al.*, 2013). De nouvelles fonctions de pédotransfert viennent donc d'être mises au point (Tóth *et al.*, 2015).

Au niveau français, la base de données SOLHYDRO, déjà utilisée pour fournir des estimations de teneurs en eau par classes de texture du triangle dit de l'Aisne (Bruand *et al.*, 2004), a été mobilisée pour déterminer des classes de pédotransfert d'estimation des rétentions en eau à différents potentiels par classes de texture de la BDGSF, par classes de masse volumique apparente et en différenciant les horizons de surface et de profondeur (Al Majou *et al.*, 2008) (Figure 10).

¹⁴ Projet intitulé « Using existing soil data to derive hydraulic parameters for simulation modelling in environmental studies and in land use planning », n°CHRX-CT94-0639. Financé par le programme Human Capital and Mobility de la Direction Générale XII (Recherche) avec des financements complémentaires du Scottish Office Agricultural, Environment and Fisheries Department.

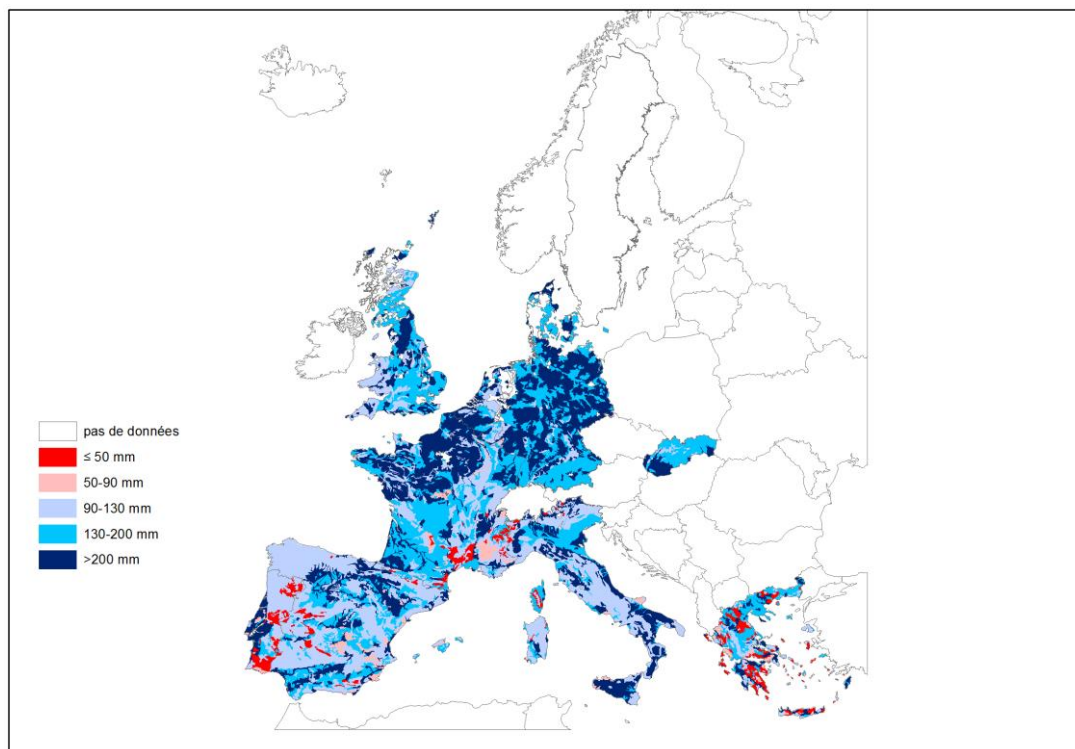


Figure 9 : carte de la Réserve Utile en eau estimée à partir des fonctions de pédotransfert de Wösten *et al.* (1999)

La teneur en eau à la capacité au champ correspond à la teneur en eau à -50 kPa.

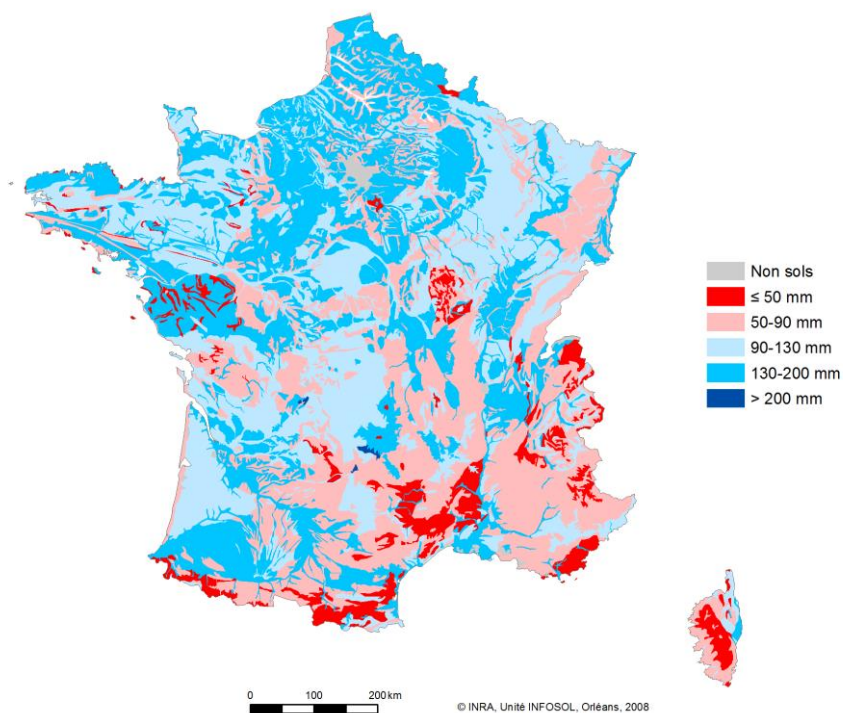


Figure 10 : carte de la Réserve Utile en eau estimée à partir des classes de pédotransfert de Al Majou *et al.* (2008)

La teneur en eau à la capacité au champ correspond à la teneur en eau à -33 kPa.

4. Cadres et méthodologies d'utilisation de la BDGSF

4.1 Principales utilisations

A propos de l'utilisation de la BDGSE, téléchargeable depuis 2006 sur le portail européen sur les sols, Panagos *et al.* (2012) font état de 1164 demandes entre novembre 2006 et novembre 2010. Trente et un pour cent des demandes concernent des utilisations à l'échelle globale ou européenne et 32 % des demandes sont à des échelles nationales ou régionales. Cependant, dans 37 % des cas, l'étendue spatiale n'a pas été indiquée. Soixante-dix pour cent des demandes concernent des projets de recherche dont 35 % d'entre eux utilisent la modélisation.

Concernant l'accès à la BDGSF, Le Bas et Schnebelen (2006) avaient recensées 53 demandes d'utilisation de la BDGSF entre 1991 et 2005 et 70 licences ont été signées entre 2006 et 2015, auxquelles il faut ajouter les utilisations internes à l'Unité InfoSol.

Il faut également noter que la BDGSF a été utilisée pour constituer des jeux de données ou des systèmes de simulation qui peuvent eux-mêmes être réutilisés ou améliorés sans qu'une nouvelle demande d'accès à la BDGSF ait été formulée ou que celle-ci soit citée. On peut citer par exemple, les travaux de couplage du modèle ISBA avec le modèle hydrologique MODCOU et le modèle atmosphérique SAFRAN qui ont abouti au développement du système SIM (SAFRAN-ISBA-MODCOU). Le modèle ISBA (Noilhan et Mahfouf, 1996) est un modèle d'échanges de surface développé par le CNRM pour modéliser les surfaces continentales dans les modèles atmosphériques et hydrologiques. Développé au départ pour être utilisé avec des modèles de circulation générale tel qu'Arpège, il a aussi été utilisé dans des applications hydrologiques en couplage avec le modèle hydrologique MODCOU et avec le forçage atmosphérique issu de SAFRAN. Ce travail de couplage a d'abord été réalisé sur plusieurs bassins versants tels que celui de l'Adour (Habets *et al.*, 1999b, c), du Rhône (Habets *et al.*, 1999a), ou de la Seine (Rousset *et al.*, 2004) avant d'être généralisé à la France (Habets *et al.*, 2008). Il a ensuite été poursuivi avec d'autres études :

- i. d'amélioration des modèles (Etchevers *et al.*, 2001 ; Golaz-Cavazzi *et al.*, 2001 ; Decharme et Douville, 2006b ; Coustau *et al.*, 2015),
- ii. de tests d'assimilation de données (Thirel *et al.*, 2010a ; Thirel *et al.*, 2010b ; Barbu *et al.*, 2014 ; Coustau *et al.*, 2015),
- iii. de comparaison avec des données RADAR (Baghdadi *et al.*, 2007),
- iv. d'études d'impact de forçages climatiques (Decharme et Douville, 2006a ; Coustau *et al.*, 2015),
- v. d'étude d'impact du changement climatique (Etchevers *et al.*, 2002 ; Caballero *et al.*, 2007),
- vi. de développement d'outils opérationnels de prévision météorologique (Coustau *et al.*, 2015).

Les données du système SIM ont été utilisées comme données d'entrée d'un couplage ISBA-TOPMODEL pour modéliser les inondations en région méditerranéenne sur des bassins versants des Cévennes (Bouilloud *et al.*, 2010 ; Vincendon *et al.*, 2010). Dumas *et al.* (2013) ont également utilisé le système SIM pour estimer l'impact du changement climatique sur les risques d'inondation en France.

J'ai effectué, en 2015, un recensement des utilisations de la BDGSF ou la BDGSE, sur la base de publications qui expliquaient comment ces bases ont été utilisées. Ce recensement, comportant 122 références, n'est donc pas exhaustif, mais vise à présenter les utilisations les plus courantes de la base de données. Pour les applications utilisant la BDGSE, seules les utilisations incluant tout ou partie du territoire français ont été retenues, la BDGSE pouvant par ailleurs être utilisée pour des applications sur des territoires hors France. Seules les utilisations depuis la version 3 de la base de données, donc depuis 1995, ont été analysées.

Les atouts de la BDGSF sont son exhaustivité spatiale, sa facilité d'accès et son coût¹⁵. Cela explique la variété des utilisations recensées. En effet, La BDGSF a été utilisée pour des thématiques très diverses (Figure 11) avec une prédominance des thématiques liées à la connaissance, la gestion et la protection des sols (35 %) ou des eaux (36 %). La thématique liée à l'agriculture ou à la forêt représente 17 % des références consultées, suivie par la thématique sur la protection et la connaissance de la ressource en air, de la biodiversité et enfin de l'archéologie. La description complète des différentes thématiques est présentée en annexe 2.

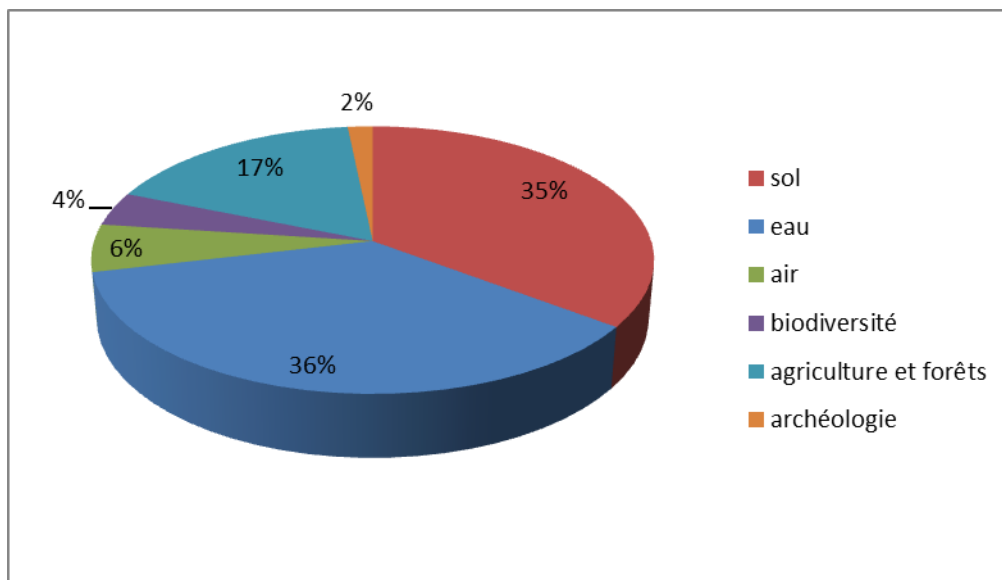


Figure 11 : grands thèmes couverts par les publications utilisant la BDGSF ou la BDGSE sur tout ou partie du territoire français

L'étendue géographique des publications consultées expliquent également le choix d'utiliser la BDGSF ou la BDGSE (Figure 12). En effet, 47 % des publications concernent le territoire national, où la BDGSF représente, encore aujourd'hui, la seule base de données sur les sols exhaustive spatialement. De même, 27 % des publications concernent le territoire européen ou un territoire transfrontalier où la BDGSE représente, là aussi, la seule base de données sur les sols couvrant ces territoires.

Cependant, 26 % des publications concernent des territoires plus petits que le territoire français avec une majorité correspondant à des bassins versants d'assez grande taille (entre 6000 et 116 000 km²) et quelques publications concernant des surfaces plus petites (entre 500 et 1500 km²). Le choix d'utiliser la BDGSF sur ces territoires infranationaux est, en général, lié à l'absence de données spatialement exhaustives sur ces territoires lors de la réalisation de l'étude.

¹⁵ Pour la BDGSE, sa facilité d'accès et sa gratuité sont récentes puisqu'elle n'est accessible en téléchargement sur l'ESDAC que depuis 2006. De même, InfoSol facture un coût de mise à disposition de la BDGSF qui était assez élevé jusqu'en 2007.

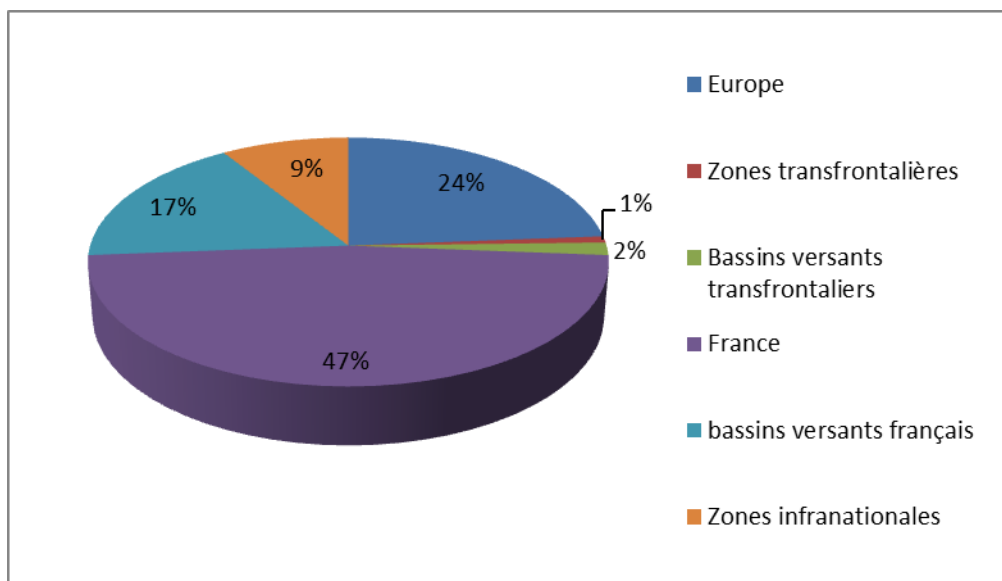


Figure 12 : étendue géographique concernée par les publications utilisant la BDGSF ou la BDGSE sur tout ou partie du territoire français

4.2 Les données sols issues de la BDGSF utilisées

Nous distinguons ici les données brutes, à savoir les attributs descriptifs des UTS, et les données estimées par règles ou fonctions de pédotransfert.

Du point de vue des données utilisées, les publications étudiées peuvent être classées en trois catégories :

- celles qui utilisent seulement les données brutes,
- celles qui utilisent des données estimées qu'elles ont elles-mêmes estimées en utilisant leurs propres règles ou fonctions de pédotransfert ou des règles ou fonctions disponibles dans la littérature,
- celles qui réutilisent les données estimées dans des travaux antérieurs.

a. Utilisation de données brutes

Pour les publications utilisant seulement les données brutes, les attributs les plus utilisés sont le nom du sol (Badeau *et al.*, 1999 ; Arrouays *et al.*, 2001a ; Arrouays *et al.*, 2001b ; King et Saby, 2001 ; Princé *et al.*, 2012), le matériau parental (King et Saby, 2001 ; Marchant *et al.*, 2010 ; Marchant *et al.*, 2011 ; Chakir *et al.*, 2015) et la classe de texture de surface (Walter *et al.*, 1997 ; Chakir *et al.*, 2015) car ils permettent de rendre compte de la diversité des sols et de leurs propriétés d'une manière synthétique.

C'est le cas notamment de plusieurs travaux, dont je détaillerai deux exemples ci-après, consistant à comparer d'autres bases de données sols à la BDGSF pour évaluer leur pertinence ou leur représentativité, la BDGSF étant considérée comme une référence en raison de son exhaustivité spatiale (Walter *et al.*, 1997 ; Badeau *et al.*, 1999 ; King et Saby, 2001 ; Huguet *et al.*, 2004 ; Saby *et al.*, 2004 ; Morvan *et al.*, 2008).

Le premier exemple concerne la base de données d'analyses de terre (BDAT). Cette base de données correspond à un programme de capitalisation des données d'analyse réalisées, pour les agriculteurs, par les laboratoires agréés auprès du ministère de l'Agriculture. Les analyses qui la constituent présentent plusieurs biais :

- elles ne concernent que des sols agricoles et seulement des horizons de surface,

- ce sont les agriculteurs qui décident, pour des raisons diverses, de réaliser une analyse sur leur parcelle (stratégie d'échantillonnage non maîtrisée),
- elles ne sont géoréférencées qu'à la commune du siège de l'exploitation agricole,
- et tous les laboratoires ne participent pas à cette capitalisation.

Les analyses ne sont pas diffusables directement et ce sont donc des statistiques cantonales qui sont mises à la disposition des utilisateurs. Afin de vérifier la pertinence de ces données, Walter *et al.* (1997) comparent visuellement la carte des textures modales par canton obtenue à partir des analyses réalisées sur la période 1990-1994 avec la carte des textures dominantes issue de la BDGSF. Cette comparaison montre des analogies entre les deux cartes, ce qui indique que les tendances obtenues avec la BDAT sont fiables aux grandes structures géologiques, géomorphologiques et pédologiques du territoire national. Ce travail a été renouvelé par Saby *et al.* (2004) pour comparer les données obtenues avec des analyses réalisées sur la période 1995-2000.

Le deuxième exemple est relatif au réseau de suivi des dommages forestiers qui est constitué de 540 placettes réparties sur un maillage de 16 km par 16 km sur lesquelles sont réalisées des observations de l'état sanitaire des forêts depuis 1988. A partir de 1994, des caractérisations chimiques et physiques des sols ainsi que des caractérisations écologiques ont été réalisées. Afin d'analyser les caractéristiques des sols forestiers, Badeau *et al.* (1999) comparent les données de ce réseau à celles de la BDGSF et de la BDAT. La fréquence des types de sols est ainsi comparée à celle de la BDGSF montrant des différences de fréquence pour certains types de sol avec une fréquence plus importante, sur le réseau, de sols bruns, de sols hydromorphes et lessivés hydromorphes et de sols podzolisés. Cependant, les classifications de sol utilisées sont différentes entre les observations réalisées sur le réseau et la BDGSF.

Il peut s'agir également de définir une stratégie d'échantillonnage. On peut citer, par exemple, le travail réalisé par Arrouays *et al.* (2001b) qui ont utilisé la BDGSF, CORINE land cover et un MNT au pas de 250 m pour déterminer la représentativité d'un réseau de surveillance des sols en France. Seul l'attribut « nom du sol » a été utilisé comme donnée de la BDGSF. Plusieurs tailles de maille ont été testées (8, 16 et 32 km) et c'est la maille de 16 km qui représentait la taille optimale en termes de représentativité mais aussi de coût. C'est finalement cette taille qui a été retenue pour le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS).

Il peut également s'agir de caractériser les sols d'un territoire. C'est le cas des travaux de Saby *et al.* (2000) qui ont déterminé les grands types de sol présents dans les bassins de production ITCF. Ces bassins de production ont été délimités par l'ITCF (Institut Technique des Céréales et du Fourrage, devenu depuis Arvalis Institut du végétal) par regroupement de Petites Régions Agricoles afin de pouvoir définir des zones homogènes en termes de sols, de climat, de relief et de systèmes de culture. L'objectif de ces bassins de production était de situer les résultats des sites expérimentaux de l'ITCF dans leur contexte régional. Saby *et al.* (2000) ont donc contribué à ce travail en donnant la liste des principaux types de sol présents dans chaque bassin. Ce travail a ensuite été complété par les experts régionaux de l'ITCF qui ont apporté leur expertise pour caractériser les propriétés de ces sols et former la base de données sols de l'ITCF. Le travail de Saby *et al.* (2000) a été reconduit en 2012 suite à un redécoupage des bassins de production en segments Arvalis.

Le GIP ATEN (Atelier Techniques des Espaces Naturels) a intégré la BDGSF dans son tableau de bord géographique, outil cartographique d'aide à la gestion des espaces naturels, à l'échelle nationale (Beisson *et al.*, 2002), afin d'évaluer et de spatialiser la connaissance sur la diversité des écosystèmes. Ce travail s'inscrit dans un appui technique à la Direction de la Nature et des Paysages du ministère de l'Ecologie.

b. Développement ou utilisation de fonctions de pédotransfert

Un certain nombre de publications ont développé leurs propres règles ou fonctions de pédotransfert. Historiquement, c'est pour estimer la production agricole à l'échelle européenne que la BDGSE a été constituée dans sa version actuelle (cf. § 1.4). C'est donc la première application importante qui a été réalisée avec ces données. Ces travaux ont été effectués dans le cadre du projet MARS et ont abouti au développement du programme CGMS (Crop Growth Monitoring System) implémenté autour du modèle de culture WOFOST (Van Diepen, 1992). Afin de restreindre la modélisation aux sols agricoles et en l'absence, lors du développement du programme, de données sur l'occupation du sol, une estimation de l'aptitude des sols à l'agriculture a été réalisée sur la base d'une procédure qualitative et de règles de décision. Cela permet d'exclure de la modélisation les sols inaptés à l'agriculture. Pour les UTS restantes, des fonctions de pédotransfert ont été développées pour estimer la profondeur maximale d'enracinement et la capacité de rétention en eau. De nombreuses études ont ensuite été réalisées autour du système CGMS (i.e. De Wit *et al.*, 2005 ; De Wit et Van Diepen, 2007 ; De Wit *et al.*, 2010 ; De Wit *et al.*, 2012).

On peut citer également les travaux de Le Bissonais *et al.* (2002) qui ont proposé un modèle pour l'estimation de l'aléa érosion en France, croisant des données sur la topographie, le climat et l'occupation du sol à la BDGSF. Deux règles de pédotransfert ont été définies sur la BDGSF pour estimer la sensibilité à la battance et l'érodibilité des sols. Ces deux règles ont été étendues à l'Europe par Le Bissonais *et al.* (2005). Elles ont également été utilisées par Kirkby *et al.* (2000) dont l'objectif était de proposer des indicateurs du risque d'érosion utilisables en aménagement du territoire.

A l'échelle nationale, un outil opérationnel utilisant le modèle Stics a été développé pour estimer la production des prairies et servir de système d'alerte en cas de sécheresse (Donet *et al.*, 2001) : c'est le projet ISOP (Inventaire et Suivi Objectif des Prairies). C'est le premier projet pour lequel j'ai créé un paramétrage national complet pour un modèle à partir de la BDGSF. Pour ce projet, de nouvelles règles de pédotransfert à dire d'expert ont été développées pour estimer l'albédo du sol sec, la teneur en CaCO₃ de l'horizon de surface et la teneur en argile de l'horizon de surface. La masse volumique apparente a été estimée à partir de la classe de packing density déjà disponible dans le calcul de la RU (Le Bas *et al.*, 1997). La teneur en eau au point de flétrissement a été estimée en utilisant les fonctions de pédotransfert de Thomasson et Carter (1989). La teneur en eau à la capacité au champ a été déduite de l'estimation de la RU et de la teneur en eau au point de flétrissement.

A l'échelle européenne, on pourra citer les travaux de Jones *et al.* (2004) pour l'estimation de la teneur en carbone organique de l'horizon de surface des sols d'Europe, ou de Hiederer et Jones (2009) qui ont développé une base de données de propriétés des sols sur la base d'une grille régulière de 1 km par 1 km (cf. § 4.4 pour le détail du passage à la grille). Jones *et al.* (2004) ont révisé la règle développée par King *et al.* (1994a) pour l'estimation de la teneur en carbone organique de l'horizon de surface et ont appliqué la règle révisée en utilisant les données de CORINE land cover pour l'occupation du sol. Hiederer et Jones (2009) ont utilisé les résultats des règles de pédotransfert développées par King *et al.* (1994b) et les ont désagrégés de l'UTS à une maille de 1 km par 1 km pour définir des couches d'information pour la texture, la présence de tourbes, le volume d'éléments grossiers, la profondeur à la roche, la structure, la capacité d'échange cationique, le taux de saturation en base, la « packing density », la masse volumique apparente, la teneur en carbone organique et la teneur en matières organiques.

D'autres applications ont utilisé des fonctions de pédotransfert déjà existantes, notamment celles de Wösten *et al.* (1999) permettant d'estimer les teneurs en eau à différents potentiels. On peut citer, par exemple, les travaux de De Roo *et al.* (2000) qui ont développé le modèle LISFLOOD pour l'estimation des flux d'eau à l'échelle de bassins versants entiers pour la prédiction des inondations. Ils ont d'abord testé la faisabilité du modèle sur le bassin versant de la Meuse et sur celui de l'Oder en utilisant la BDGSE. Ce modèle a ensuite été intégré au système européen de prévision des

inondations (De Roo *et al.*, 2003 ; Thielen *et al.*, 2009). La BDGSE a été utilisée pour fournir des cartes de profondeur et de texture du sol. A partir de la texture, les fonctions de pédotransfert de Wösten *et al.* (1999) ont permis de réaliser des cartes de conductivité hydraulique à saturation et de teneur en eau à saturation pour l'horizon de surface et l'horizon de profondeur.

c. Utilisation directe de données estimées

La moitié environ des publications reposent sur l'utilisation de données estimées antérieurement. Ainsi, le paramétrage réalisé dans le projet ISOP (Donet *et al.*, 2001) a ensuite été amélioré et réutilisé dans de nombreux travaux. On peut citer notamment le travail réalisé pour le ministère de l'Agriculture français visant à définir un indicateur d'aptitude des terres basé sur un indice de productivité des prairies. Ce travail a été réalisé dans le cadre de la révision des Zones Défavorisées Simples (Ruget *et al.*, 2006) et s'est appuyé sur la modélisation avec le modèle Stics-prairie appliqué sur la France entière. Le paramétrage issu d'ISOP a également été réutilisé pour les travaux de Vital *et al.* (2013) qui ont développé un système de modélisation à haute performance pour étudier l'impact du changement climatique sur la production des prairies en utilisant le modèle PaSim. Lefebvre (2010) a élaboré une méthodologie de spatialisation du risque de tassement à l'échelle de la France en utilisant la modélisation (modèle de culture Stics et modèle de tassement Compoil) (Roger-Estrade *et al.*, 2011). Le paramétrage classique dérivé des travaux d'ISOP y a été comparé avec un paramétrage obtenu par inversion de Stics. En Saône-et-Loire, les données d'ISOP ont été évaluées pour une utilisation départementale montrant qu'ISOP n'était pas adapté à l'échelle de l'exploitation agricole. Des simulations avec Stics-prairie ont donc été réalisées sur des exploitations types pour caractériser la variabilité interannuelle de la production des prairies en zone allaitante et fournir des références aux éleveurs (Gateau *et al.*, 2006).

D'autres travaux s'appuient sur les données de Jones *et al.* (2004) et de Hiederer et Jones (2009) directement disponibles sous la forme de propriétés des sols sur un maillage de 1 km par 1 km (cf. § 4.4). On peut citer, par exemple, Bouraoui et Grizzetti (2008) qui ont développé un système d'estimation du devenir de l'azote à différentes échelles, testé sur les bassins versants de la Loire et de la Vilaine : le modèle statistique SPARROW a été appliqué sur toute la zone d'étude, le modèle SWAT a été appliqué sur le bassin versant de la Vilaine et le modèle EPIC sur la culture et le sol dominant. La BDGSE rasterisée sur la grille 1 km par 1 km a été utilisée en données d'entrée de SWAT et d'EPIC (teneur en argile, limon et sable, profondeur à la roche, teneur en carbone organique, masse volumique apparente, pH).

4.3 Le mode de traitement des données

a. La cartographie thématique et l'analyse statistique des données sols

L'utilisation la plus simple de la BDGSE est de réaliser une cartographie thématique. Pour cela, les valeurs d'une ou plusieurs variables des UTS sont extraites pour l'attribuer à l'UCS. En général, l'extraction ne retient que la valeur dominante au sein de l'UCS.

Ces cartographies permettent de montrer visuellement la répartition spatiale de la variable concernée. La cartographie thématique peut également être utilisée pour cartographier les variables estimées comme, par exemple, la carte de réserve utile en eau estimée à partir des fonctions de pédotransfert de Wösten *et al.* (1999) (Figure 9) ou Al Majou *et al.* (2008) (Figure 10).

Elles sont donc largement utilisées pour des finalités d'enseignement, de communication ou d'illustration (Figure 13). C'est le cas, par exemple :

- de la carte des sols dominants (Jamagne *et al.*, 1995b ; Robert, 1996 ; GIS Sol, 2011 ; Jamagne, 2011),
- de la carte de la texture de surface (Arrouays *et al.*, 1997 ; GIS Sol, 2011 ; Jamagne, 2011),

- de la carte des matériaux parentaux (Jamagne, 2011) (Figure 13),
- de la carte de la réserve utile (Jamagne *et al.*, 1995b ; GIS Sol, 2011),
- de la carte de la profondeur des sols (GIS Sol, 2011),
- de la carte des types dominants de minéraux (GIS Sol, 2011).

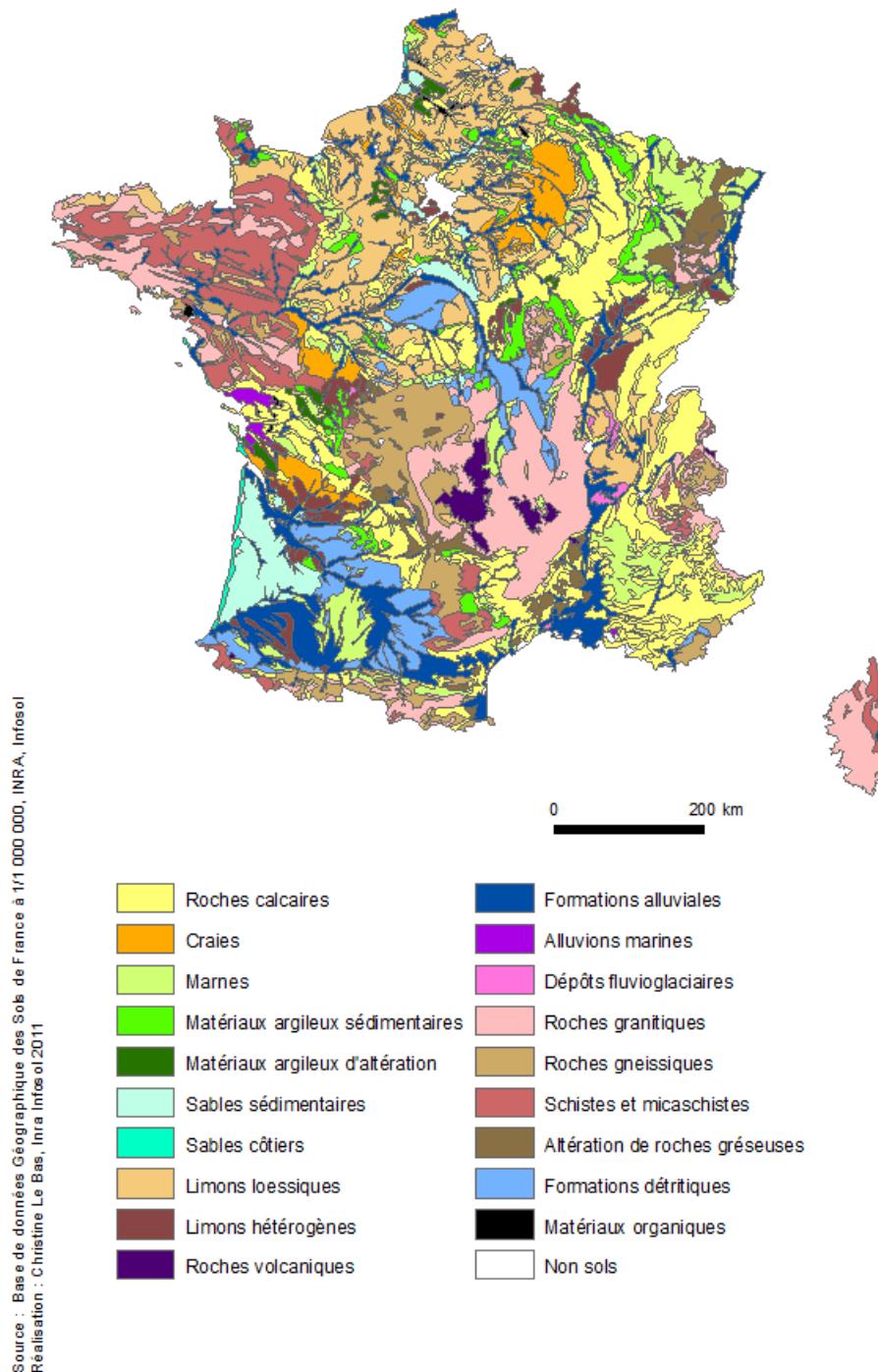


Figure 13 : carte des matériaux parentaux dominants

La carte thématique ainsi réalisée peut ensuite être utilisée pour la comparer avec d'autres cartes comme, par exemple, Walter *et al.* (1997) lors de la comparaison entre la BDAT et la BDGSF (cf. § 4.2.a.). Imrie *et al.* (2008) ont constitué une base de données cartographique avec des données

climatiques, géologiques, hydrologiques, etc. Ils y ont inclus des cartes thématiques sur le matériau parental, les sols ou la texture issues de la BDGSE. Ces cartes ont été utilisées pour interpréter les analyses cartographiques réalisées à partir d'une base de données d'analyses géochimiques de l'horizon de surface obtenues à partir des données de la base FOREGS¹⁶. Une analyse factorielle de krigeage a été réalisée sur les analyses géochimiques et les composants principaux de l'analyse ont été interprétés à l'aide des données cartographiques externes collectées. Certains composants principaux sont liés aux matériaux parentaux et à la nature de la pédogenèse.

La BDGSF peut aussi être utilisée pour calculer la proportion de surface du territoire occupée par certaines catégories. C'est ce qu'ont réalisé, par exemple, Huguet *et al.* (2004) en calculant le pourcentage de surface du territoire français de chaque classe de texture ou de chaque type de matériau parental afin de les comparer à celles de la base de données SOLHYDRO pour en analyser la représentativité.

King et Saby (2001) ont analysé, avec la BDGSF, la représentativité des 24 cartes au 1/100 000 publiées entre 1968 et 2000 dans le cadre du programme Carte Pédologique de la France (CPF). Pour cela, ils ont calculé des statistiques à partir de la BDGSF, soit sur l'ensemble du territoire, soit sur les zones couvertes par les cartes de sol à 1/100 000, montrant que ces cartes avaient une bonne représentativité des principaux types de sol, mais que 43 % des sols français étaient encore insuffisamment connus.

b. La réalisation de zonages par superposition avec d'autres couches de données

La BDGSF peut être utilisée pour définir des zonages. Le Villio *et al.* (2001), par exemple, utilisent la carte des sols dominants issue de la BDGSF, croisée avec CORINE land cover et l'aléa d'érosion, pour définir les zones de sols limoneux agricoles sensibles à l'érosion. Ces zones sont ensuite superposées à la base de données Carbone contenant plus de 17 000 profils de sol afin de calculer des statistiques par catégorie sol x terres arables x aléa d'érosion à partir des données de profils. Cela permet ensuite d'estimer les quantités de matière organique exogène pouvant faire augmenter la teneur en carbone organique des sols sensibles à l'érosion et au ruissellement en France.

Korkmaz *et al.* (2009) ont utilisé le modèle hydrologique MODCOU sur le bassin versant de la Somme dont l'aquifère se situe dans la craie et qui a généré une très importante inondation en 2001. La BDGSF a été croisée avec CORINE land cover pour définir les zones de production de MODCOU. Quatorze zones de production sont ainsi définies correspondant chacune à une fonction de production. Cependant, les données sols ne semblent pas être utilisées pour définir les paramètres des fonctions de production qui sont estimés par calibration sur les données de flux de la Somme à Abbeville. La BDGSF ne permet que de délimiter les zones correspondant à chaque fonction.

Party (1999) a développé un zonage des écosystèmes, pour l'estimation des charges critiques d'acidité des sols forestiers français, en combinant des données pédologiques, géologiques et de végétation. Ce zonage permet de classer et de localiser les écosystèmes en fonction de leur sensibilité à l'acidification. Pour cela, il a regroupé les sols en 21 types de sol et les matériaux parentaux en 31 types de matériaux. Ce zonage a été réutilisé par Moncoulon *et al.* (2004) pour sélectionner 5 sites représentatifs sur lesquels un calcul de charges critiques d'acidité a été effectué.

Justes *et al.* (2012) ont utilisé la BDGSF croisée avec des données climatiques et une classification des Petites Régions Agricoles vis-à-vis des grands systèmes de culture, pour déterminer les zones et les sites à utiliser pour étudier l'impact des cultures intermédiaires sur la lixiviation des nitrates par simulation. Pour chaque site, différents scénarios d'interculture ont été simulés avec le modèle de culture Stics pour étudier l'effet des cultures intermédiaires sur la lixiviation des nitrates en France.

¹⁶ La base de données FOREGS contient des mesures réalisées sur des échantillons d'eau de rivière, de sédiments de rivière, de sols et d'humus collectés en Europe sur la base d'un maillage de 160 km par 160 km.

Ce travail a permis d'établir des références en matière de dates de semis et de destruction des cultures intermédiaires (Constantin *et al.*, 2015).

c. Les arbres de décision

Certaines utilisations de la BDGSF reposent sur l'application d'arbres de décision permettant de regrouper les UTS selon certains comportements. Par exemple, Schneider *et al.* (2007) regroupent les UTS selon leur comportement hydrologique via un arbre de décision basé sur le nom du sol, le matériau parental, la profondeur d'un obstacle aux racines, la profondeur d'une couche imperméable, le régime hydrique et le système de gestion de l'eau des UTS. Ce classement a été repris par Centofanti *et al.* (2008) qui ont développé des scénarios agro-environnementaux pour l'estimation du risque de contamination par les pesticides. Ces scénarios ont été développés pour une utilisation avec les modèles MACRO et PRZM, dans un objectif de régionaliser les scénarios utilisés actuellement au plan européen pour l'évaluation environnementale des pesticides. Ces scénarios ont été utilisés au niveau français pour développer un modèle national pour l'évaluation des risques de contaminations diffuses des milieux aquatiques par les produits phytosanitaires (Footways, 2012).

Pour un projet d'évaluation de la politique agricole commune, Le Bas et King (1997) ont développé des arbres de décision pour estimer les aptitudes des sols à l'agriculture à l'échelle européenne. Ce travail a été ensuite complété en intégrant les données climatiques par Le Bas *et al.* (2002). Dans les deux cas, il s'agit d'une estimation qualitative basée sur le système d'évaluation des terres de la FAO.

Enfin, Le Bas (2010) a utilisé la BDGSF dans une première approche de test et d'évaluation des critères biophysiques de délimitation des zones agricoles défavorisées (Eliasson *et al.*, 2010) pour le ministère de l'Agriculture.

4.4 Le changement de support

La première difficulté rencontrée par les utilisateurs avec la BDGSF est liée à la complexité des UCS et au fait que les UTS ne sont pas localisables au sein des polygones. Cette difficulté apparaît notamment lors du croisement avec d'autres données comme l'occupation du sol, le MNT ou le climat. Dans la grande majorité des cas, un changement de support est réalisé correspondant à des méthodes d'agrégation ou de désagrégation selon la taille du support retenu. Les supports les plus souvent utilisés sont soit une grille à maillage régulier, soit une entité administrative.

En termes de maillage régulier, il s'agit souvent de la grille d'une des données externes utilisées avec la BDGSF. Dans les applications analysées, les maillages réguliers ont des pas allant de 100 m à 50 km (Kesik *et al.*, 2005 ; Loustau *et al.*, 2005 ; Kesik *et al.*, 2006 ; Butterbach-Bahl *et al.*, 2009) mais les maillages les plus fréquents sont entre 1 km (Leip *et al.*, 2008) et 8 km (Cheaib *et al.*, 2012 ; Vital *et al.*, 2013). Certaines applications utilisent le maillage disponible le plus fin. Par exemple, Le Bissonnais *et al.* (2002) ont rapporté toutes les données d'entrée utilisées à la maille du modèle numérique de terrain soit 250 m pour l'estimation de l'aléa érosion sur la France. D'autres ont choisi le maillage disponible le plus grand. Par exemple, Loustau *et al.* (2005) utilisent des modèles de croissance forestière (GRAECO, CASTANEA) ou de végétation (ORCHIDEE) pour modéliser les effets du changement climatique sur la production potentielle des forêts de plaine. Ils ont agrégé les données sols sur le maillage des données climatiques (soit 50 km). Kesik *et al.* (2005) ont estimé les émissions de N₂O et de NO pour les sols forestiers européens en utilisant le modèle PnET-N-DNDC sur la BDGSE. Ce travail a ensuite été utilisé pour estimer l'impact du changement climatique sur ces émissions (Kesik *et al.*, 2006). Butterbach-Bahl *et al.* (2009) ont étendu ce travail aux sols agricoles en utilisant le modèle DNDC. Ils ont choisi de rapporter toutes leurs données d'entrée à la maille de la grille EMEP de 50 km de résolution.

Le choix d'utiliser une entité administrative est, en général, lié à l'utilisation de statistiques disponibles au niveau de ces entités. On trouve le canton (Slak *et al.*, 1999 ; Chakir et Parent, 2009), les régions fourragères correspondant à des groupes de Petites Régions Agricoles (PRA) (Donet *et al.*, 2001), les régions NUTS (Le Bas et King, 1997 ; Freibauer, 2003), les régions du RICA (Godard *et al.*, 2008 ; Durandeu *et al.*, 2010), les PRA (Le Bas *et al.*, 2006 ; Princé *et al.*, 2012). Par exemple, Slak *et al.* (1999) ont étudié les liens entre artificialisation et sol. Pour cela, ils ont réalisé un regroupement des UTS de la BDGSF à dire d'expert en 3 groupes de potentialité agronomique des sols (regroupement basé sur le nom du sol uniquement) et ont agrégé ensuite ces données au niveau cantonal pour pouvoir relier ces données à celles de CORINE land cover. Ils ont utilisé les données de CORINE land cover agrégées au niveau cantonal pour définir les cantons urbanisés (ayant plus de 50 % de leur surface en zones urbaines). Ils ont ensuite classé les cantons urbanisés en fonction des parts que représente chaque groupe de potentialité des sols, montrant que les sols à plus fort potentiel agronomique sont plus représentés dans les zones urbanisées que dans l'ensemble du territoire national. Princé *et al.* (2012) ont évalué l'impact des Mesures Agri-Environnementales (MAE) sur le déclin de la population des oiseaux en milieu agricole. Ils ont cherché à relier les estimations d'abondance des populations d'oiseaux aux caractéristiques des systèmes de production (intensité de production, types d'agriculture et sol). La proportion dans la PRA de chaque MAE étudiée a été calculée de manière standardisée, pour tenir compte des différences d'unité de mesure entre MAE, et rapportée à la proportion des terres agricoles dans la PRA. Les MAE ont été classées en 2 catégories selon qu'une action sur la biodiversité était attendue ou pas. Un indice d'intensité de production a été calculé par commune à partir des types de produits agricoles et de l'intensité de pâturage, puis moyenné sur l'étendue de chaque PRA. Pour caractériser les sols de la PRA, le type de sol dominant a été choisi. Une analyse de variance a été réalisée entre les indices d'intensité de production et les sols. Les résidus de cette analyse ont été utilisés comme indices d'intensité de production corrigés. L'évolution de l'abondance de 19 espèces d'oiseaux par PRA a été déterminée par des données d'enquête sur l'abondance des oiseaux réalisées entre 1989 et 2001. L'analyse des données par une approche bayésienne a montré des réponses variables des populations d'oiseaux aux MAE selon les espèces. Néanmoins, les espèces d'oiseaux ayant les plus importants taux de décroissance présentent une augmentation d'abondance lorsque des MAE avec action sur la biodiversité sont mises en place.

D'autres auteurs réalisent des croisements SIG entre les différentes couches de données et utilisent l'entité issue de l'intersection (Grizzetti *et al.*, 2015). C'est le cas, par exemple, des travaux réalisés sur le bassin versant de la Seine (Ledoux *et al.*, 2007) qui utilisent le couplage du modèle de culture Stics, avec le modèle hydrologique MODCOU. Différentes couches de données sont mobilisées : les PRA dans lesquelles les assolements, les rotations culturales et les pratiques culturales sont modélisés par périodes de temps homogènes, les UCS de la BDGSF et leurs UTS associées, les mailles Safran contenant les données météorologiques journalières. Le croisement de ces 3 couches a permis de définir 7903 Unités Générales de Simulation sur lesquelles le modèle Stics a été appliqué. Une moyenne pondérée des sorties du modèle Stics (quantité d'eau drainée et flux de nitrate) est ensuite calculée sur la base de la grille de la couche superficielle du modèle MODCOU.

Lors du changement de support, deux problèmes se posent : le nouveau support peut recouvrir plusieurs UCS, et même s'il recouvre une seule UCS, celle-ci est composée en grande majorité de plusieurs UTS. Même en conservant le support de l'UCS, certains cherchent à ne retenir qu'une seule valeur par UCS pour simplifier le croisement avec les autres données externes. En effet, s'il y a plusieurs UTS dans une même entité spatiale, il peut y avoir également, dans cette même entité, plusieurs éléments d'une autre couche d'information (par exemple, on peut avoir plusieurs occupations du sol). Se pose alors la question du lien entre les UTS et les autres éléments présents. Dans beaucoup d'applications, pour simplifier, on cherche à n'attribuer qu'une seule valeur pour le sol dans l'entité spatiale retenue. Plusieurs méthodes sont alors possibles. Certains choisissent de ne retenir que l'UTS dominante. Par exemple, Koller *et al.* (2004) ont réalisé une cartographie de la sensibilité des sols aux produits phytosanitaires sur l'Alsace basée sur la méthodologie du diagnostic

régional et du suivi de la contamination des eaux liée à l'utilisation des produits phytosanitaires (CORPEN, 2003). Ce travail a utilisé principalement les données à 1/100 000 de la base de données des sols d'Alsace mais la BDGSF a également été utilisée sur les zones non couvertes au 1/100 000. Ils ont choisi de ne conserver que l'UTS dominante au niveau de chaque UCS. De même, Tiktak *et al.* (2004), dans leur système spatialisé d'estimation du risque de lixiviation des pesticides avec le modèle PEARL, n'ont travaillé qu'avec l'UTS dominante. D'autres choisissent de ne retenir que la valeur dominante de la ou des variables d'intérêt comme Le Bissonais *et al.* (2002) qui attribuent à la maille du MNT la valeur dominante pour chaque paramètre considéré dans leur modèle d'estimation de l'aléa érosion. Princé *et al.* (2012) ne retiennent que le sol dominant par PRA dans leur analyse de l'impact des Mesures Agri-Environnementales sur le déclin de la population des oiseaux en milieu agricole. De même que Vital *et al.* (2013) qui analysent l'impact du changement climatique sur les écosystèmes prairiaux. Ils ont choisi de ramener l'ensemble des données à la maille de 8 km par 8 km (maille Safran) et, pour le sol, de ne retenir que le sol dominant défini en termes de profondeur, propriétés hydriques, pH et texture. D'autres applications nécessitent le calcul d'une moyenne pondérée. C'est dans cette catégorie que se place l'ensemble des travaux de couplage du modèle ISBA avec le modèle hydrologique MODCOU et le modèle atmosphérique SAFRAN. Pour définir les données d'entrée du modèle ISBA à la maille SAFRAN, la moyenne pondérée par les surfaces des UTS de la teneur en argile ou en sable estimée par classe de texture a été calculée.

Cependant, certaines utilisations ont cherché à utiliser toutes les UTS. Hiederer et Jones (2009) ont choisi différentes méthodes selon le type de variables à cartographier : désagrégation des UCS en utilisant un MNT pour spatialiser directement les UTS sur un maillage de 1 km par 1 km, calcul des moyennes pondérées pour les variables continues ou création d'autant de couches que de valeurs pour les variables discrètes et application des règles de pédotransfert sur ces couches plutôt qu'au niveau des UTS. Pour les règles utilisant des données sur l'occupation du sol ou la température, les règles ont été appliquées sur les données de CORINE land cover et des données climatiques spatialisées sur la maille de 1 km.

D'autres ont choisi de travailler à l'échelle des UTS et de réaliser l'agrégation sur les sorties du modèle. C'est le cas, par exemple, de Ledoux *et al.* (2007) qui croisent les données de la BDGSF avec les PRA et les mailles SAFRAN. En l'absence d'information sur le lien entre occupation du sol et sol, toutes les occupations du sol sont appliquées sur tous les sols au sein de chaque entité résultant du croisement SIG. Ainsi, si dans l'entité spatiale, il y a 2 types de sol et 3 occupations du sol, le modèle sera appliqué sur 2 x 3 unités de simulation. Les sorties sont ensuite agrégées par moyenne pondérée au prorata des surfaces occupées par les types de sol et les occupations du sol.

Enfin, certaines applications ont choisi la même méthode que Ledoux *et al.* (2007) mais en restreignant à un petit nombre d'unités de simulation. C'est le cas de Donet *et al.* (2001) qui ne retiennent que les 5 types de sols dominants par région fourragère afin de limiter le nombre total de simulations à effectuer, ceci pour permettre une utilisation opérationnelle de l'outil (le temps de simulation devenant limitant). Godard *et al.* (2008) ne considèrent que les 3 sols dominants par région RICA dans un souci également de limiter le nombre total de simulations.

5. Utilisation de la BDGSF pour fournir des données d'entrée à des modèles

5.1 Définir et utiliser un modèle statistique

Plusieurs utilisations de la BDGSF visent à établir des modèles statistiques. Plusieurs exemples concernent la cartographie de propriétés des sols et l'utilisation de la BDGSF comme covariable lors de travaux de cartographie numérique. Il s'agit, dans un premier temps, de caractériser des sites ponctuels avec des informations issues de bases de données exhaustives sur le territoire. La BDGSF peut ainsi être utilisée pour caractériser les matériaux parentaux ou la profondeur du sol sur ces sites. Dans un deuxième temps, un modèle statistique est établi entre les variables mesurées

d'intérêt (par exemple le carbone organique) et les variables issues des bases de données exhaustives. Dans un troisième temps, on applique le modèle statistique ainsi défini sur les bases de données exhaustives pour prédire la variable d'intérêt en tout point de l'espace. Ces méthodes permettent d'établir un modèle prédictif assorti de son calcul d'incertitude. Ce type de méthodes a été appliqué pour cartographier le carbone organique du sol (Martin *et al.*, 2014 ; Mulder *et al.*, 2016), la profondeur du sol (Lacoste *et al.*, 2016) ou les teneurs en Eléments Traces Métalliques (Marchant *et al.*, 2010 ; Marchant *et al.*, 2011).

Chakir *et al.* (2015) ont cherché à établir un modèle prédictif de l'utilisation des terres à partir de TERUTI-LUCAS sur la région Midi-Pyrénées. Les facteurs explicatifs sont des données météorologiques, pédologiques, d'occupation du sol, d'altitude, mais aussi socio-économiques (prix des terres, densité de population, etc.).

Certaines applications utilisent la BDGSF pour extrapoler le modèle sans que celui-ci ait été constitué avec la BDGSF. Pour le carbone organique, Arrouays *et al.* (2001a) ont utilisé une base de données d'analyses du carbone organique des sols à l'échelle de la France pour définir une fonction de pédotransfert d'estimation de la teneur en carbone organique de l'horizon 0-30 cm. La BDGSF croisée avec CORINE land cover a ensuite été utilisée pour spatialiser cette fonction et obtenir une première cartographie de la teneur en carbone organique de l'horizon 0-30 cm sur la France. Meersmans *et al.* (2012) ont défini une fonction de pédotransfert à partir des données du RMQS et l'ont ensuite appliqué sur des données exhaustives spatialement (données climatiques, données sur les apports de fumure, CORINE land cover), dont la BDGSF.

5.2 Fournir des données d'entrée sols à des modèles déterministes

La BDGSF est largement utilisée pour fournir des données d'entrée à des modèles déterministes. Plusieurs types de méthodes ont été utilisés pour déterminer les données d'entrée sols de modèles à partir de la BDGSF :

- utilisation de règles et de fonctions de pédotransfert,
- utilisation des données issues de la base de données SPADE,
- utilisation de méthodes d'inversion de modèles,
- utilisation de plusieurs sources de données sols spatialisées.

La première méthode est la plus couramment utilisée. Elle consiste à estimer les données d'entrée du modèle par règles ou par fonctions de pédotransfert au niveau des UTS. Par exemple, un certain nombre de travaux ont été réalisés pour estimer les données d'entrée du modèle Stics pour différentes applications nationales ou régionales (Donet *et al.*, 2001 ; Ledoux *et al.*, 2007). L'intérêt de ces méthodes est de pouvoir transformer les données qualitatives en données quantitatives, de gérer les incohérences et les données manquantes et d'ainsi renseigner toutes les UTS de la base de données. Cependant, elles présentent des difficultés soulignées par Le Bas (2007). En effet, pour établir des fonctions de pédotransfert, il faut établir une relation entre la propriété à estimer et d'autres caractéristiques du sol disponibles soit directement dans la base de données, soit au travers d'autres fonctions ou règles de pédotransfert. Cela suppose de disposer de données de référence combinant des données mesurées de la variable d'intérêt et des données pouvant relier cette variable d'intérêt à des informations disponibles dans la BDGSF (par exemple des données de granulométrie permettant de relier à la texture de la BDGSF). Les règles de pédotransfert sont un moyen de pallier à ce manque de données de référence en utilisant l'expertise pour établir ces relations. Encore faut-il disposer d'une telle expertise (bonne connaissance des sols français et de leurs propriétés, mais aussi bonne connaissance du modèle). De plus, certaines données d'entrée de modèles ne sont pas des données mesurables, mais correspondent à des paramètres empiriques du modèle qui sont calibrés lors des utilisations locales du modèle. Cela suppose donc de disposer de données mesurées des variables de sortie du modèle. Si ces données sont disponibles pour des applications locales, elles ne le sont pas dès que l'on souhaite travailler sur de vastes territoires.

Enfin, l'autre difficulté provient de la faible précision des données descriptives des UTS qui peuvent ne pas être suffisamment précises pour rendre compte de certains comportements des sols. Ainsi, dans le cadre de la détermination d'une nouvelle fonction de pédotransfert d'estimation du stock d'azote organique pour le modèle Stics, des données mesurées sur le RMQS ont été utilisées sur le bassin versant de la Seine (Gallois *et al.*, 2015). Elles montrent que les sols calcaires ont un comportement différent des autres sols, mais l'absence de données sur le taux de CaCO_3 rend difficile de rendre compte avec précision de ce comportement, puisque les sols calcaires ont été différenciés des autres par le nom du sol et pas par une information sur le taux réel de CaCO_3 .

Afin de pallier certaines de ces difficultés, certains auteurs ont préféré l'utilisation de données analytiques issues de la base de données analytiques des sols d'Europe comme Tiktak *et al.* (2004) et Centofanti *et al.* (2008). Le problème majeur qui se pose alors est que la base de données SPADE ne contient pas de profils représentatifs pour toutes les UTS. Tiktak *et al.* (2004) ont développé un système spatialisé d'estimation du risque de lixiviation des pesticides avec le modèle PEARL. Pour les UTS auxquelles aucun profil n'est directement attaché, ils ont affecté des profils représentatifs d'autres UTS, par pays, en prenant en compte le nom du sol et la texture de l'horizon de surface, puis le nom du sol, puis le « grand groupe » de sol (par exemple Cambisol au lieu de Eutric Cambisol). Cette méthode leur a permis de renseigner environ 75 % de la surface agricole européenne. L'utilisation de profils représentatifs permet d'avoir des données plus précises et régionalisées, mais seulement pour les UTS directement liées à un profil. Pour les UTS sans profils, cela devient plus problématique et il faut alors faire des choix pour attribuer des profils aux UTS. La méthode utilisée par Tiktak *et al.* (2004) n'a pas permis de relier toutes les UTS et laissent donc des UTS non renseignées. De plus, l'affectation de profils sur le seul nom de sol sans tenir compte de la texture n'introduit-elle pas plus d'incertitude que l'utilisation de règles ou de fonctions de pédotransfert ? En effet, beaucoup de propriétés des sols nécessaires pour les modèles sont corrélées à la texture. D'ailleurs, Tiktak *et al.* (2004) ont ensuite utilisé les fonctions de pédotransfert de Wösten *et al.* (1999) pour déterminer les propriétés hydriques des sols.

Pour contourner certains écueils de la méthode de Tiktak *et al.* (2004), Centofanti *et al.* (2008) ont regroupé les UTS à dire d'expert en trois ensembles de groupes homogènes du point de vue de leur comportement hydrologique, hydrique et de sorption. La combinaison de ces trois ensembles forme les « FOOTPRINT soil types » (FST). Ils ont ensuite utilisé les profils des bases de données SPADE-1 et SPADE-2 directement liées aux UTS pour caractériser celles-ci en termes de succession d'horizons, profondeurs, granulométries, teneur en carbone organique, pH et masses volumiques apparentes. Pour les UTS sans profils, la valeur moyenne des caractéristiques obtenues sur les profils appartenant au même FST a été utilisée pour les caractériser. Cependant, il restait des FST sans profils. Les valeurs moyennes obtenues sur les profils de même comportement hydrologique ont été utilisées pour caractériser la succession des horizons. Les valeurs moyennes obtenues sur les profils de même texture ont été utilisées pour caractériser la granulométrie. Les teneurs en éléments grossiers, le pH et la teneur en carbone organique ont été renseignés par la valeur moyenne obtenue sur les profils de même nom de sol et de même comportement de sorption. La masse volumique apparente a été renseignée par une fonction de pédotransfert. Ce sont ces FST qui ont été réutilisés par Footways (2012) pour le développement d'un modèle national d'évaluation des risques de contaminations diffuses des milieux aquatiques par les produits phytopharmaceutiques. La méthode développée par Centofanti *et al.* (2008) a permis de caractériser toutes les UTS agricoles en distinguant les différentes utilisations agricoles (prairies, terres arables, cultures permanentes). Cependant, les propriétés hydriques du sol sont ensuite dérivées par fonctions de pédotransfert. Sont-elles estimées de manière plus précise par cette méthode que par l'utilisation de classes de pédotransfert directement à partir des textures ? De plus, quelle est la représentativité réelle des profils de sol des bases de données SPADE ? Centofanti *et al.* (2008) ont contrôlé et ajusté les textures de certaines UTS à partir des granulométries des profils de SPADE, ce qui laisse à penser que les profils n'avaient pas la même texture que celle de l'UTS.

Une troisième voie a été explorée par Lefebvre (2010) : des données de teneurs en eau du sol ont été estimées par le modèle Hydrus, paramétré par des fonctions de pédotransfert sur la BDGSF (Wösten *et al.*, 1999). Ces données de teneurs en eau du sol ont ensuite été utilisées en inversion du modèle Stics pour estimer les paramètres de teneurs en eau à la capacité au champ, *CFES*, *ZESX* et *INFIL* (cf. chapitre 3). Cela a permis de créer un paramétrage cohérent entre les différents paramètres (le désavantage des fonctions de pédotransfert étant qu'elles peuvent avoir été développées à partir de données différentes et donc ne pas avoir le même domaine de validité). Cependant, ce paramétrage est à réutiliser avec précaution, car il est dépendant des choix réalisés en amont du travail. Par exemple, les cailloux n'ont pas été pris en compte et certains paramètres ont été fixés à une valeur unique (albédo du sol sec, teneur en azote organique, etc.).

La dernière voie consiste à superposer différentes couches de données qui peuvent avoir des origines différentes. C'est le cas, par exemple, de Leip *et al.* (2008) qui utilisent différentes couches d'information correspondant chacune à l'estimation d'une propriété du sol (carbone organique, pH, masse volumique apparente, teneur en argile) sur une grille de 1 km par 1 km pour obtenir les données d'entrée du modèle DNDC à l'échelle européenne. La difficulté de cette méthode est d'obtenir un paramétrage cohérent : en effet, en utilisant des couches indépendantes, on n'a pas l'assurance que les données combinées soient réalistes.

6. Conclusion et utilisation de la BDGSF dans le cadre de la thèse

De nombreuses applications de la BDGSF ont été recensées et montrent une grande variété d'utilisations tant en termes de thématiques que de méthodes de traitement. Parmi ses applications, un nombre important concerne l'utilisation de la BDGSF comme source de données d'entrée de modèles (e.g. De Roo *et al.*, 2000 ; Rojas-Serna *et al.*, 2006 ; Bouraoui et Grizzetti, 2008 ; Habets *et al.*, 2008 ; Cheaib *et al.*, 2012 ; Dupas *et al.*, 2013 ; Dupas *et al.*, 2015). La BDGSE a d'ailleurs été conçue au départ pour fournir des données d'entrée sol à un modèle de culture à l'échelle européenne (Van Diepen, 1992) et est utilisée largement au plan européen pour fournir des données d'entrée de modèles (e.g. Freibauer, 2003 ; Tiktak *et al.*, 2004 ; Kesik *et al.*, 2005 ; Kesik *et al.*, 2006 ; Centofanti *et al.*, 2008 ; Butterbach-Bahl *et al.*, 2009). Dans ce cadre, j'ai réalisé le premier paramétrage du modèle Stics à partir de la BDGSF (Donet *et al.*, 2001) que j'ai ensuite amélioré (notamment pour tenir compte des évolutions du modèle) et fourni pour d'autres applications utilisant le modèle Stics (Gateau *et al.*, 2006 ; Ruget *et al.*, 2006 ; Ledoux *et al.*, 2007 ; Lefebvre, 2010 ; Constantin *et al.*, 2015). Mais j'ai également fourni des estimations de paramètres comme la profondeur du sol, les teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement, la réserve utile, etc. pour des applications utilisant d'autres modèles comme PaSim (Vital *et al.*, 2013), CERES-EGC (Durandeu *et al.*, 2010 ; Gabrielle *et al.*, 2011), GRAECO, CASTANEA et Orchidee (Loustau *et al.*, 2005), ou Ecomag (Engeland *et al.*, 2006). J'ai également étendu ce travail à la BDGSE pour le modèle Stics (Godard *et al.*, 2008).

Malgré les nombreuses utilisations de la base de données comme source de données sols pour des modèles et des difficultés rencontrées par les utilisateurs pour estimer ces données d'entrée, je n'ai pas trouvé de publication ayant étudié l'impact de l'incertitude d'estimation de ces paramètres à partir de la BDGSF ou de la BDGSE sur les sorties des modèles. C'est pourquoi, l'objectif de cette thèse est de mettre au point une méthodologie permettant de faire ce type d'étude. Etant donnée mon expérience avec le modèle de culture Stics, c'est avec ce modèle que j'ai choisi de mettre au point cette méthode.

Chapitre 3 : Le modèle de culture Stics

Stics (Simulateur multi-disciplinaire pour les Cultures Standard) est un modèle de culture développé à l'Inra depuis 1996 en collaboration avec d'autres organismes de recherche, des organismes professionnels agricoles et des établissements d'enseignement agronomique (Brisson *et al.*, 2008). Il a été conçu avec comme objectifs :

- d'être générique en termes de cultures modélisées : Stics peut simuler des cultures annuelles (blé, maïs, orge, tournesol, betterave sucrière, soja, sorgho, colza), des cultures pérennes (prairie, vigne), des cultures maraîchères (tomate, laitue), des cultures tropicales (bananier, canne à sucre), des cultures intermédiaires (moutarde, ray-grass), etc. ;
- d'être robuste : Stics peut simuler un grand nombre de conditions pédoclimatiques avec une bonne précision sur les sorties (Coucheney *et al.*, 2015). Il a été conçu également pour que les données d'entrée « sol » et « techniques culturales » ne soient pas trop complexes ;
- d'être conceptuellement modulaire : pour faire évoluer le modèle, il suffit d'ajouter de nouveaux modules.

L'unité de simulation de base (USM) correspond à une parcelle homogène en termes de sol, de climat et de pratiques culturales pour une culture (avec éventuellement une culture associée) et une année culturale. Plusieurs unités de simulation peuvent être enchaînées pour simuler une rotation culturale. Stics simule le fonctionnement du système sol-culture en une dimension et au pas de temps journalier. La limite supérieure du système est l'atmosphère caractérisée par les variables climatiques standards. La limite inférieure correspond à l'interface sol/sous-sol.

Stics est organisé en modules et en sous-modules correspondant à des processus spécifiques (Figure 14) :

- 3 modules d'écophysiole des parties aériennes : le développement phénologique, la croissance aérienne et l'élaboration du rendement,
- 4 modules sur le fonctionnement du système sol-racines (croissance racinaire, bilan hydrique, bilan azoté, transferts de chaleur, d'eau et de nitrates dans le sol),
- un module d'interaction entre le système sol-plante et les techniques culturales,
- un module de microclimat qui simule les effets du climat et du bilan hydrique sur la température et l'humidité de l'air au sein du feuillage.

Au sein de chaque module, des options permettent à l'utilisateur de sélectionner des processus spécifiques en termes d'écophysiole, de gestion de la culture ou de fonctionnement du sol. Ces options dépendent de la culture à simuler, de la disponibilité des données ou des caractéristiques des sols.

Je ne présenterai pas dans ce chapitre l'ensemble du modèle Stics mais centrerai la description sur les processus effectivement impliqués dans l'analyse d'incertitude réalisée (processus hydriques).

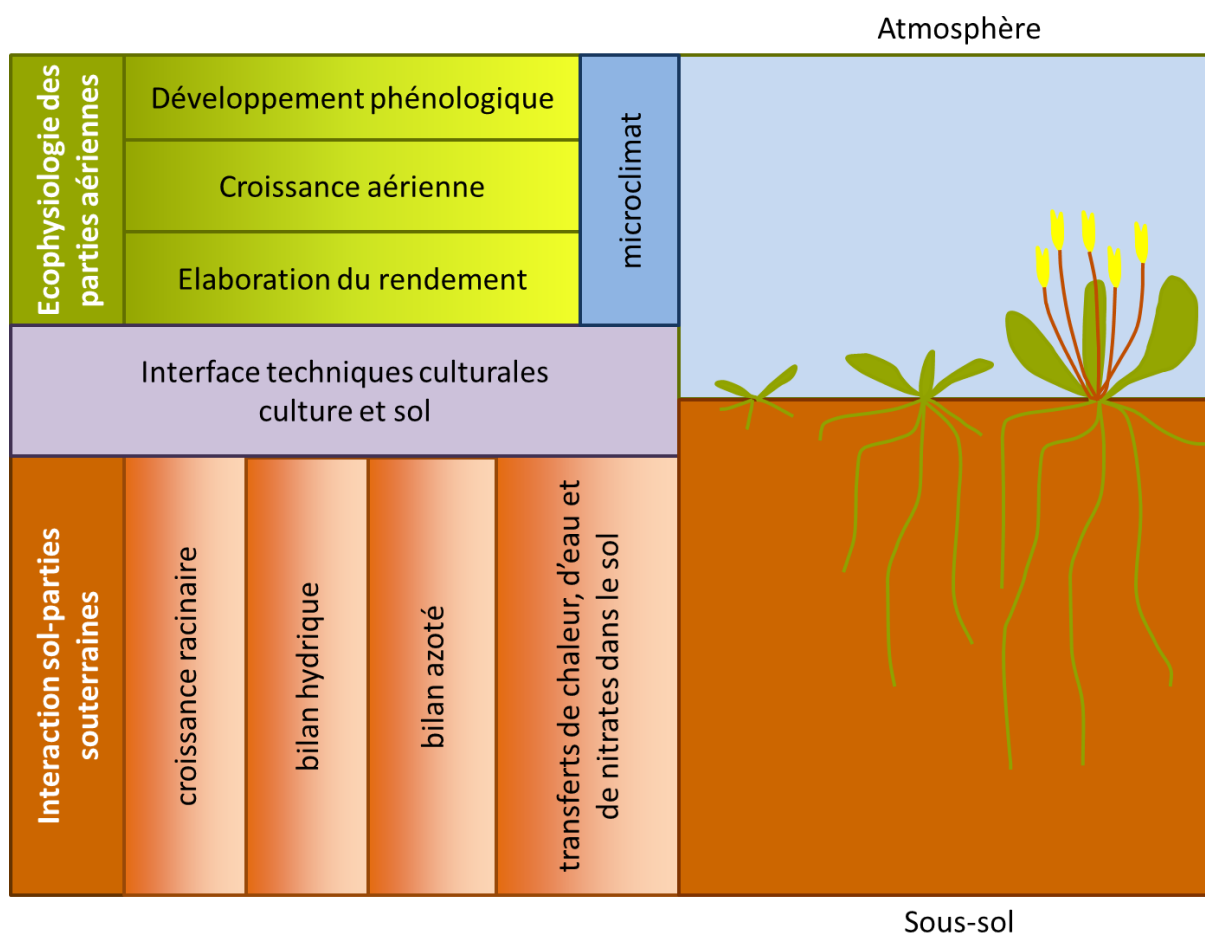


Figure 14 : les principaux modules et sous-modules de Stics

1. Les paramètres sols de Stics considérés dans cette thèse

Le tableau 3 donne la liste des paramètres sols de Stics qui sont à fournir en entrée de chaque simulation pour la version 8.3 utilisée dans ce travail, et qui sont utilisés par la suite dans mon travail pour l'analyse d'incertitude. Le tableau complet de tous les paramètres sols est donné en annexe 3. Je n'ai pas retenu les paramètres sols qui ne sont liés qu'au bilan azoté ou qu'au transfert de nitrate, ni ceux qui correspondent à des processus particuliers non considérés dans la thèse (battance, remontées capillaires, sols caillouteux, sols drainés, etc.).

Certains paramètres de sol sont présents depuis la première version de Stics (Tableau 4) comme la teneur en eau à la capacité au champ, la teneur en eau au point de flétrissement, la teneur en argile, l'albédo du sol sec. La masse volumique apparente est devenue celle de la terre fine lorsque l'introduction des cailloux a été possible (à partir de la version 4). Le paramètre $Q0$ était présent dès la première version mais sous la forme d'un calcul à partir de la teneur en argile. C'est à partir de la version 2 qu'il apparaît comme paramètre sol à fournir en entrée. Enfin, d'autres paramètres sont apparus plus tardivement, d'abord dans les paramètres généraux, avant de passer dans le paramétrage sol : il s'agit des paramètres $CFES$ et $ZESX$ introduits dès la version 4, et de $ZOSOLNU$ à partir de la version 5. Lorsqu'ils étaient décrits dans les paramètres généraux, la plupart du temps, ils étaient fixés par l'utilisateur aux valeurs par défaut. Leur introduction dans le paramétrage sol permet à l'utilisateur de faire varier ces paramètres selon le type de sol.

Tableau 3 : liste des paramètres sols de Stics utilisés dans le cadre de l'analyse d'incertitude et modules dans lesquels ils agissent (action directe).

La couleur indique les paramètres qui sont liés ensemble. BA : bilan azoté ; BH : bilan hydrique ; TE : Transferts d'eau et de nitrates ; MI : microclimat ; CR : croissance racinaire ; D : développement

Paramètres	Signification (unité)	Modules					
		BA	BH	TE	MI	CR	D
ARGI	Taux d'argile minéralogique sur <i>PROFHUM</i> (%)	■	■				
Q0	Cumul d'évaporation au-dessus duquel l'évaporation du sol décroît (mm)	■	■				
ZESX	Profondeur maximale du sol affectée par l'évaporation (cm)	■	■				
CFES	Coefficient de la courbe de répartition de l'évaporation du sol en fonction de la profondeur (-)	■	■				
ALBEDO	Albédo du sol nu à l'état sec (-)				■		
ZOSOLNU	Rugosité du sol nu (m)		■		■		
OBSTARAC	Profondeur d'un obstacle à l'enracinement (cm)					■	
Par horizon H (maximum 5)							
EPC(H)	Epaisseur de l'horizon H (cm)			■		■	
HCCF(H)	Teneur en eau à la capacité au champ de la terre fine de l'horizon H (% pondéral)	■	■	■		■	■
HMINF(H)	Teneur en eau au point de flétrissement de la terre fine de l'horizon H (% pondéral)		■			■	■
DAF(H)	Masse volumique apparente de la terre fine de l'horizon H (g cm ⁻³)		■			■	■

Tableau 4 : évolution historique des paramètres sols de Stics utilisés dans le cadre de l'analyse d'incertitude.

En bleu, présence dans les paramètres sols. En rouge, calculé par le modèle. En vert, présent dans les paramètres généraux.

Version de Stics	1.0	3.0	4.0	5.0	moduloSTICS v1.2	
Année	1996	1997	1999	2002	2013	
IHM ¹⁷	winSTICS	winSTICS	winSTICS	winSTICS	javaSTICS	
Liste des paramètres sol	ARGI	■	■	■	■	■
	Q0	■	■	■	■	■
	ZESX	■	■	■	■	■
	CFES	■	■	■	■	■
	ALBEDO	■	■	■	■	■
	ZOSOLNU	■	■	■	■	■
	OBSTARAC	■	■	■	■	■
	EPC(H)	■	■	■	■	■
	HCCF(H)	■	■	■	■	■
	HMINF(H)	■	■	■	■	■
DAF(H)	■	■	■	■	■	

¹⁷ Interface Homme Machine

2. Le développement phénologique

Ce module calcule la progression des stades phénologiques considérant deux ensembles de stades phénologiques qui sont simulés de manière indépendante : un ensemble pour les stades végétatifs et un autre pour les stades reproductifs, qui ont lieu simultanément ou non selon les espèces. Le passage d'un stade au suivant s'effectue selon des durées spécifiques de l'espèce et de la variété. Leur calcul est basé sur la température de la culture (*TCULT*). Le développement peut être ralenti si certaines conditions ne sont pas remplies (photopériode, vernalisation, dormance, stress hydrique ou azoté).

Pour les cultures annuelles semées, le modèle détermine la date de germination *IGER* selon les conditions hydriques et thermiques dans le lit de semences et les caractéristiques de l'espèce.

3. La croissance aérienne

Pour le blé et le maïs, elle repose sur le calcul de la croissance de l'indice de surface foliaire (*LAI*) et de la biomasse aérienne (*MASEC*). La croissance de l'indice de surface foliaire est pilotée par le développement phénologique, la température et les stress (hydrique, azoté).

La production journalière de biomasse aérienne est liée au rayonnement intercepté avec un maximum spécifique à l'espèce et aux phases de développement. Plusieurs facteurs agissent sur cette production : la concentration en CO₂ atmosphérique et l'effet des stress (température, hydrique, azoté). La biomasse aérienne calculée est ensuite répartie dans les organes de la plante dont les organes récoltés.

4. L'élaboration du rendement

Le rendement (*MAFRUIT*) concerne à la fois la quantité et la qualité des organes récoltés. Ces organes peuvent être reproductifs ou végétatifs. Pour le blé et le maïs, l'élaboration du rendement est calculée par l'approche par indice de récolte dynamique où le nombre et le remplissage des organes récoltés n'influencent pas la croissance végétative.

Pour déterminer la qualité des organes récoltés, Stics simule leur teneur en eau ainsi que leur teneur en azote, en sucre ou en huile qui peuvent être utilisés comme critères de récolte.

5. La croissance racinaire

Dans le modèle, le seul rôle dévolu aux racines est celui d'absorber l'eau et l'azote minéral. Elles ne sont décrites que par la profondeur du front racinaire (*ZRAC*) et par leur profil de densité. La croissance racinaire commence à la germination pour les plantes semées. Elle s'arrête à un stade du développement spécifique de l'espèce, ou à la profondeur d'un obstacle physique ou chimique aux racines (cf. paramètre sol *OBSTARAC*), ou à la profondeur du sol (cf. paramètres sols *EPC(H)*). La vitesse de progression du front racinaire dépend de la variété et de la température et peut être ralentie en cas de stress hydrique.

Pour le blé et le maïs, la croissance de la densité racinaire s'effectue selon l'approche par densité vraie qui permet de calculer un profil de densité réel. Un indice de contrainte du sol est calculé en fonction des stress hydrique, azoté, et dû au tassement.

Pour les cultures annuelles semées, les conditions de germination sont liées à la teneur en eau dans le lit de semence selon qu'elle est au-dessous ou au-dessus de la teneur en eau au point de flétrissement (Equation 1). Le lit de semence correspond à la profondeur de semis (*PROFSEM* dans les paramètres techniques) ± 1 cm.

si $HUMSOL(lit, i) > HMIN(lit)$ alors

$$HUMIRAC(lit, i) = SENSRSEC + (1 - SENSRSEC) \cdot \frac{HUMSOL(lit, i) - HMIN(lit)}{HCC(lit) - HMIN(lit)} \quad [1.1]$$

si $HUMSOL(lit, i) \leq HMIN(lit)$ alors

$$HUMIRAC(lit, i) = \frac{SENSRSEC}{HMIN(lit)} HUMSOL(lit, i) \quad [1.2]$$

Avec :

$HUMSOL(lit, i)$: teneur moyenne en eau dans le lit de semence au jour i (mm eau cm^{-1} sol)

$HMIN(lit)$: teneur moyenne en eau au point de flétrissement dans le lit de semence (mm eau cm^{-1} sol)

$HCC(lit)$: teneur moyenne en eau à la capacité au champ dans le lit de semence (mm eau cm^{-1} sol)

$SENSRSEC$: sensibilité des racines à la sécheresse (lorsque $SENSRSEC$ vaut 1, la plante est insensible) (spécifique de l'espèce) (sans unité)

$HUMIRAC(lit, i)$: indice de stress hydrique dans le lit de semence sur la germination au jour i (sans unité)

Si le lit de semence se dessèche trop et que la graine a commencé à s'hydrater, la viabilité de la graine est réduite. De même, si la durée entre la germination et la levée est trop longue, certaines graines peuvent ne pas lever. Pour tenir compte de ces phénomènes, des paramètres seuils dépendants de l'espèce ont été définis et la densité de la culture est diminuée.

Après la levée, le taux de croissance racinaire continue de dépendre de la teneur en eau du sol (Equation 2).

$$si \text{ } HUMSOL(AP(i), i) > HMIN(AP(i)) \text{ alors } HUMIRAC(AP(i), i) = 1 \quad [2.1]$$

si $HUMSOL(AP(i), i) \leq HMIN(AP(i))$ alors

$$HUMIRAC(AP(i), i) = \frac{SENSRSEC}{HMIN(AP(i))} HUMSOL(AP(i), i) \quad [2.2]$$

Avec :

$HUMSOL(AP(i), i)$: teneur moyenne en eau au niveau du front racinaire au jour i (mm eau cm^{-1} sol)

$HMIN(AP(i))$: teneur moyenne en eau au point de flétrissement au niveau du front racinaire (mm eau cm^{-1} sol)

$SENSRSEC$: sensibilité des racines à la sécheresse (lorsque $SENSRSEC$ vaut 1, la plante est insensible) (spécifique de l'espèce) (sans unité)

$HUMIRAC(AP(i), i)$: indice de stress hydrique sur la croissance racinaire après la levée au jour i (sans unité)

$AP(i)$: niveau du front racinaire au jour i (vaut $ZRAC(i) \pm 1$ cm ; $ZRAC(i)$ correspond à la profondeur du front racinaire) (cm)

6. Interactions techniques culturales-culture-sol

Les techniques culturales ont une grande importance pour les cultures et Stics a été développé, dès le départ, pour permettre la prise en compte d'une grande partie d'entre elles. Cela suppose de simuler les variables d'état sur lesquelles ces techniques ont un impact. Aux techniques culturales s'ajoute également l'environnement de la culture comme, par exemple, les conditions de surface du sol.

Sont prises en compte par Stics :

- des techniques qui ont un effet sur la plante : semis, culture en rang, récolte, etc. La date de semis peut être calculée ou imposée. La date de récolte peut être calculée sur des critères liés à la maturité physiologique, à la qualité de la récolte (teneur en eau, en sucre ou en huile) et à la teneur en eau du sol pour éviter le tassement. Une date de récolte butoir peut être imposée.
- l'irrigation : doses et dates peuvent être imposées ou calculées.
- l'apport d'azote : par fertilisation (engrais minéraux, engrais organiques) mais aussi par les résidus de culture, la pluie ou l'eau d'irrigation. Le devenir de cet apport est également estimé (minéralisation, nitrification, dénitrification, volatilisation).
- les conditions physiques de surface du sol : ruissellement, croûte de battance, présence d'un mulch plastique ou végétal.

- la modification de la structure du sol : prise en compte du tassement au semis et à la récolte, prise en compte de la fragmentation sous l'effet du travail du sol.

En cas d'irrigation automatique, une première dose d'irrigation est apportée au semis pour permettre la germination de la graine. Puis la dose d'irrigation à apporter est calculée en fonction de la teneur en eau du sol (Equation 3). Ce calcul est réalisé si l'indice de stress hydrique *SWFAC* est inférieur au paramètre *RATIOL*. L'indice de stress hydrique *SWFAC* est calculé à partir de la transpiration de la culture et suppose donc que la culture ait levé.

$$\text{si } SWFAC(i) < RATIOL \text{ alors } AIRG(i) = EFFIRR \cdot \sum_{z=1}^{ZRAC(i)} (HUCC(z) - HUR(z, i)) \quad [3.1]$$

$$\text{si } AIRG(i) > DOSIMX \text{ alors } AIRG(i) = DOSIMX \quad [3.2]$$

Avec :

SWFAC : indice de stress stomatique (sans unité)

RATIOL : seuil de stress hydrique déclenchant une irrigation (paramètre technique) (sans unité)

AIRG(i) : quantité d'irrigation apportée le jour *i* (mm)

EFFIRR : efficacité d'irrigation (paramètre technique) (sans unité)

HUCC(z) : teneur volumique en eau à la capacité au champ de la couche *z* (mm eau cm⁻¹ sol)

HUR(z,i) : teneur volumique en eau de la couche *z* au jour *i* (mm eau cm⁻¹ sol)

ZRAC(i) : profondeur du front racinaire au jour *i* (cm)

DOSIMX : dose maximale d'irrigation (paramètre technique) (mm j⁻¹)

7. Le microclimat

Le microclimat contrôle de nombreux processus ayant lieu au sein du feuillage mais aussi dans le sol puisqu'il fournit la condition à la limite supérieure pour le calcul de la température du sol. Les processus dépendant du microclimat sont donc nombreux : développement phénologique, photosynthèse, évapotranspiration, minéralisation de la matière organique, germination, etc. Dans Stics, l'humidité de l'air et la température au sein du feuillage sont calculées à partir d'un bilan énergétique journalier. La température de la culture (*TCULT*) nécessite le calcul des flux journaliers d'évaporation et de rayonnement net.

Le rayonnement net est calculé à partir de l'albédo de surface *ALBEDOLAI*, du rayonnement solaire *TRG* et du rayonnement de grande longueur d'onde *RGLO*. L'albédo de surface varie entre l'albédo du sol *ALBSOL* et l'albédo de la végétation *ALBVEG* en fonction de l'indice de surface foliaire *LAI* (Equation 4).

$$ALBEDOLAI(i) = ALBVEG - (ALBVEG - ALBSOL(i)) \cdot e^{-0,75 \cdot LAI(i)} \quad [4]$$

Avec :

ALBEDOLAI(i) : albédo de surface au jour *i* (sans unité)

ALBVEG : albédo de la végétation, valeur fixée à 0,23 (sans unité)

ALBSOL(i) : albédo du sol au jour *i* (sans unité)

LAI(i) : indice de surface foliaire au jour *i* (m² feuilles m⁻² sol)

L'albédo du sol est calculé chaque jour en fonction de l'état hydrique du sol (*HUR*) et du paramètre *ALBEDO* correspondant à l'albédo du sol nu à l'état sec (Equation 5).

$$ALBSOL(i) = ALBEDO \left[1 - 0,517 \frac{HUR(i,1) - HUMIN(1)}{HUCC(1) - HUMIN(1)} \right] [1 - COUVERMULCH(i)] + ALBEDOMULCH \cdot COUVERMULCH(i) \quad [5.1]$$

et

$$\text{si } HUR(i,1) \leq HUMIN(1) \text{ alors } HUR(i,1) = HUMIN(1) \quad [5.2]$$

$$\text{si } HUR(i,1) \leq HUCC(1) \text{ alors } HUR(i,1) = HUCC(1) \quad [5.3]$$

Avec :

ALBSOL(i) : albédo du sol au jour *i* (sans unité)

ALBEDO : albédo du sol nu sec (sans unité)

COUVERMULCH(i) : proportion du sol couvert par un mulch végétal ou plastique (sans unité)

ALBEDOMULCH : albédo du mulch végétal ou plastique (sans unité)
HUR(i,1) : teneur en eau du sol au jour *i* pour la couche 1 (mm eau cm sol⁻¹)
HUMIN(1) : teneur en eau du sol au point de flétrissement pour la couche 1 (mm eau cm sol⁻¹)
HUCC(1) : teneur en eau du sol à la capacité au champ pour la couche 1 (mm eau cm sol⁻¹)

Le rayonnement de grande longueur d'onde *RGLO* dépend de la température de la culture *TCULT*, de la fraction d'insolation et de la pression de vapeur.

La température de la culture *TCULT* est calculée comme la moyenne arithmétique de la température de la culture maximale (*TCULTMAX*) et de la température de la culture minimale (*TCULTMIN*).

Pour le blé et le maïs, le calcul de la température de la culture s'effectue par une approche empirique (Equation 6) où la température de la culture minimale est considérée égale à la température minimale de l'air. La température maximale de la culture est calculée à partir de la température maximale de l'air *TMAX*, du rayonnement net *RNET*, de l'évapotranspiration réelle *ET* et de la rugosité de la culture *Z0*. Comme le calcul du rayonnement net nécessite également la température de la culture, le calcul de la température de la culture est réalisé de manière itérative.

Le paramètre *ZOSOLNU*, qui correspond à la rugosité du sol nu, est utilisé pour calculer la rugosité de la culture en fonction de la hauteur de la culture. Il peut varier entre 10 cm (labour très rugueux) et 1 mm (sol battu). Plus la rugosité est élevée, plus le sol évapore.

$$TCULTMAX(i) = TMAX(i) + \frac{\frac{RNET(i) - ET(i) - 1,27}{2,46} \frac{1,68}{\ln\left(\frac{1}{Z0(i)}\right)}}{\ln\left(\frac{1}{Z0(i)}\right)} \quad [6.1]$$

$$Z0(i) = \max(0,13.HAUTEUR(i); ZOSOLNU) \quad [6.2]$$

$$si TCULTMAX(i) < TMAX(i) alors TCULTMAX(i) = TMAX(i) \quad [6.3]$$

$$TCULTMIN(i) = TMIN(i) \quad [6.4]$$

Avec :

TCULTMAX(i) : température maximale de culture au jour *i* (°C)

TCULTMIN(i) : température minimale de culture au jour *i* (°C)

TMAX(i) : température maximale de l'air au jour *i* (°C)

TMIN(i) : température minimale de l'air au jour *i* (°C)

RNET(i) : rayonnement net journalier (MJ m⁻² j⁻¹)

ET(i) : évapotranspiration réelle journalière (mm j⁻¹)

HAUTEUR(i) : hauteur du feuillage (cm)

ZOSOLNU : rugosité du sol nu (m)

La température de la culture est utilisée pour calculer la température du sol, l'humidité du couvert, l'effet des stress de température sur la culture et la satisfaction des besoins en froid.

8. Le bilan hydrique

Le bilan hydrique repose sur le calcul de l'évaporation du sol, des besoins en eau de la plante et de sa transpiration.

L'évaporation du sol *ESOL* est calculée en deux temps : Stics calcule d'abord l'évaporation potentielle *EOS* correspondant à l'énergie disponible, puis l'évaporation réelle *ESOL* dépendant de la disponibilité en eau. Une fois calculée, cette évaporation est répartie au sein du profil de sol.

Les paramètres *Q0*, *ZESX* et *CFES* sont utilisés pour le calcul de l'évaporation réelle du sol et sa répartition dans le profil de sol. Le sol évapore à l'évaporation potentielle tant que le cumul d'évaporation n'a pas atteint le seuil *Q0*. Au-delà de ce seuil (début de la deuxième phase d'évaporation du sol), le sol voit son évaporation réduite par rapport à l'évaporation potentielle (Equation 7).

$$\sum_{i=\text{début } 2e \text{ phase}}^I ESOL(i) = \sqrt{A^2 + 2A \cdot \sum_{i=\text{début } 2e \text{ phase}}^I EOS(i)} - A \quad [7.1]$$

$$A = \frac{1}{2} ACLIM \cdot (0,63 - HA(1))^{5/3} (HUCC(1) - HA(1)) \text{ avec } HA(1) = \frac{ARGI \cdot DA(1)}{1500} \quad [7.2]$$

Avec :

$ESOL(i)$: évaporation réelle du sol au jour i (mm j^{-1})

$EOS(i)$: évaporation potentielle du sol au jour i (mm j^{-1})

$ACLIM$: paramètre climatique valant 20 mm

$HA(1)$: teneur en eau résiduelle de l'horizon de surface ($\text{mm eau cm sol}^{-1}$)

$ARGI$: teneur en argile de l'horizon de surface (si sol carbonaté, teneur après décarbonatation) (%)

$HUCC(1)$: teneur en eau à la capacité au champ de l'horizon de surface ($\text{mm eau cm sol}^{-1}$)

$DA(1)$: masse volumique apparente de l'horizon de surface (si présence de cailloux, il s'agit de la masse volumique apparente de l'horizon et non de la masse volumique apparente de terre fine donnée en entrée de Stics), (g cm^{-3}).

Une fois l'évaporation réelle du sol calculée, elle est répartie en profondeur entre la base de l'horizon de mulch naturel $XMULCH$ (si présent) et la profondeur maximale de contribution du sol à l'évaporation $ZESX$ (Equation 8). La quantité d'eau disponible pour l'évaporation est située entre la teneur en eau résiduelle HA (calculée à partir d' $ARGI$) et la teneur en eau à la capacité au champ $HUCC$ (en mode sans macroporosité).

Pour $XMULCH \leq z \leq ZESX$

$$\frac{ESZ(z,i)}{ESOL(i)} = \frac{\left(1 - \frac{z}{ZESX}\right)^{CFES} \cdot K(z,i)}{\sum_{z=XMULCH}^{ZESX} \left[\left(1 - \frac{z}{ZESX}\right)^{CFES} \cdot K(z,i)\right]} \quad [8.1]$$

$$K(Z, I) = \frac{HUR(Z, I) - HA(1)}{HUCC(Z) - HA(1)} \quad [8.2]$$

Avec :

$ESZ(z,i)$: évaporation réelle de la couche z au jour i ($\text{mm j}^{-1} \text{ cm}^{-1}$)

$ESOL(i)$: évaporation réelle du sol au jour i (mm j^{-1})

$ZESX$: profondeur maximale du sol affectée par l'évaporation (cm)

$CFES$: coefficient de la courbe de répartition de l'évaporation du sol en fonction de la profondeur (sans unité)

$HUR(z,i)$: teneur en eau de la couche z au jour i ($\text{mm eau cm sol}^{-1}$)

$HUCC(z)$: teneur en eau à la capacité au champ de la couche z ($\text{mm eau cm sol}^{-1}$)

$HA(1)$: teneur en eau résiduelle de la couche de surface ($\text{mm eau cm sol}^{-1}$).

Le paramètre $CFES$ est un coefficient de courbure, et $K(z,i)$ est une « conductance évaporative ». Une variation des paramètres $ZESX$ et $CFES$ permet de rendre compte des variations de conductivité hydraulique entre différents types de sol. Si l'on veut simuler un très fort gradient de teneur en eau en surface au cours d'un dessèchement du sol, il faut prendre une valeur élevée de $CFES$. Les valeurs proposées en standard sont $CFES=5,0$ et $ZESX=60$ cm.

Pour le blé et le maïs, l'évaporation potentielle est calculée selon un équivalent de la loi de Beer qui nécessite de fournir une évapotranspiration de référence en entrée du modèle, et implique que le calcul des besoins en eau de la plante (soit la transpiration maximale) s'effectue par l'approche par coefficient cultural. Cette dernière est pilotée par l'évapotranspiration potentielle de référence.

La transpiration réelle EP est calculée en fonction de la disponibilité de l'eau dans le sol. Elle est potentielle, tant que la teneur en eau du sol est supérieure à un certain seuil ($TESTOMATE$), puis elle diminue. Le rapport entre transpiration réelle et transpiration maximale correspond à l'indice de stress stomatique $SWFAC$.

De même que l'évaporation du sol, la transpiration réelle est distribuée le long de la zone racinaire en fonction du profil de densité racinaire efficace et de la quantité d'eau disponible (Equation 9).

$$si HUR(z,i) \geq HUMIN(z) \text{ alors } EPZ(z,i) = \frac{EP(z)}{2} \cdot \left[\frac{LRACZ(z,i)}{CUMLRAC(z)} + \frac{HUR(z,i) - HUMIN(z)}{HCUM(z)} \right] \quad [9.1]$$

$$si HUR(z,i) < HUMIN(z) \text{ alors } EPZ(z,i) = 0 \quad [9.2]$$

Avec :

$HUR(z,i)$: teneur en eau de la couche z au jour i (mm eau cm sol⁻¹)

$HUMIN(z)$: teneur en eau au point de flétrissement de la couche z (mm eau cm sol⁻¹)

$EPZ(z,i)$: transpiration réelle de la couche z au jour i (mm j⁻¹ cm⁻¹)

$EP(i)$: transpiration réelle de la culture au jour i (mm j⁻¹)

$LRACZ(z,i)$: profil de densité racinaire efficace (cm racines cm⁻³ sol)

$CUMLRAC(z)$: somme des longueurs racinaires efficaces sur le profil (cm racines cm⁻² sol)

$HCUM(z)$: quantité d'eau disponible sur la zone racinaire (mm eau cm⁻¹ sol)

9. Le bilan azoté

Le bilan azoté du système sol-culture dépend des processus affectant la teneur en azote minéral du sol (minéralisation, immobilisation, nitrification, volatilisation, dénitrification et lixiviation) et de l'impact de la culture (fixation symbiotique d'azote, absorption de l'azote minéral).

La minéralisation nette de l'azote du sol correspond à la minéralisation de l'humus et à la minéralisation des résidus organiques. La minéralisation de l'humus est considérée comme n'intervenant que dans la couche de surface jusqu'à la profondeur *PROFHUM*. La vitesse de minéralisation du sol dépend du stock d'azote organique actif, de la teneur en argile *ARGI*, du taux de carbonate *CALC*, de la teneur en eau et de la température du sol.

La vitesse d'absorption de l'azote minéral par les plantes est calculée comme étant la plus petite valeur entre l'offre du sol et la demande de la culture. La demande de la culture est calculée sur la base des courbes de dilution. L'offre du sol est déterminée pour chaque couche élémentaire de 1 cm entre la surface et la profondeur racinaire en fonction du transport de l'azote par convection et par diffusion. Le coefficient de diffusion dépend de la teneur en eau du sol.

10. Les transferts de chaleur, d'eau et de nitrates

10.1 Température du sol

L'évolution des températures dans le sol dépend des conditions de surface qui pilotent l'onde thermique journalière mais aussi de l'inertie thermique du sol. Cette inertie est responsable de l'amortissement des températures moyennes journalières en profondeur par rapport à la surface : c'est l'onde thermique annuelle. La température à la limite supérieure pour le calcul de la température du sol est supposée être *TCULT*.

10.2 Transferts d'eau et de nitrate dans le sol

Pour les transferts d'eau, dans la version sans option de Stics, le sol est compartimenté en couches élémentaires de 1 cm (Figure 15). L'eau qui arrive par le toit de la couche la remplit puis alimente l'évaporation du sol et la transpiration des plantes. Enfin, lorsque la teneur en eau de la couche est supérieure à la capacité au champ, l'eau en excès se déverse dans la couche sous-jacente ou, pour la dernière couche du sol, est évacuée du profil de sol par drainage.

Les caractéristiques d'une couche élémentaire z sont définies par sa teneur en eau à la capacité au champ $HUCC(z)$ (limite maximale), sa teneur en eau au point de flétrissement $HUMIN(z)$ (limite minimale d'extraction par la plante et limite minimale du réservoir pour les couches situées après la profondeur *ZESX*) et sa teneur en eau résiduelle $HA(z)$ (limite minimale du réservoir pour l'évaporation du sol pour les couches situées avant la profondeur *ZESX*).

Les caractéristiques hydriques de 5 horizons (H) maximum sont fournies en entrée de Stics, à savoir la teneur en eau à la capacité au champ $HCCF(H)$, la teneur en eau au point de flétrissement $HMINF(H)$, la masse volumique apparente $DAF(H)$, et l'épaisseur de l'horizon $EPC(H)$. Elles servent à définir les caractéristiques des couches élémentaires. Les paramètres $HCCF(H)$ et $HMINF(H)$ sont fournis en teneur pondérale. Ces paramètres correspondent aux propriétés de la terre fine et donc à celles de l'horizon en l'absence de cailloux. Par contre, en présence de cailloux, les valeurs de l'horizon sont calculées en utilisant les propriétés de la terre fine et des cailloux.

Le transfert de nitrate est également décrit par une analogie de type réservoir, selon le principe des « cellules de mélange ». Les paramètres sols liés au transfert de nitrates sont listés en annexe 3.

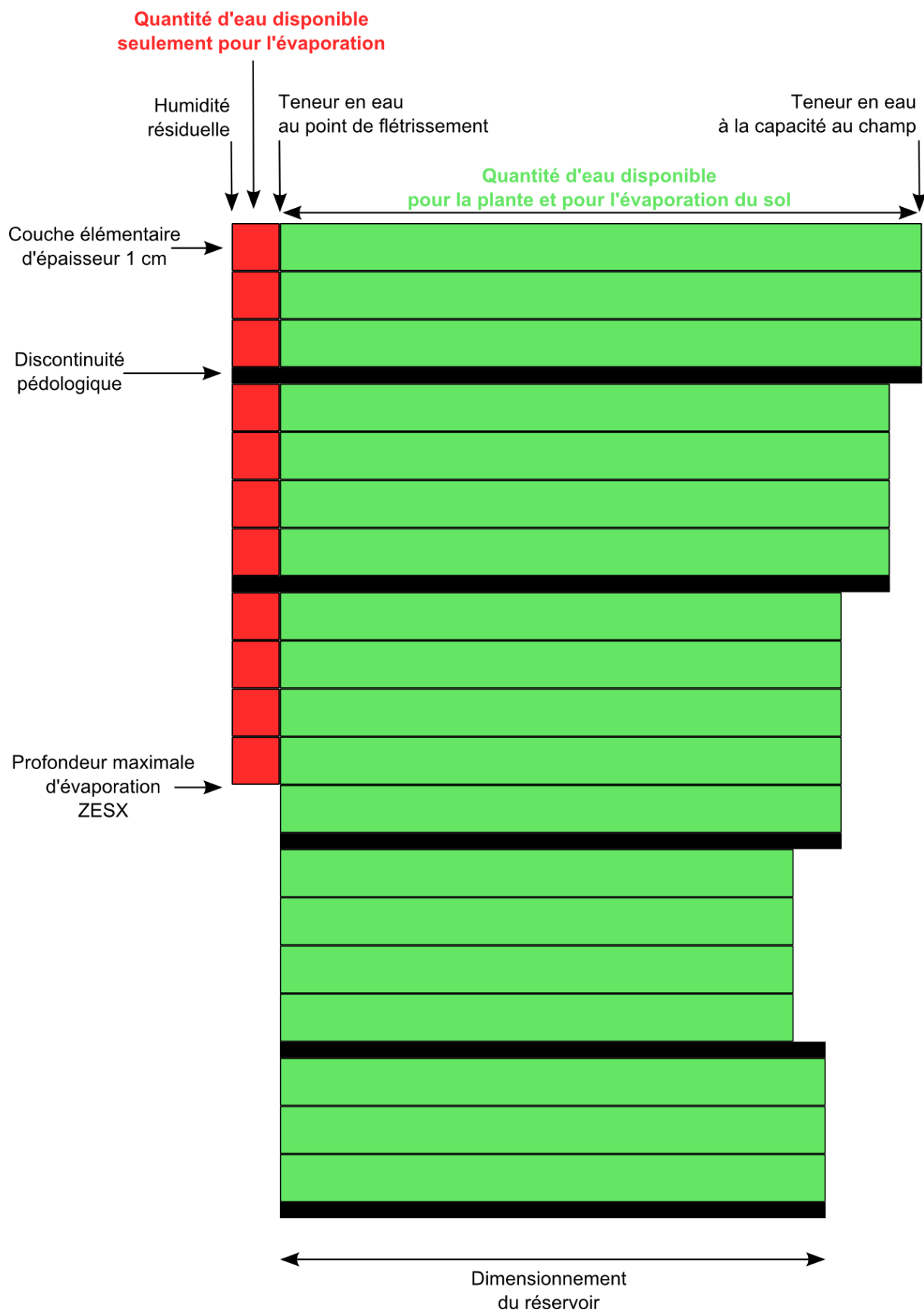


Figure 15 : compartimentation du sol en version sans macroporosité

11. Les indices de stress

Plusieurs types de stress abiotiques sont présents dans Stics. Dans notre étude, seuls les stress suivants sont actifs :

- le stress lié à la sécheresse (ou stress hydrique),
- le stress lié au gel,
- le stress lié à des températures non optimales (trop élevées ou trop basses).

L'impact des stress s'effectue au travers d'indices de stress de valeurs comprises entre 0 (stress maximum) et 1 (pas de stress) et agissant comme une fonction de réduction.

L'impact d'un stress peut être différent selon les fonctions physiologiques de la plante. En conséquence, plusieurs indices de stress sont calculés pour un même stress. Ainsi, pour le stress hydrique (lié à la sécheresse), 4 indices de stress différents sont calculés :

- l'indice *HUMIRAC* agit sur la germination et sur la croissance de l'hypocotyle, retarde la levée et ralentit la croissance racinaire,
- l'indice *TURFAC* retarde le développement et ralentit la croissance des feuilles,
- l'indice *SENFAC* accélère la sénescence des feuilles,
- l'indice *SWFAC* ralentit l'efficacité de conversion du rayonnement et la transpiration.

Quand plusieurs stress agissent en même temps, ils sont considérés comme indépendants et interviennent dans les calculs soit sous forme multiplicative, soit en prenant la valeur minimale, appliquant ainsi le principe du facteur limitant.

Les indices de stress sont calculés à partir d'une variable d'état selon des fonctions bilinéaires pour la plupart des indices (sauf pour le gel et l'excès d'eau) : l'indice est égal à une constante jusqu'au dépassement d'un seuil critique puis il décroît linéairement.

Les variables d'état sont :

- pour le stress hydrique : la teneur en eau utile *TETA* qui correspond à la différence entre la teneur en eau du sol et la teneur en eau au point de flétrissement de la zone racinaire (ou du lit de semence pour *HUMIRAC*),
- pour le stress lié au gel : la température minimale de la culture *TCULTMIN*.

En conclusion, le modèle de culture Stics est un modèle générique applicable à un grand nombre de cultures et dans un grand nombre de situations (sol, climat, itinéraires techniques). Dans le cadre de la thèse, nous ne pouvions explorer tous les cas possibles. Aussi, nous avons réalisé un certain nombre de choix qui ont une incidence sur les résultats de la thèse et sur les processus réellement explorés. Nous détaillerons ces choix dans le chapitre suivant.

Chapitre 4 : Protocole de l'analyse d'incertitude

1. Choix d'une zone test pour l'analyse d'incertitude

L'analyse d'incertitude a pour but d'estimer la distribution de probabilité des variables de sortie d'un modèle à partir de la distribution de probabilité des données d'entrée incertaines du modèle (Makowski, 2013). Elle est constituée de 4 étapes (Crosetto *et al.*, 2000) :

- définition des distributions de probabilité des données d'entrée incertaines,
- échantillonnage dans ces distributions,
- calcul des sorties du modèle à partir de ces échantillons,
- description de la distribution de probabilité des variables de sortie.

L'objectif de cette étude est d'appliquer ce principe aux paramètres sols du modèle de culture Stics lors de son utilisation avec la Base de Données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000. Seuls les paramètres de Stics liés au bilan hydrique et au transfert d'eau dans le sol ont été considérés dans l'analyse d'incertitude. Les autres paramètres ont été fixés à une valeur constante.

La méthodologie a été mise au point et testée sur une UTS test en région Centre-Val-de-Loire. Nous avons choisi comme UTS test, l'UTS dominante de l'Unité Cartographique de Sol (UCS) la plus représentée dans la région (Figure 16). Il s'agit de l'UCS 330714 qui représente 7791 km² en France et 4525 km² en région Centre-Val-de-Loire. Donc 58 % de la surface de l'UCS se trouve dans la région et cette UCS représente 11 % de la région.

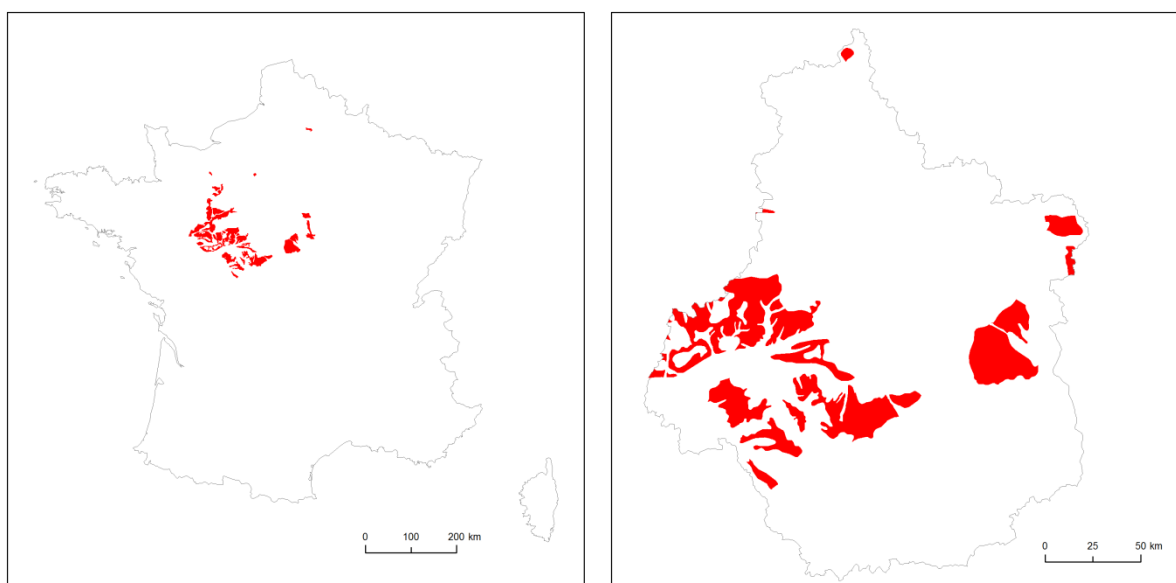


Figure 16 : localisation de l'UTS test utilisée pour mettre au point et tester la méthodologie de l'analyse d'incertitude.

L'UCS 330714 est constituée de 4 Unités Typologiques de Sols (UTS). L'UTS test choisie (332549) représente 50 % de l'UCS. Elle correspond à des Luvisols gleyiques développés sur matériaux limoneux et de texture moyenne fine (Tableau 5).

Tableau 5 : liste des UTS présentes dans l'UCS 330714

UTS	% dans l'UCS	nom du sol	matériau parental	texture de surface
332549	50	gleyic Luvisol (Lg)	matériaux limoneux	moyenne fine
332550	30	gleyo-eutric Cambisol (Beg)	argile à silex	moyenne fine
332551	10	eutric Podzoluvisol (De)	matériaux limoneux	moyenne fine
332552	10	orthic Luvisol (Lo)	matériaux limoneux	moyenne fine

2. Méthode d'estimation des paramètres sols de Stics et de la succession des horizons à partir de la BDGSF, considérée dans cette étude

La première méthode d'estimation des paramètres sols de Stics a été développée pour le projet ISOP (Donet *et al.*, 2001) à la suite des travaux réalisés pour estimer la réserve utile en eau des sols. Dans ce projet, l'accent a surtout été mis sur l'estimation des paramètres liés au bilan hydrique, car le projet ISOP concernait l'estimation des risques de sécheresse des prairies françaises. Cette méthode repose sur l'utilisation de règles et de fonctions de pédotransfert et a été développée au départ pour la version 3 de Stics. Les règles d'estimation ont été définies pour l'estimation des paramètres *ALBEDO*, *CALC*, *ARGI*, *DAF(H)*, *HCCF(H)*, *HMINF(H)* (Tableau 3, Annexe 3). Les autres paramètres avaient été fixés à une valeur par défaut (*NORG*, *QO*, *PROFHUM*) (Tableau 3, Annexe 3) parce qu'ils étaient difficiles à estimer.

Au fur et à mesure des demandes pour d'autres projets, les règles ont été mises à jour ou d'autres règles ont été ajoutées pour suivre l'évolution du modèle Stics et permettre l'estimation des nouveaux paramètres (Le Bas *et al.*, 2005). Cependant, les améliorations ont surtout concerné les paramètres liés au bilan hydrique ou au transfert d'eau. Les paramètres pour lesquels aucune règle de pédotransfert n'a été développée sont soit fixés à une valeur par défaut (comme par exemple pour les paramètres *CFES* et *ZESX* récemment introduits dans Stics et pour lesquels aucune règle n'a encore été développée), soit estimés par un autre moyen (par exemple cas du *NORG* estimé pour la thèse de C. Godard à partir de données de carbone organique et de valeurs de C/N par noms de sol (Godard *et al.*, 2008)).

La liste des règles de pédotransfert actuellement disponibles est donnée au tableau 6. L'encadré 2 ci-après présente les différentes règles et leur origine et le contenu complet des règles est donné en annexe 4.

Tableau 6 : descriptif des règles de pédotransfert d'estimation des paramètres sols de Stics
 Certains attributs de sortie d'une règle peuvent servir d'attributs d'entrée d'une autre règle et sont alors grisés.

règle	Données d'entrée de la règle	Données de sortie de la règle
1	DT : classe de profondeur du changement textural ROO : classe de profondeur d'un obstacle aux racines IL : classe de profondeur d'une couche imperméable SOIL : nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985) MAT1 : code du matériau parental dominant de l'UTS TEXT1 : classe de texture de surface dominante TD1 : classe de texture de profondeur dominante	PDT : profondeur du changement textural
2	ROO : classe de profondeur d'un obstacle aux racines DT : classe de profondeur du changement textural IL : classe de profondeur d'une couche imperméable TEXT1 : classe de texture de surface dominante TD1 : classe de texture de profondeur dominante AGLIM1 : code de la contrainte agronomique dominante non prise en compte dans le nom du sol AGLIM2 : code de la contrainte agronomique secondaire non prise en compte dans le nom du sol SOIL : nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985) MAT1 : code du matériau parental dominant de l'UTS	PRO : profondeur d'un obstacle aux racines PR : profondeur du sol
3	ROO : classe de profondeur d'un obstacle aux racines DT : classe de profondeur du changement textural IL : classe de profondeur d'une couche imperméable SOIL : nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985)	PIL: profondeur d'une couche imperméable si elle existe
4	SOIL : nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985) MAT1 : code du matériau parental dominant de l'UTS TEXT1 : classe de texture de surface dominante TD1 : classe de texture de profondeur dominante	TEXTS : classe de texture de surface
5	TD1 : classe de texture de profondeur dominante TD2 : classe de texture de profondeur secondaire TEXTS : classe de texture de surface PR : profondeur du sol PDT : profondeur du changement textural	TEXTP : classe de texture de profondeur
6	SOIL : nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985) TEXTS : classe de texture de surface	STS : code de la structure de surface
7-1	SOIL : nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985) TEXTS : classe de texture de surface	STPS : code de la structure de profondeur estimée avec la classe de texture de surface
7-2	SOIL : nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985) TEXTP : classe de texture de profondeur	STPP : code de la structure de profondeur estimée avec la classe de texture de profondeur
8	STS : code de la structure de surface TEXTS : classe de texture de surface	PDS : classe de packing density de surface
9-1	STPS : code de la structure de profondeur estimée avec la classe de texture de surface TEXTS : classe de texture de surface SOIL : nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985)	PDPS : classe de packing density de profondeur estimée avec la classe de texture de surface

règle	Données d'entrée de la règle	Données de sortie de la règle
9-2	STPP : code de la structure de profondeur estimée avec la classe de texture de profondeur TEXTP : classe de texture de profondeur SOIL : nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985)	PDPP : classe de packing density de profondeur estimée avec la classe de texture de profondeur
10	TEXTS : classe de texture de surface PDS : classe de packing density de surface	DAFS : masse volumique apparente de surface HCCFS : teneur en eau à la capacité au champ de surface HMINS : teneur en eau au point de flétrissement de surface
11-1	TEXTS : classe de texture de surface PDPS : classe de packing density de profondeur estimée avec la classe de texture de surface	DAFPS : masse volumique apparente de profondeur estimée avec la classe de texture de surface HCCFPS : teneur en eau à la capacité au champ de profondeur estimée avec la classe de texture de surface HMINPS : teneur en eau au point de flétrissement de profondeur estimée avec la classe de texture de surface
11-2	TEXTP : classe de texture de profondeur PDPP : classe de packing density de profondeur estimée avec la classe de texture de profondeur	DAFPF : masse volumique apparente de profondeur estimée avec la classe de texture de profondeur HCCFPF : teneur en eau à la capacité au champ de profondeur estimée avec la classe de texture de profondeur HMINFPF : teneur en eau au point de flétrissement de profondeur estimée avec la classe de texture de profondeur
12	SOIL : nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985) SOIL90 : nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1990 MAT1 : code du matériau parental dominant de l'UTS	CALC : contenu en carbonate de calcium de l'horizon de surface
13	SOIL : nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985) TEXTS : classe de texture de surface CALC : contenu en carbonate de calcium de l'horizon de surface	ALBEDO : albedo du sol sec
14	TEXTS : classe de texture de surface	ARGI : teneur en argile de l'horizon de surface Q0 : cumul d'évaporation au-dessus duquel l'évaporation du sol décroît

Encadré 2 : Descriptif des règles de pédotransfert utilisées pour estimer les paramètres sols de Stics.

Les règles 1 à 3 estiment respectivement la profondeur du changement textural, la profondeur d'un obstacle aux racines et la profondeur du sol, ainsi que la profondeur de la couche imperméable. Ces règles permettent non seulement de transformer la classe de profondeur de l'UTS en valeur quantitative mais également de vérifier la cohérence des données entre elles et d'estimer à dire d'expert la profondeur du sol pour les UTS n'ayant aucun obstacle avant 80 cm.

Les règles 4 et 5, qui estiment la classe de texture de surface ou de profondeur, servent surtout à vérifier la cohérence des données, à gérer les données manquantes et à distinguer les sols très organiques parmi ceux qui n'ont pas de classes de texture (TEXT1 prenant les valeurs 0 ou 9).

Les paramètres $DAF(H)$, $HCCF(H)$ et $HMINF(H)$ sont estimés par une cascade de règles de pédotransfert utilisant le nom du sol et la classe de texture et estimant la classe de packing density¹⁸ et la classe de structure du sol (règles 6 à 11), en différenciant l'horizon de surface des horizons de profondeur. Une fonction de pédotransfert est utilisée pour fournir les valeurs de teneurs en eau par classes de texture et de packing density¹⁹.

Le paramètre $CALC$ (règle 12) a été estimé à dire d'expert en classant les UTS selon leur caractère calcaire en surface ou non en utilisant le nom du sol et le matériau parental.

Le paramètre $ALBEDO$ (règle 13) a été estimé lui aussi à dire d'expert en classant les UTS en trois catégories de couleur : les sols de couleur claire comprenant notamment les sols calcaires, les sols de couleur intermédiaire et les sols de couleur foncée (comprenant les sols riches en matières organiques en surface).

La règle 14 estime les paramètres $ARGI$ et QO à partir de la classe de texture de surface. $ARGI$ est estimé à dire d'expert en appliquant une valeur « médiane » par classe de texture. Cette valeur a également été utilisée pour calculer les valeurs du paramètre QO en utilisant la fonction de pédotransfert de Ritchie et Crum (1989).

L'estimation des paramètres sols de Stics est ainsi réalisée en deux étapes (Figure 17) :

1. application des règles de pédotransfert (règles 1 à 14) sur les attributs des UTS résultant en un ensemble d'attributs estimés par UTS ;
2. détermination de la succession des horizons par analyse des attributs de sortie des règles 1 à 3 (profondeur du changement textural, profondeur d'un obstacle aux racines et profondeur du sol, profondeur de la couche imperméable) (Figure 18). Cette détermination permet de définir le nombre d'horizons à prendre en compte (maximum 5), leurs épaisseurs et leurs caractéristiques en termes de masse volumique apparente et de teneurs en eau à capacité au champ et au point de flétrissement.

¹⁸ La packing density est définie comme étant égale à : masse volumique + 0,009.argile

¹⁹ Historiquement, l'estimation était basée sur les travaux de Hall *et al.* (1977) et de Thomasson et Carter (1989). Puis ces estimations ont été remplacées par celles provenant des fonctions de pédotransfert de Wösten *et al.* (1999) pour l'Europe et de Al Majou *et al.* (2008) pour la France. Pour les sols de texture organique, la fonction de pédotransfert de Wösten *et al.* (1999) est utilisée dans tous les cas, car elle est la seule qui propose une estimation des teneurs en eau sur ces sols.

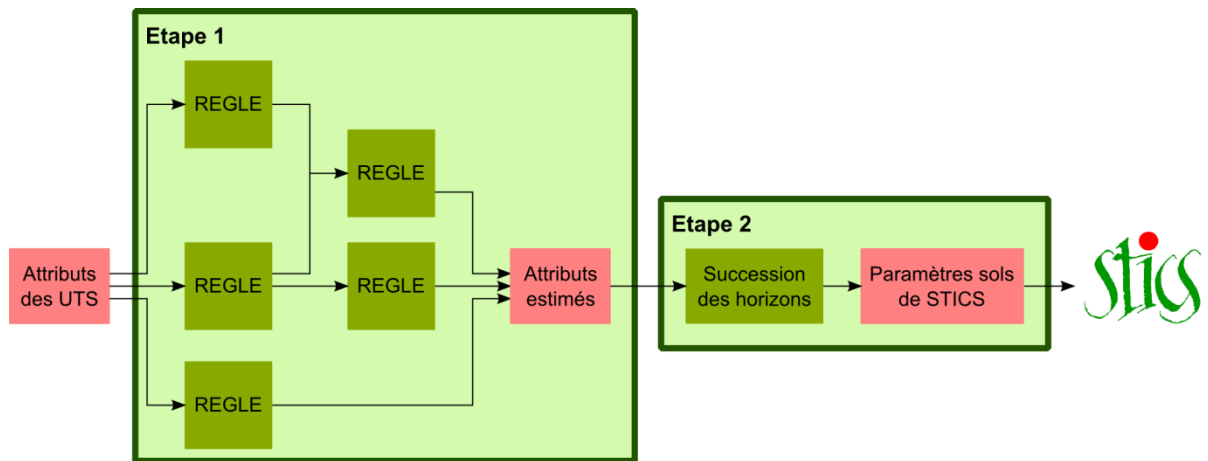


Figure 17 : schéma d'estimation des paramètres sols de Stics pour la BDGSF

classe de texture de surface classe de texture de profondeur

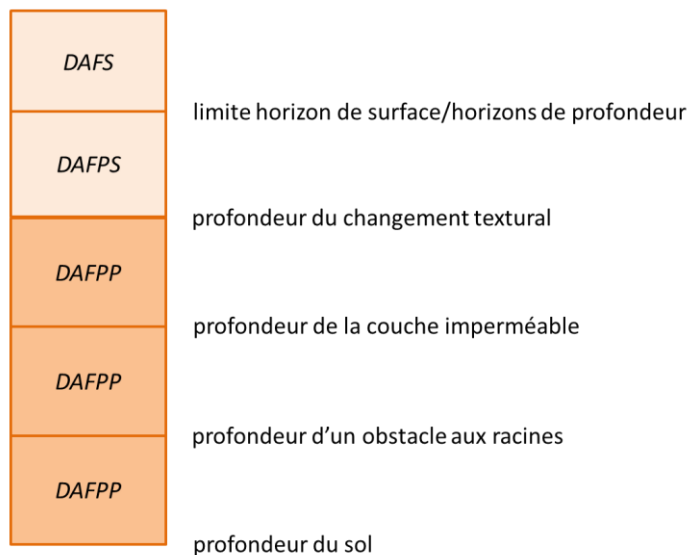


Figure 18 : exemple de la détermination de la succession d'horizons par analyse des attributs estimés liés à la profondeur du changement textural, la profondeur d'un obstacle aux racines, la profondeur de la couche imperméable et la profondeur du sol de la plus petite à la plus grande valeur de profondeur.

Comme la profondeur du changement textural est supérieure à la limite entre surface et profondeur, la texture de surface est attribuée aux deux premiers horizons tandis que la texture de profondeur est attribuée aux trois derniers horizons. L'attribution des valeurs des attributs estimés liés à la masse volumique apparente à chaque horizon s'effectue en fonction de la classe de texture qui s'applique à l'horizon.

DAFS = masse volumique apparente de surface, DAFPS= masse volumique apparente de profondeur estimée avec la classe de texture de surface, DAFPP= masse volumique apparente de profondeur estimée avec la classe de texture de profondeur.

3. Détermination des distributions de probabilité des paramètres de l'analyse d'incertitude

Dans ce travail, les paramètres sols de Stics sont estimés de manière incertaine en raison de la nature des données d'entrée utilisées et de leur mode d'estimation. En effet, les UTS de la BDGSF sont décrites par des attributs peu précis de type soit qualitatif (nom de sol, matériau parental, classe de texture), soit quantitatif discret (classes de profondeur). Le mode d'estimation des paramètres repose sur l'utilisation soit de règles de pédotransfert définies à dire d'expert, soit de classes de pédotransfert. La texture dans la BDGSF, qui est une des entrées majeures de l'estimation de certains paramètres (teneurs en eau caractéristiques, masses volumiques apparentes), n'est caractérisée que par seulement 5 classes (Figure 4) alors que les classifications texturales utilisées couramment comportent entre 14 et 16 classes. Les classes de profondeur ont des amplitudes également élevées entre 20 et 70 cm selon les classes. De plus, elles ne correspondent pas seulement à des intervalles de valeurs, mais peuvent être aussi seulement qualitatives : par exemple, pas de couche imperméable avant 150 cm ou pas d'obstacle aux racines entre 0 et 80 cm. Pour les sols sans obstacle aux racines avant 80 cm (55 % des UTS de la BDGSF), ni changement textural après 80 cm, ni couche imperméable - soit 32 % des UTS – les informations disponibles ne permettent pas de préciser la profondeur du sol et il est nécessaire de la déterminer à dire d'expert.

L'objectif de l'analyse d'incertitude est d'étudier l'impact des incertitudes des paramètres sols de Stics estimés à partir de la BDGSF sur un certain nombre de variables de sortie de Stics. Nous n'avons pas considéré ici l'incertitude liée à la justesse de la carte mais seulement celle liée à la faible précision des attributs des UTS. Pour cela, il est nécessaire de pouvoir indiquer des valeurs d'incertitudes pour les paramètres sols de Stics découlant des imprécisions sur les modalités des attributs des UTS. Il s'agit donc de propager, *via* les règles de pédotransfert utilisées, les incertitudes générées par l'imprécision des attributs des UTS jusqu'aux paramètres de Stics.

Pour les attributs qualitatifs comme le nom du sol ou la classe de texture, l'incertitude dépend de la variabilité des propriétés au sein de chaque catégorie mais une incertitude ne pourra pas être établie directement sur la valeur de l'attribut. Par exemple, si une règle de pédotransfert permet d'estimer une propriété à partir du nom du sol, ce n'est pas sur le nom du sol que l'on pourra définir une incertitude mais sur la propriété estimée. Pour les règles utilisant ces attributs, l'incertitude n'est donc pas établie sur les attributs en entrée de la règle mais sur les valeurs de la propriété estimée par la règle de pédotransfert si la propriété est estimée de manière quantitative. Pour pouvoir définir cette incertitude, nous avons eu recours soit à d'autres bases de données qui nous ont permis d'établir des statistiques par catégories, soit à la littérature.

C'est le cas, par exemple, des règles 10 et 11 qui estiment les masses volumiques apparentes et les teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement de l'horizon de surface et des horizons de profondeur grâce aux classes de pédotransfert d'Al Majou *et al.* (2008). Elles utilisent en entrée la classe de texture et la classe de packing density issues de plusieurs règles en cascades (règles 4, 6 et 8 pour l'horizon de surface, et règles 5, 7 et 9 pour les horizons profonds). Or ces règles ont, en entrée et en sortie, des attributs qualitatifs (classe de packing density, classe de texture). De plus, Al Majou *et al.* (2008) n'ont pas publié de valeurs d'écart-types pour leurs classes de pédotransfert. Nous avons donc utilisé la base de données Solhydro utilisée par Al Majou *et al.* (2008) pour définir ces classes de pédotransfert. Des valeurs minimales et maximales ont été calculées par classe de texture et en distinguant les horizons de surface et les horizons de profondeur pour la masse volumique apparente, les teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement, ainsi que pour l'humidité utile (Tableau 7).

Tableau 7 : bornes de teneur en eau à la capacité au champ ($pF\ 2,5 - g\ g^{-1}$), de teneur en eau au point de flétrissement permanent ($pF\ 4,2 - g\ g^{-1}$), d'humidité utile (teneur en eau à la capacité au champ – teneur en eau au point de flétrissement, $g\ g^{-1}$) et de masse volumique apparente ($g\ cm^{-3}$) calculées à partir de la base de données Solhydro

Paramètre	type d'horizon	classe de texture	nb horizons	min	max
teneur en eau à la capacité au champ	surface	1	23	0,048	0,158
		2	34	0,148	0,298
		3	40	0,171	0,250
		4	15	0,197	0,383
		5	2	0,334	0,352
	profondeur	1	27	0,033	0,131
		2	77	0,088	0,252
		3	65	0,170	0,247
		4	71	0,129	0,383
		5	14	0,160	0,435
teneur en eau au point de flétrissement	surface	1	23	0,016	0,086
		2	34	0,055	0,222
		3	40	0,065	0,158
		4	15	0,140	0,278
		5	2	0,235	0,264
	profondeur	1	27	0,008	0,092
		2	77	0,060	0,179
		3	65	0,070	0,168
		4	71	0,102	0,258
		5	14	0,128	0,342
humidité utile	surface	1	23	0,009	0,072
		2	34	0,044	0,16
		3	40	0,052	0,144
		4	15	0,040	0,105
		5	2	0,088	0,099
	profondeur	1	27	0,008	0,077
		2	77	0,009	0,157
		3	65	0,042	0,121
		4	71	0,010	0,125
		5	14	0,018	0,093
masse volumique apparente	surface	1	21	1,29	1,7
		2	24	1,18	1,7
		3	31	1,2	1,62
		4	13	1,13	1,55
		5	2	1,1	1,24
	profondeur	1	23	1,33	1,8
		2	50	1,25	1,84
		3	58	1,33	1,68
		4	42	1,33	1,71
		5	6	1,1	1,35

De même, pour chaque classe texturale, les limites des teneurs en argile et en sable ont été calculées à partir de profils de sol de la base de données Donesol (Grolleau *et al.*, 2004)²⁰(Tableau 8).

Tableau 8 : bornes des teneurs en argile et en sable (g kg⁻¹) calculées par classes texturales à partir de la base de données Donesol

Paramètre	classe de texture	min	max
argile	grossière	0	179
	moyenne	2	349
	moyenne fine	51	349
	fine	350	599
	très fine	600	974
sable	grossière	651	1000
	moyenne	151	803
	moyenne fine	7	150
	fine	0	615
	très fine	0	365

Ces limites ont été utilisées pour calculer les bornes du paramètre Q_0 en utilisant la fonction de pédotransfert de Ritchie et Crum (1989) :

- si limon entre 0 et 20 % et sable > 80 % :

$$q_0 = 5 + 0,15(100 - \text{sable})$$

- si argile > 50 %

$$q_0 = 5 + 0,06(100 - \text{argile})$$

- sinon :

$$q_0 = 8 + 0,08(\text{argile})$$

Enfin, pour l'albédo, les bornes de Brisson *et al.* (2008) ont été utilisées (Tableau 9).

Pour les attributs quantitatifs discrets, la classe de profondeur fournit les bornes minimale et maximale de la classe. Celles-ci peuvent donc être directement utilisées pour définir une distribution de valeurs. C'est le cas des règles 1 à 3 qui servent à transformer les valeurs des attributs DT , ROO et IL en valeurs quantitatives (la valeur attribuée correspond au milieu de la classe : par exemple, si la classe correspond à une profondeur comprise entre 40 et 60 cm, la valeur en sortie est de 50 cm). Nous avons modifié ces règles pour qu'elles fournissent en sortie, non pas une valeur, mais les bornes minimale et maximale (dans l'exemple précédent, au lieu de fournir 50 cm la règle modifiée fournira 40 et 60 cm). Cependant, pour ces attributs, certaines valeurs de classes sont de type qualitatif (par exemple sol sans obstacle entre 0 et 80 cm). Il peut y avoir également des incohérences ou des données manquantes que la règle permet de corriger ou de compléter. La règle utilise alors d'autres attributs pour estimer à dire d'expert la profondeur considérée. Ces estimations ont repris les bornes définies par King *et al.* (1995) sur la version 2 de la BDGSF.

Pour les attributs qui n'ont pas été estimés par règles de pédotransfert, les bornes ont été choisies en fonction de la bibliographie de manière à maximiser les incertitudes (tableau 9) :

- pour les paramètres $CFES$ et $ZESX$, les valeurs de Lefebvre (2010) ont été utilisées,
- pour $ZOSOLNU$, les valeurs de Brisson *et al.* (2008) ont été utilisées.

Enfin, la limite entre horizon de surface et horizon de profondeur a été considérée située entre 20 et 30 cm ce qui correspond aux limites les plus larges de la couche labourée.

²⁰ Donesol est la base de données nationale qui stocke les données des programmes nationaux sur les sols et notamment les données issues des études pédologiques cartographiques (Grolleau *et al.*, 2004).

Pour faciliter l'analyse de sensibilité qui pourrait être effectuée ensuite, les attributs sur lesquels on applique les incertitudes doivent être indépendants. La teneur en eau à la capacité au champ et celle au point de flétrissement étant corrélées, les règles 10 et 11 ont été modifiées pour qu'elles estiment l'humidité utile au lieu de la teneur en eau à la capacité au champ. Cette dernière sera ensuite calculée comme étant la somme de l'humidité utile et de la teneur en eau au point de flétrissement. Ces règles modifiées seront appelées règles 15 et 16 (annexe 4).

Le paramètre *ZESX* étant limité par la profondeur du sol, les valeurs de Lefebvre (2010) pour *ZESX* ont été transformées en pourcentage de la profondeur du sol. Ce nouveau paramètre est appelé *P_ZESX*. *ZESX* sera donc calculé à partir des valeurs de profondeur du sol et de *P_ZESX*.

Les teneurs en eau initiales du sol ont également été ajoutées à l'analyse d'incertitude, car elles sont en général inconnues et doivent être inférieures ou égales à la teneur en eau à la capacité au champ. De manière à assurer un échantillonnage indépendant, nous avons utilisé un pourcentage de la Réserve Utile, *P_HINIT*, compris entre 0 et 100 %, qui sert ensuite à calculer la teneur en eau initiale à partir de la teneur en eau à la capacité au champ et de la teneur en eau au point de flétrissement.

Pour chaque paramètre, une distribution de probabilité est ensuite calculée en considérant une distribution uniforme entre les bornes de chaque attribut. La loi uniforme permet de donner le même poids à chaque valeur située entre les bornes minimale et maximale. Cette fonction a été choisie car ni la valeur moyenne, ni la vraie distribution ne sont connues.

Comparé à l'estimation des paramètres sols de Stics présentés plus haut (Figure 17), le calcul des incertitudes sur les paramètres sols est réalisé en 3 étapes (Figure 19) :

1. application des règles de pédotransfert 1 à 9 et 12 à 16 sur les attributs des UTS résultant en un ensemble d'attributs pour lesquels une valeur minimale et une valeur maximale sont estimées ;
2. puis un échantillonnage aléatoire est appliqué afin de déterminer 1000 valeurs pour chaque attribut et pour *CFES*, *P_ZESX*, *ZOSOLNU* et *P_HINIT* ;
3. en utilisant les attributs en sortie des règles 1 à 3, le nombre d'horizons, leur épaisseur et leurs caractéristiques (masse volumique apparente, humidité utile, et teneur en eau au point de flétrissement) sont évalués. Le paramètre *ZESX*, les teneurs en eau initiales et la teneur en eau à la capacité au champ de chaque horizon sont ensuite calculés.

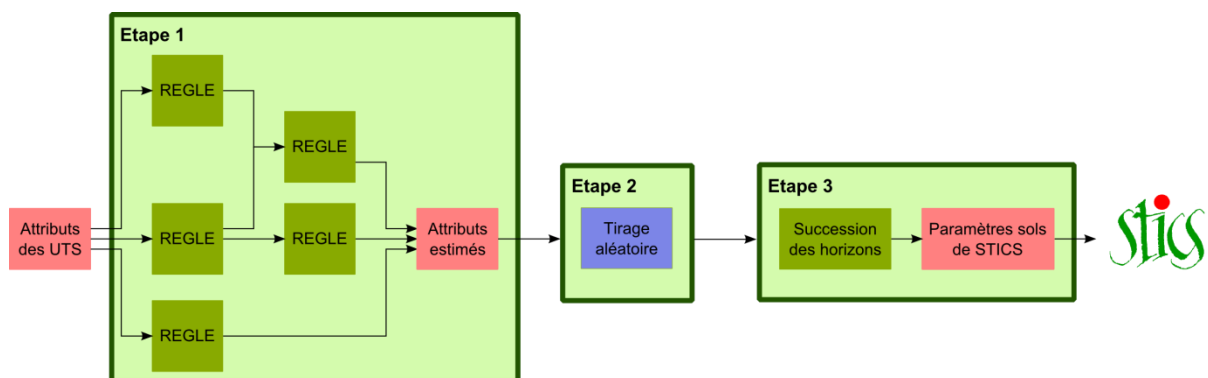


Figure 19 : schéma d'estimation des paramètres sols de Stics pour la BDGSF dans le cadre de l'analyse d'incertitude

Tableau 9 : bornes minimale et maximale appliquées aux attributs estimés issus de l'application des règles de pédotransfert sur l'UTS test.

Nom de l'attribut	Description	borne minimale	borne maximale	Origine des bornes
<i>ALBEDO</i>	albédo du sol nu sec (-)	0,13	0,31	(Brisson <i>et al.</i> , 2008)
<i>ARGI</i>	teneur en argile décarbonatée (%)	5,1	35,0	Donesol
<i>QO</i>	cumul d'évaporation au-dessus duquel l'évaporation du sol décroît (mm)	8,0	10,8	Donesol + calcul avec (Ritchie et Crum, 1989)
<i>CFES</i>	coefficient de la courbe de répartition de l'évaporation du sol en fonction de la profondeur (-)	1,11	5,0	(Lefebvre, 2010)
<i>PDT</i>	profondeur du changement textural (cm)	20	30	BDGSF
<i>PIL</i>	profondeur de la couche imperméable (cm)	40	80	BDGSF
<i>PRO</i>	profondeur de l'obstacle aux racines (cm)	90	130	BDGSF + (King <i>et al.</i> , 1995)
<i>PR</i>	profondeur du sol (utilisée seulement si différente de <i>PRO</i>) (cm)	90	130	BDGSF + (King <i>et al.</i> , 1995)
<i>P_ZESX</i>	profondeur maximale du sol affectée par l'évaporation du sol en pour cent de la profondeur du sol (%)	12	100	(Lefebvre, 2010)
<i>DAFS</i>	masse volumique apparente de surface (g.cm ⁻³)	1,20	1,62	Solhydro
<i>DAFPS</i>	masse volumique apparente de profondeur estimée avec la classe de texture de surface (g.cm ⁻³)	1,33	1,68	Solhydro
<i>DAFPP</i>	masse volumique apparente de profondeur estimée avec la classe de texture de profondeur (g.cm ⁻³)	1,33	1,68	Solhydro
<i>HMINS</i>	teneur en eau au point de flétrissement de surface (g.g ⁻¹)	0,065	0,158	Solhydro
<i>HMINPS</i>	teneur en eau au point de flétrissement de profondeur estimée avec la classe de texture de surface (g.g ⁻¹)	0,07	0,168	Solhydro
<i>HMINPP</i>	teneur en eau au point de flétrissement de profondeur estimée avec la classe de texture de profondeur (g.g ⁻¹)	0,07	0,168	Solhydro
<i>RUS</i>	humidité utile de surface (g.g ⁻¹)	0,052	0,144	Solhydro
<i>RUPS</i>	humidité utile de profondeur estimée avec la classe de texture de surface (g.g ⁻¹)	0,042	0,121	Solhydro
<i>RUPP</i>	humidité utile de profondeur estimée avec la classe de texture de profondeur (g.g ⁻¹)	0,042	0,121	Solhydro
<i>P_HINIT</i>	teneur en eau initiale en pour cent de l'humidité utile (%)	0	100	expertise
<i>ZOSOLNU</i>	rugosité du sol nu (m)	0,001	0,1	(Brisson <i>et al.</i> , 2008)

Un exemple de distribution de probabilité pour le facteur *PDT* d'une part, et pour le facteur *HMINS* d'autre part, est donné à la figure 20 montrant que les distributions obtenues à l'étape 2 sont à peu près uniformes. Les paramètres calculés à l'étape 3 ne le sont, par contre, pas forcément comme le montre les exemples de la figure 21. Les distributions des autres facteurs sont données en annexe 5.

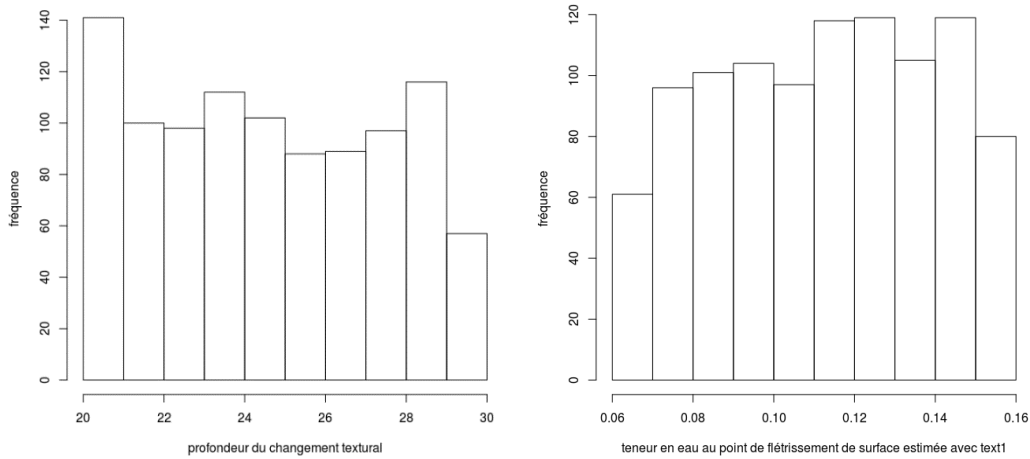


Figure 20 : distribution de probabilité des facteurs *PDT* et *HMINS* pour l'analyse d'incertitude

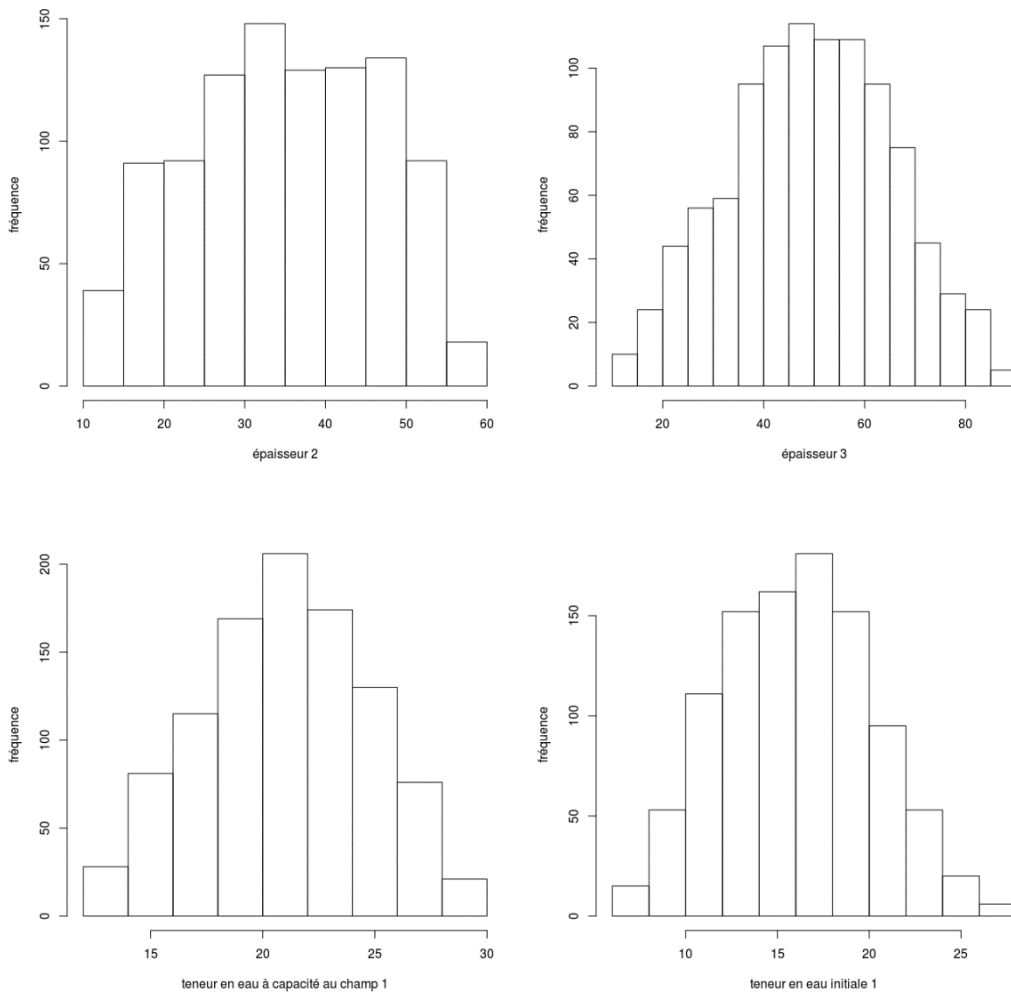


Figure 21 : distribution de probabilité des paramètres de Stics calculés à l'étape 3. Exemple des épaisseurs des horizons 2 et 3, en haut, et de la teneur en eau à la capacité au champ de l'horizon 1 et de la teneur en eau initiale de l'horizon 1, en bas.

4. Les conditions de simulation

4.1 Conditions générales

Pour réaliser une simulation avec Stics, il faut indiquer sur quelle culture, avec quel itinéraire technique, sous quel climat et avec quel sol la simulation doit être effectuée, et il faut également initialiser la simulation (teneurs en eau initiales, teneurs en nitrate initiales, éventuellement données initiales sur la plante).

L'ensemble des paramètres et des variables nécessaires à la simulation, mais sur lesquels aucune incertitude n'est définie, correspondent aux conditions de simulation. Elles ont été choisies pour correspondre à une variété de situations où les incertitudes des paramètres sols risquent de ne pas s'exprimer de la même façon :

- une culture d'hiver récoltée en début d'été (blé tendre d'hiver) et une culture de printemps récoltée à l'automne (maïs). Un sol nu est également simulé sur les mêmes périodes pour analyser le facteur culture sur les sorties. Les scénarios blé et sol nu associés seront appelés groupe A, et les scénarios maïs et sol nu associés groupe B ;
- trois années climatiques sèches et trois années climatiques humides ;
- pour le maïs, trois itinéraires techniques différents : sans irrigation, avec irrigation couvrant les besoins en eau de manière restreinte, avec irrigation couvrant les besoins en eau de manière optimale, car le maïs est très sensible à la sécheresse estivale et peut ne pas se développer sans un apport d'eau suffisant.

Cela représente 36 scénarios différents qui sont résumés dans le tableau 10.

Tableau 10 : liste des cultures, des itinéraires techniques (irrigation) et des climats pour les scénarios étudiés

groupe	culture	irrigation	climat	début de simulation	fin de simulation
A	solnu1	sans	secs : 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964 humides : 1976-1977, 1965-1966, 2000-2001	1/09/N	31/08/N+1
A	blé	sans	secs : 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964 humides : 1976-1977, 1965-1966, 2000-2001	1/09/N	31/08/N+1
B	solnu2	sans	secs : 1976, 1959, 1990 humides : 1963, 1965, 2001	1/03/N	30/11/N
B	maïs1	sans	secs : 1976, 1959, 1990 humides : 1963, 1965, 2001	1/03/N	30/11/N
B	maïs2	restreinte	secs : 1976, 1959, 1990 humides : 1963, 1965, 2001	1/03/N	30/11/N
B	maïs3	optimale	secs : 1976, 1959, 1990 humides : 1963, 1965, 2001	1/03/N	30/11/N

4.2 Itinéraires techniques

Concernant les itinéraires techniques, nous avons choisi de les simplifier au maximum :

- absence de résidus organiques au démarrage de la culture,
- exportation totale des résidus organiques à la récolte,
- une seule date de semis.

Le tableau 11 décrit l'itinéraire technique choisi pour le blé tendre d'hiver et pour le maïs pour l'UTS test.

Tableau 11 : itinéraires techniques pour le blé tendre d'hiver et pour le maïs

Paramètres techniques de Stics	choix blé	choix maïs
travail du sol	1 intervention 3 jours avant le semis	1 intervention 3 jours avant le semis
date de semis	15 octobre	20 avril
variété	Soissons (précocité moyenne)	DK250 (précoce)
date de récolte butoir	31 juillet	30 novembre
irrigation	sans	trois niveaux d'irrigation : <ul style="list-style-type: none"> • sans • irrigation restreinte (RATIOL=0,5) • irrigation optimale (RATIOL=0,8)
fertilisation	170 unité N/ha Trois apports : 50-70-50 à trois stades phénologiques : 145 °C.j depuis émergence, 245 °C.j (stade AMF) 620 °C.j (stade LAX)	160 unité N/ha Deux apports : 80-80 à deux stades phénologiques : semis, 225 °C.j (stade AMF)

Concernant l'irrigation, nous avons choisi d'utiliser l'option de calcul automatique des doses d'irrigation proposé par le modèle Stics. Dans ce mode automatique d'irrigation, un premier apport d'eau est réalisé au semis s'il n'a pas plu, avec une dose maximale de 20 mm (dose qui est indiquée dans les paramètres généraux du modèle (paramètre *IRRLEV*)), afin de permettre la germination. Une fois la levée réalisée, les apports d'eau d'irrigation sont calculés par le modèle lorsque l'indice de stress hydrique *SWFAC* est inférieur à un seuil choisi par l'utilisateur *via* le paramètre *RATIOL*. La dose d'irrigation apportée est alors celle qui permet de remplir la réserve en eau du sol sur la profondeur racinaire pour atteindre la capacité au champ (cf. Equation 3 dans le chapitre 3). Cependant, elle ne peut excéder la dose maximale d'irrigation définie par l'utilisateur (paramètre *DOSIMX*) et que nous avons fixée à 30 mm.

Nous avons considéré deux scénarios d'irrigation, l'un correspondant à une irrigation restreinte avec un seuil de stress hydrique pour déclencher l'irrigation (*RATIOL*) de 0,5, et l'autre correspondant à une irrigation optimale avec un seuil *RATIOL* de 0,8²¹.

4.3 Conditions initiales

L'initialisation des simulations concerne la teneur en eau initiale et la teneur en NO₃ initiale. Elle est réalisée à la date de début de simulation sans période de chauffe préalable. La teneur en eau initiale a été considérée comme un des facteurs de l'analyse d'incertitude (cf. § 3. de ce chapitre).

Pour la teneur en NO₃ initiale, nous avons repris les données de l'étude réalisée par Justes *et al.* (2012) sur l'impact des cultures intermédiaires en France. En effet, ils ont proposé 3 niveaux d'azote minéral dans le sol correspondant au reliquat d'azote à la récolte de la culture précédente en conditions réussies de gestion adaptée de l'azote (niveau 1), en conditions non réussies de gestion adaptée de l'azote (niveau 2) ou en l'absence d'une bonne gestion de l'azote (niveau 3). Nous avons retenu le premier niveau soit un reliquat d'azote minéral de 20 kg N ha⁻¹. De même, nous avons réutilisé les mêmes dates de fertilisation.

²¹ Je rappelle que le stress hydrique dans Stics est une grandeur qui varie entre 0 et 1, la valeur 1 signifiant sans stress et 0 avec stress maximal.

4.4 Données climatiques

Nous avons extrait les données climatiques journalières d'une maille Safran (Vidal *et al.*, 2010) située au centre de la région Centre-Val-de-Loire pour les années 1959 à 2008. Nous avons choisi 6 années climatiques correspondant aux trois années les plus sèches et aux trois années les plus humides déterminées par calcul du bilan « somme des pluies moins somme de l'évapotranspiration de référence » sur la période allant du 1/09 de l'année N au 31/08 de l'année N+1 pour le blé (Tableau 12) et du 1/04 au 30/09 de l'année N pour le maïs (Tableau 13).

Tableau 12 : caractéristiques des 6 années climatiques pour le blé, de l'année la plus sèche à l'année la plus humide (les années humides sont en fond bleu) sur la période 1^{er} septembre année N-31 août année N+1.

ETO correspond à l'évapotranspiration de référence.

Années	Somme pluie-ETO mm	température moyenne °C	somme pluie mm	somme ETO mm
1989-1990	-318,8	12,3	498,7	817,5
1975-1976	-288,3	11,1	482,8	771,1
1963-1964	-237,3	10,8	451,7	689,0
1976-1977	321,4	10,6	918,1	596,7
1965-1966	325,0	11,1	954,1	629,1
2000-2001	408,7	12,2	1060,0	651,3

Tableau 13 : caractéristiques des 6 années climatiques pour le maïs, de l'année la plus sèche à l'année la plus humide (les années humides sont en fond bleu) sur la période 1^{er} avril-30 septembre.

ETO correspond à l'évapotranspiration de référence.

Années	Somme pluie-ETO mm	température moyenne °C	somme pluie mm	somme ETO mm
1976	-455,5	16,7	162,0	617,5
1959	-377,0	16,9	220,5	597,5
1990	-353,8	16,5	238,4	592,2
1963	28,2	14,9	450,1	421,9
1965	43,6	14,3	444,4	400,8
2001	45,7	15,7	504,2	458,5

Pour les scénarios blé, les années sèches se distinguent des années humides :

- par des pluies mensuelles de 1,5 à 3,5 fois plus faibles en moyenne que celles des années humides avec un déficit pluviométrique plus fort à partir de mars (Figure 22) ;
- par des évapotranspirations de référence similaires aux années humides de septembre à mars mais entre 1,3 à 1,5 fois plus élevées d'avril à août.

Il existe des variations entre années sèches pour la pluviométrie (Figure 23) :

- l'année 1975-1976 a un mois de septembre plus pluvieux (plus de 140 mm de pluie contre moins de 40 mm pour les deux autres années) et un printemps très sec d'avril à juin ;
- l'année 1989-1990 est beaucoup plus sèche que 1975-1976 et 1963-1964 en novembre ;
- en décembre et mars, les pluviométries sont assez variables entre les 3 années sèches.

Les variations de la pluviométrie entre années humides indiquent (Figure 24) une forte variabilité de la pluviométrie mensuelle entre années avec certaines années ayant une pluviométrie mensuelle beaucoup plus faible (2000-2001 en septembre et en juin ou 1965-1966 en octobre et mars) ou

beaucoup plus forte (1965-1966 en septembre, 1976-1977 en février, mai et juin, 2000-2001 en octobre, mars et juillet).

La répartition des évapotranspirations de référence (ET0) mensuelles est plus homogène entre années d'un même groupe (Figure 23, Figure 24) que la pluviométrie :

- l'année 1989-1990 présente une ET0 plus élevée entre septembre et mars et plus faible en juin que les 2 autres années sèches ;
- l'année 1975-1976 a une très forte ET0 en juin qui se cumule à une pluviométrie quasi nulle (1,1 mm) ;
- pour les années humides, les écarts entre années sont faibles.

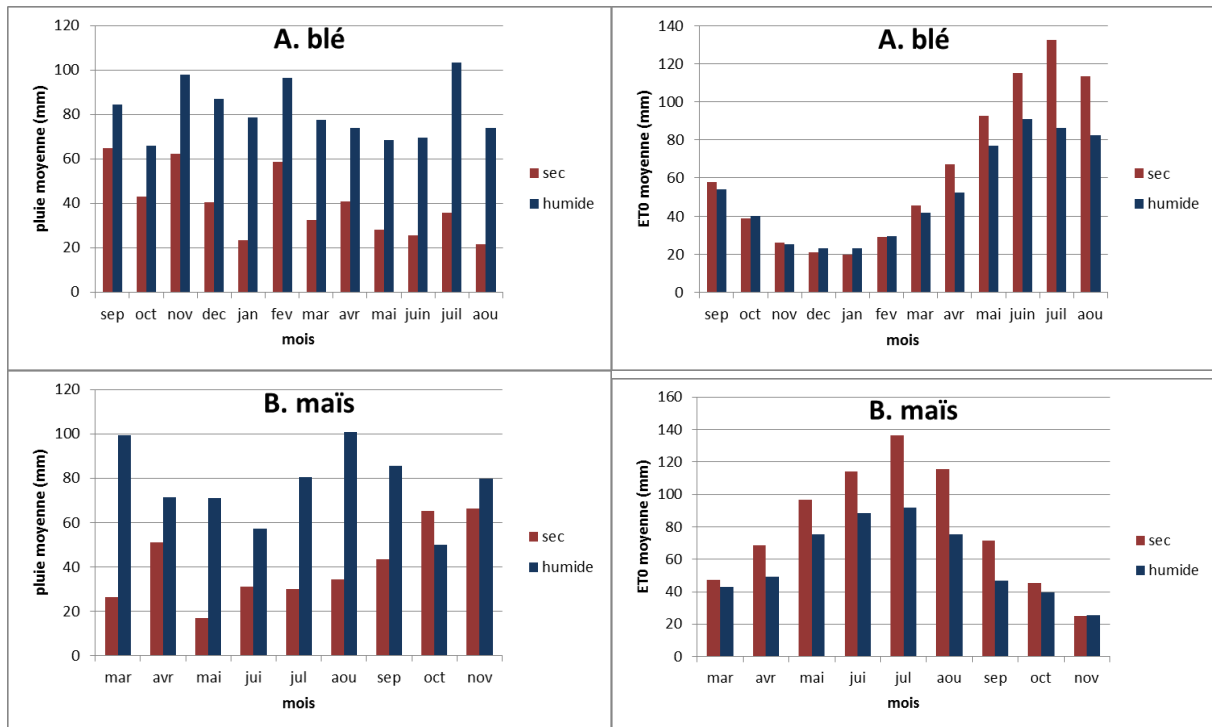


Figure 22 : moyenne sur les 3 années d'un même groupe de la pluie mensuelle, de l'évapotranspiration de référence (ET0) mensuelle, de la différence pluie-ET0 mensuelle, par groupes d'année (sec et humide) pour les scénarios blé et maïs.

Pour les scénarios climatiques du maïs, les années sèches se distinguent des années humides par :

- une pluviométrie en moyenne 1,5 à 4 fois plus faible que pour les années humides de mars à septembre (Figure 22) ;
- en octobre et novembre, des pluviométries en moyenne similaires à celles des années humides ;
- une évapotranspiration de référence qui est 1,3 à 1,5 fois plus élevée en années sèches qu'en années humides sauf en mars et en octobre et novembre.

Cependant, il y a des disparités entre années d'un même groupe pour la pluviométrie (Figure 23, Figure 24) :

- pour les années sèches, elle est variable entre les années, sauf en octobre et novembre ;
- l'année 1959 présente des mois pluvieux en avril et en août et un mois de juillet très sec ;
- l'année 1976, particulièrement sèche d'avril à juin, est très pluvieuse en septembre ;
- pour les années humides, il y a également une forte disparité certains mois (Figure 24) ;
- l'année 2001 est très pluvieuse en mars, avril et juillet ;
- l'année 1963 présente de fortes pluviométries en juin et en août et un déficit en pluie en

- septembre et octobre ;
- l'année 1965 est très pluvieuse en septembre et novembre.

Les évapotranspirations de référence (ET0) mensuelles sont plus homogènes entre années d'un même groupe (Figure 23, Figure 24) que les pluviométries, mais on peut noter :

- pour les années sèches, l'année 1976 a une très forte ET0 en juin ;
- pour les années humides, l'année 2001 a des ET0 un peu plus élevées en mai, juin et août, et l'année 1963 en juillet.

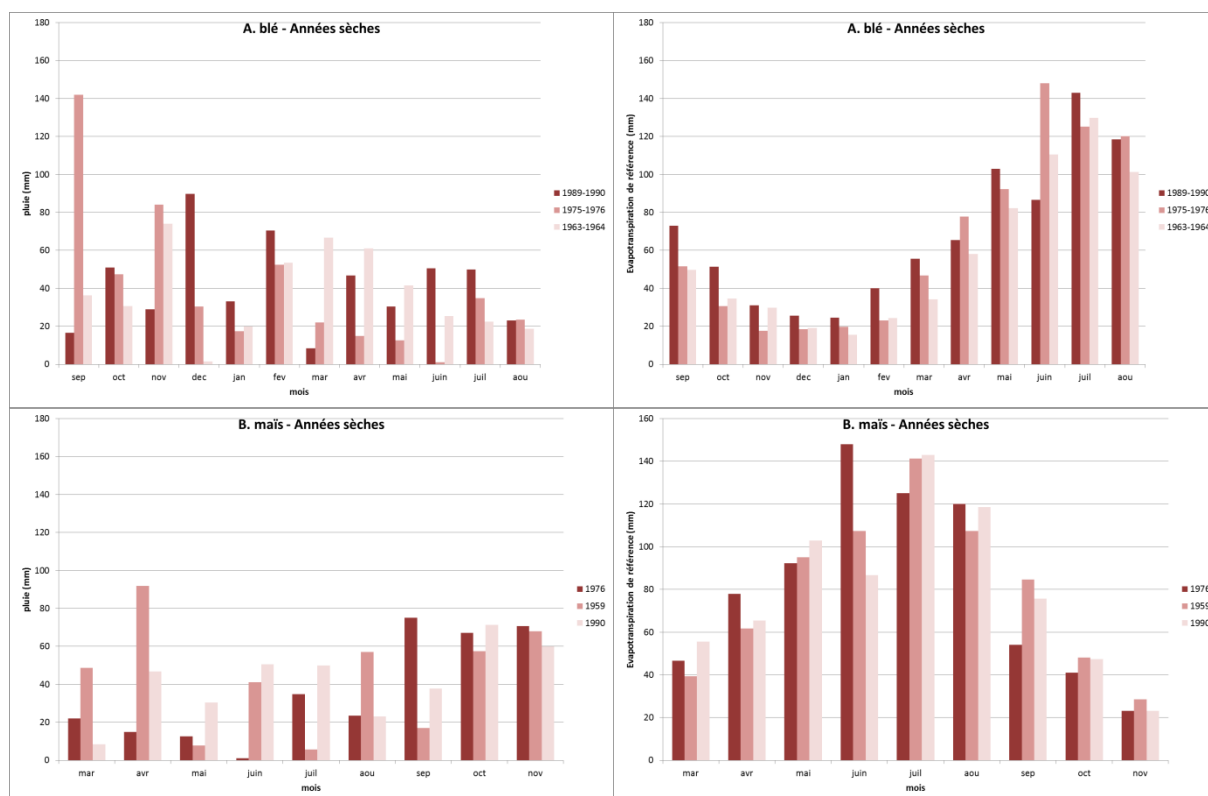


Figure 23 : répartition de la pluie mensuelle (à gauche) et de l'évapotranspiration de référence (ET0) mensuelle (à droite) pour les 3 années climatiques sèches (A. scénarios blé (en haut) et B. scénarios maïs (en bas)). Les années sont classées de la plus sèche à la plus humide.

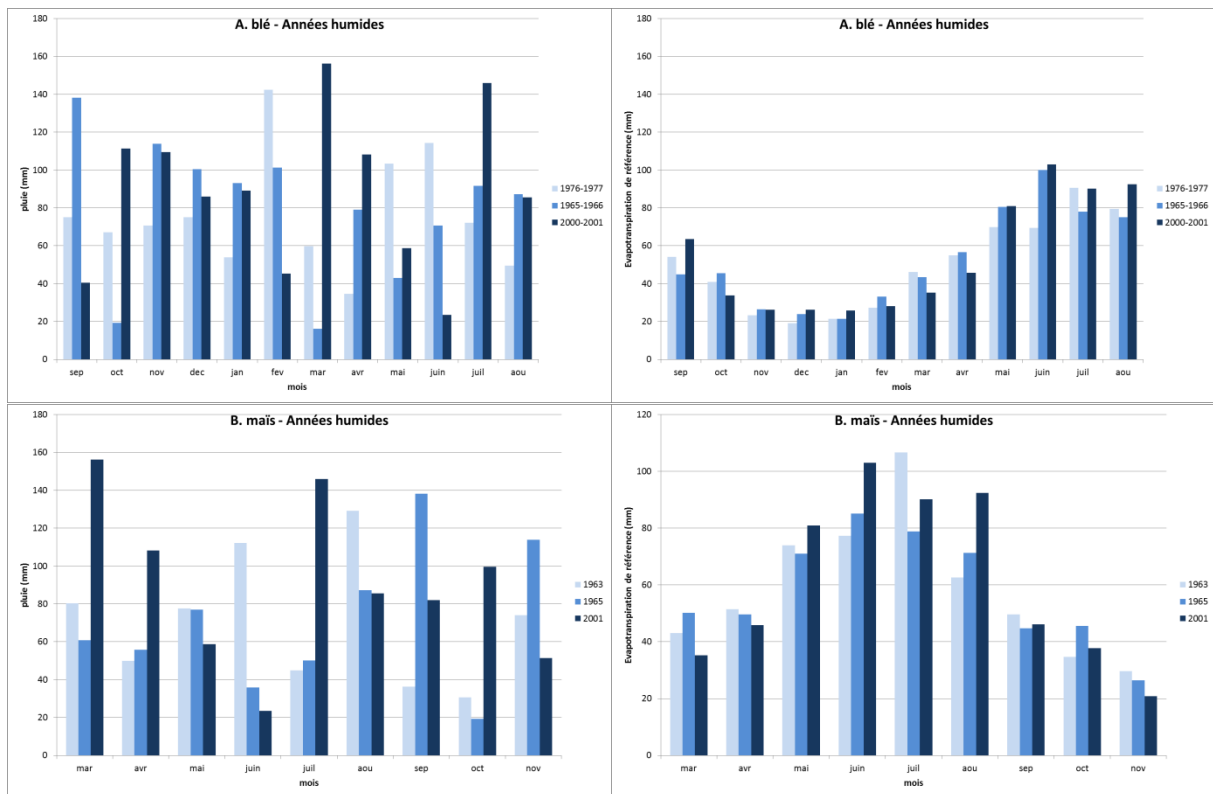


Figure 24 : répartition de la pluie mensuelle (à gauche) et de l'évapotranspiration de référence (ET0) mensuelle (à droite) pour les 3 années climatiques humides (A. scénarios blé (en haut) et B. scénarios maïs (en bas)). Les années sont classées de la plus sèche à la plus humide.

Le détail des pluviométries et des ET0 journalières est donné en annexe 6.

5. Choix des variables de sortie

Nous avons choisi d'analyser les variables de sortie des modules bilan hydrique et transfert d'eau ainsi que quelques variables relatives à la culture (indice de surface foliaire, biomasse des organes récoltés et biomasse aérienne) (Tableau 14).

Certaines variables de sortie comme l'évaporation du sol ou le drainage ont des valeurs qui sont calculées sur toute la durée de la simulation. D'autres, comme la transpiration ou la biomasse aérienne, ne sont calculées que sur la saison culturale, puisqu'elles n'ont de sens qu'en raison de la présence de la culture. D'autres, enfin, ne présentent qu'une seule valeur par simulation comme par exemple la date de levée.

Tableau 14 : liste des variables de sortie qui seront analysées dans l'analyse d'incertitude

Nom de la variable	Signification	Temporalité	Période de calcul
CEP	transpiration réelle cumulée (mm)	journalière cumulée	saison culturale
CESTOUT	évaporation réelle cumulée (mm)	journalière cumulée	durée totale
ESOL	évaporation du sol réelle journalière	journalière	durée totale
DRAT	quantité cumulée d'eau drainée à la base du profil de sol (mm)	journalière cumulée	durée totale
DRAIN	quantité journalière d'eau drainée à la base du profil de sol (mm j ⁻¹)	journalière	durée totale
TOTIR	quantité totale d'apports d'eau par irrigation (mm)	journalière cumulée	durée totale
HR(1), HR(3), HR(5)	HR(2), HR(4), teneur en eau pondérale de chacun des 5 horizons (%)	journalière	durée totale
LAI	indice de surface foliaire (m ² m ⁻²)	journalière	saison culturale
MAFRUIT	quantité de matière sèche des organes récoltés (t ha ⁻¹)	journalière	saison culturale
MASEC	quantité de matière sèche aérienne (t ha ⁻¹)	journalière	saison culturale
RSURRU	fraction journalière de remplissage de la réserve maximale utile en eau calculée sur le profil de sol (sans unité)	journalière	durée totale
RU	réserve maximale utile en eau calculée sur le profil de sol (mm)	fixe	durée totale
ILEVS	date de levée	date	saison culturale
IRECS	date de récolte	date	saison culturale

6. Implémentation

Les règles de pédotransfert sont exécutées avec un programme Fortran et les résultats des règles correspondant aux bornes des paramètres en entrée de l'analyse d'incertitude sont stockés dans une table d'une base de données PostgreSQL pour chaque UTS.

Le modèle Stics utilisé correspond à la version encapsulée de la plate-forme de modélisation RECORD (Bergez *et al.*, 2013 ; Bergez *et al.*, 2014). L'analyse d'incertitude est réalisée dans R (R Development Core Team, 2012) grâce à la librairie RVLE qui permet d'utiliser sous R un simulateur RECORD.

Un simulateur RECORD est un objet VLE qui indique :

- le modèle utilisé : il s'agit ici d'une seule instance de Stics pour une unité de simulation ;
- les ports de sortie : ils correspondent aux variables simulées sélectionnées (Tableau 14) qui seront stockées dans le répertoire output ;
- les données d'entrée à utiliser (stockées dans le répertoire data) : elles correspondent aux données climatiques journalières mais aussi aux fichiers de paramètres de Stics (paramètres généraux, station climatique, itinéraire technique, sol, plante et initialisation). Les fichiers doivent être disponibles au format Stics ;
- les conditions du simulateur : ce sont l'ensemble des informations qui pourront ensuite être modifiées sous R ; elles correspondent, pour notre analyse, à l'ensemble des paramètres sols

de Stics sur lesquels des incertitudes seront déterminées, ainsi que l'ensemble des paramètres à faire varier pour passer d'un scénario à un autre (chemin d'accès aux fichiers d'entrée, date de semis, date de travail du sol, etc.) ;

- la date de début de simulation et sa durée.

Un simulateur RECORD peut être utilisé en 2 modes : le mode « file » qui stocke les sorties dans les fichiers de sortie (mais cela ne stocke les données que pour une seule simulation) et un mode « storage » qui stocke les sorties dans des objets R de type matrice ou dataframe. Pour les besoins de l'analyse, le simulateur est utilisé en mode « storage » ce qui permet de stocker l'ensemble des 1000 simulations dans un seul dataframe. Cependant, pour ne pas saturer la mémoire de R, les résultats sont ensuite exportés en fichiers csv.

7. Méthode de présentation des résultats

L'analyse des résultats des 1000 simulations par scénario (6 années climatiques, 5 occupations du sol) sur les variables de sortie de Stics sélectionnées a été effectuée pour le groupe A (solnu1 et blé) d'une part (chapitre 5), et le groupe B (solnu2, mais1, mais2, mais3) d'autre part (chapitre 6).

L'analyse repose sur :

- la réalisation de graphiques par scénario montrant la superposition des 1000 courbes pour chaque variable journalière ;
- le calcul de statistiques résumant la distribution de probabilité des variables de sortie de Stics : médiane, 1^{er} et 3^e quartiles, moyenne, écart-type, coefficient de variation (correspondant au rapport écart-type/moyenne) :
 - pour les variables de sortie journalières, ces statistiques sont calculées pour chaque jour et un graphique d'évolution dans le temps est réalisé pour la moyenne, l'écart-type et le coefficient de variation ;
 - pour les variables journalières cumulées, des boxplots sont également réalisés à une date spécifique correspondant à la fin de la simulation pour l'évaporation cumulée et le drainage cumulé, à la récolte pour la transpiration cumulée, la biomasse aérienne et la biomasse des organes récoltés, au stade LAX pour l'indice de surface foliaire. Le boxplot présente les éléments suivants : la médiane représentée par la barre située dans le rectangle, le 1^{er} et le 3^e quartile qui forment les extrémités du rectangle (sa hauteur correspond à l'écart interquartile), 1,5 fois l'écart interquartile qui correspond à l'extension de la barre verticale située au-delà du rectangle, et les valeurs extrêmes sous la forme de points ;
 - pour le drainage journalier, le résumé statistique est également calculé en excluant les jours sans drainage, car ceux-ci ne permettent pas de calculer des coefficients de variation (moyenne nulle). Cela permet de quantifier la variation du drainage journalier quand celui-ci est présent. Le nombre de jours de drainage est également calculé ;
 - pour les teneurs en eau des horizons et le rapport RSURRU, un calcul du nombre de jours depuis le début de la simulation pour atteindre la teneur en eau à la capacité au champ ou la RU pleine (RSURRU=1) a également été effectué.

Dans l'ensemble des tableaux et figures, les années seront présentées de la plus sèche à la plus humide. Dans les tableaux, les années humides sont présentées sur fond bleu.

Les incertitudes absolues sur les variables de sortie sont estimées par l'écart-type et les incertitudes relatives par le coefficient de variation.

Pour classer les coefficients de variation, j'ai adopté la règle suivante, inspirée de Mulla et McBratney (2002) :

- si $CV < 25 \%$, l'incertitude relative sera considérée comme « faible »,
- si $25 \% \leq CV < 50 \%$, l'incertitude relative sera considérée comme « modérée »,
- si $50 \% \leq CV < 100 \%$, l'incertitude relative sera considérée comme « forte »,
- si $CV \geq 100 \%$, l'incertitude relative sera considérée comme « très forte ».

8. Conclusion

La méthodologie de l'analyse d'incertitude a été mise au point sur une UTS test de la BDGSF située en région Centre-Val-de-Loire en utilisant le modèle Stics implémenté dans la plate-forme de modélisation RECORD. L'analyse d'incertitude ne porte pas sur le modèle Stics mais sur l'ensemble formé par le système d'estimation des paramètres sols de Stics à partir d'une UTS et le modèle Stics.

Trente-six scénarios ont été considérés dans l'analyse répartis en deux groupes :

- le groupe A correspondant à des scénarios de sol nu (solnu1) et de blé (blé) simulés du 1^{er} septembre de l'année N au 31 août de l'année N+1 ;
- le groupe B correspondant à des scénarios de sol nu (solnu2), de maïs non irrigué (mais1), de maïs avec irrigation restreinte (mais2) et de maïs avec irrigation optimale (mais3), simulés du 1^{er} mars de l'année N au 30 novembre de l'année N.

Pour chaque groupe, trois années sèches et trois années humides ont été choisies à partir de données entre 1959 et 2008 d'une maille Safran :

- pour le groupe A :
 - les années sèches sont de la plus sèche à la plus humide : 1989-1990, 1975-1976 et 1963-1964 ;
 - les années humides sont de la plus sèche à la plus humide : 1976-1977, 1965-1966, 2000-2001 ;
- pour le groupe B :
 - les années sèches sont de la plus sèche à la plus humide : 1976, 1959, 1990 ;
 - les années humides sont de la plus sèche à la plus humide : 1963, 1965, 2001.

J'appellerai dans la suite de ce travail « facteur de l'analyse d'incertitude » les attributs sur lesquels les incertitudes sont définies et qui sont donnés au tableau 9, et j'appellerai « paramètres sols de Stics » les paramètres calculés à partir de ces facteurs (étape 3 de la figure 19) et qui sont listés dans le tableau 3, auxquels il faut rajouter les teneurs en eau initiales.

PARTIE 3

RESULTATS ET DISCUSSION

Dans la partie III, je présenterai les résultats de l'analyse d'incertitude appliqué à l'UTS test dans trois chapitres :

- le chapitre 5 qui détaillera les résultats obtenus pour les scénarios du groupe A, soit blé et sol nu associé ;
- le chapitre 6 présentera les résultats obtenus pour les scénarios du groupe B, soit maïs non irrigué, maïs avec irrigation restreinte et maïs avec irrigation optimale et sol nu associé ;
- enfin, dans le chapitre 7, une confrontation des scénarios des groupes A et B sera réalisée ainsi qu'une analyse des relations avec les facteurs de l'analyse d'incertitude.

Dans tous les cas, je ne présenterai pas l'ensemble des données obtenues dans l'analyse d'incertitude, mais seulement les éléments saillants. Les résultats non présentés dans le corps du texte sont cependant disponibles dans les annexes 7 à 9.

Chapitre 5 : Résultats de l'analyse d'incertitude sur l'UTS test pour les scénarios blé et sol nu associés (groupe A)

1. Analyse des sorties du bilan hydrique journalier

1.1 Evaporation du sol journalière

L'évaporation journalière du sol est variable au cours du temps (Tableau 15, Figure 25) en fonction de la demande climatique. Elle est, en moyenne, inférieure en climat sec ($0,78-0,96 \text{ mm j}^{-1}$ en sol nu, $0,73-0,74 \text{ mm j}^{-1}$ en blé) par rapport au climat humide avec le sol nu et le blé sauf pour l'année 1989-1990 qui présente des valeurs plus proches ($1,09 \text{ mm j}^{-1}$ en sol nu, $0,86 \text{ mm j}^{-1}$ en blé) de celles des années humides ($1,17-1,27 \text{ mm j}^{-1}$ en sol nu, $0,85-0,86 \text{ mm j}^{-1}$ en blé). Les écarts-types de la moyenne journalière ont des valeurs allant de 0,55 à 0,81 mm j^{-1} représentant un coefficient de variation entre 58 et 87 %. Cela indique une forte fluctuation de cette moyenne journalière au cours du temps confirmée par la figure 25. Avec le blé, une diminution importante de l'évaporation intervient pendant la période de croissance de la culture (Figure 25) ce qui explique les valeurs moyennes plus faibles en blé qu'en sol nu.

Tableau 15 : statistiques relatives à la moyenne journalière de l'évaporation du sol (mm j^{-1}), calculée sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).

Occupation	Années	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1989-1990	0,50	0,93	1,09	1,51	0,74
	1975-1976	0,39	0,63	0,78	1,00	0,56
	1963-1964	0,44	0,80	0,96	1,39	0,69
	1976-1977	0,70	1,10	1,27	1,70	0,81
	1965-1966	0,60	0,92	1,17	1,60	0,80
	2000-2001	0,70	1,10	1,26	1,67	0,73
blé	1989-1990	0,40	0,67	0,86	1,19	0,65
	1975-1976	0,38	0,57	0,74	0,90	0,56
	1963-1964	0,33	0,60	0,73	0,98	0,55
	1976-1977	0,35	0,65	0,85	1,10	0,71
	1965-1966	0,42	0,67	0,86	1,10	0,67
	2000-2001	0,30	0,64	0,85	1,13	0,74

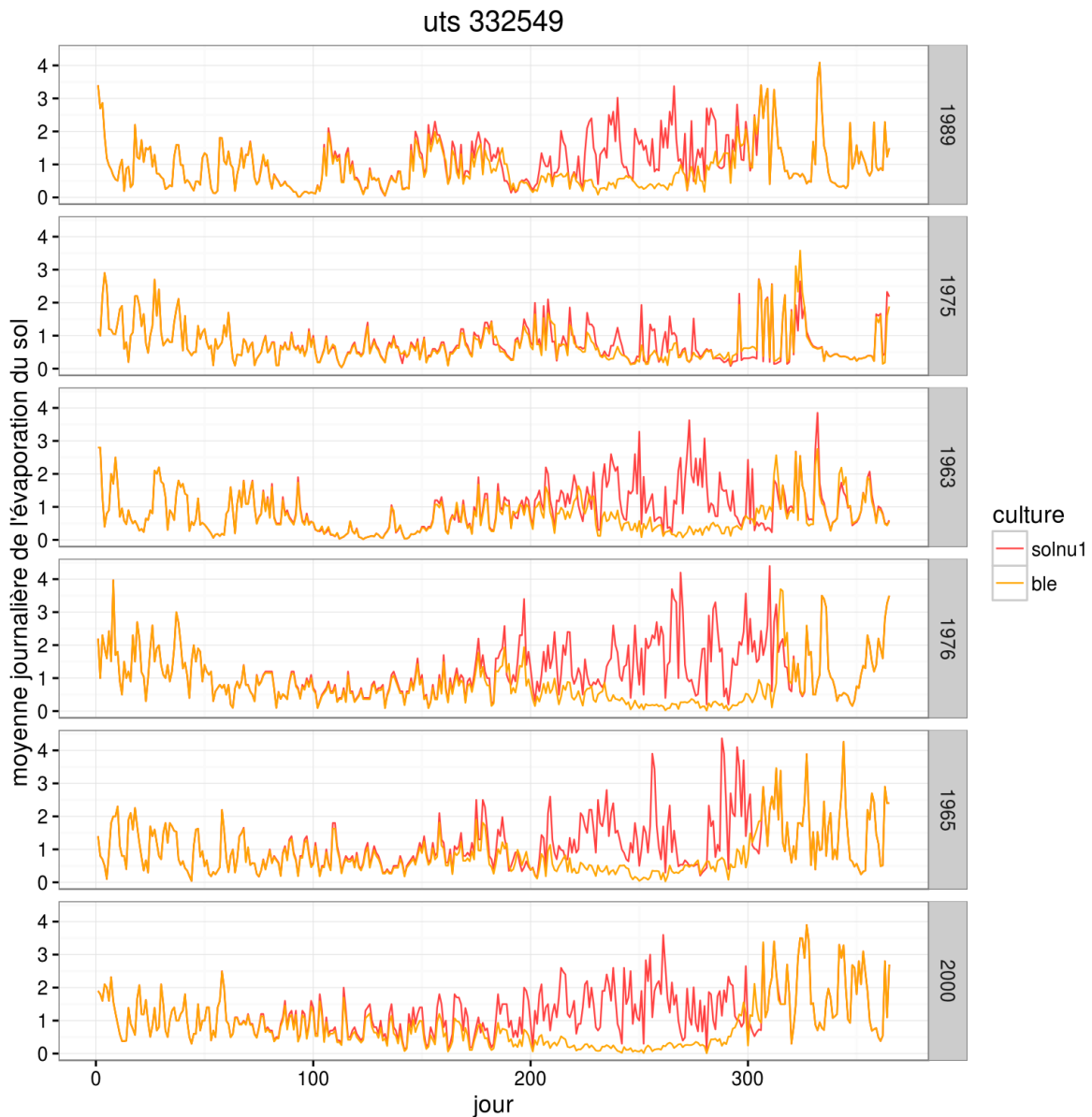


Figure 25 : variation de la moyenne journalière de l'évaporation du sol (mm j^{-1}), calculée sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.

Les incertitudes absolues observées par l'écart-type journalier sont elles aussi variables dans le temps (Tableau 16, Figure 26). Elles sont plus élevées en climat sec (*moyenne entre 0,06 et 0,08 mm j^{-1} en sol nu, et entre 0,07 et 0,12 mm j^{-1} en blé*) qu'en climat humide (*moyenne entre 0,04 et 0,07 mm j^{-1} en sol nu, et entre 0,03 et 0,06 mm j^{-1} en blé*) tant en sol nu qu'en blé. Les écarts-types des incertitudes absolues sont plus élevés que les moyennes en raison d'une fluctuation temporelle importante. Cependant, les troisièmes quartiles montrent que ces incertitudes absolues sont dans 75 % des cas inférieures à $0,1 \text{ mm j}^{-1}$, même si certains jours elles peuvent dépasser 1 mm j^{-1} (Figure 26). Ces incertitudes plus élevées apparaissent surtout en fin de printemps-début d'été (250^e-320^e jours).

Tableau 16 : statistiques relatives à l'écart-type journalier de l'évaporation du sol (mm j^{-1}), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1989-1990	3,84E-07	0,05	0,08	0,10	0,11
	1975-1976	1,18E-07	0,02	0,06	0,07	0,10
	1963-1964	2,16E-07	0,02	0,07	0,10	0,13
	1976-1977	1,17E-07	2,39E-07	0,04	0,03	0,09
	1965-1966	1,48E-07	3,60E-07	0,05	0,06	0,09
	2000-2001	1,19E-08	2,03E-07	0,07	0,07	0,16
blé	1989-1990	0,03	0,06	0,12	0,12	0,16
	1975-1976	8,51E-04	0,02	0,07	0,07	0,12
	1963-1964	0,01	0,04	0,08	0,11	0,14
	1976-1977	7,43E-05	1,87E-03	0,03	0,01	0,13
	1965-1966	3,47E-03	0,02	0,06	0,05	0,12
	2000-2001	1,21E-04	7,31E-04	0,04	0,005	0,10

Les incertitudes relatives de l'évaporation du sol dues aux incertitudes sur les données sols sont faibles (*en moyenne entre 3 et 16 %*). Elles sont inférieures à 11 % pour plus de la moitié des jours de simulation et à 22 % pour 75 % des jours de simulation (Tableau 17). Cependant, elles peuvent atteindre des valeurs fortes à très fortes certains jours (Figure 27), surtout en fin de printemps-début d'été. Les années sèches présentent des incertitudes relatives plus élevées que les années humides en sol nu (*8-9 % en moyenne en années sèches contre 3-6 % en années humides*) comme en blé (*10-16 % en moyenne en années sèches contre 3-8 % en années humides*).

Tableau 17 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier de l'évaporation du sol (%), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1989-1990	1,7E-05	9	9	12	10
	1975-1976	1,7E-05	5	9	12	12
	1963-1964	1,7E-05	6	8	11	9
	1976-1977	1,3E-05	1,7E-05	3	3	6
	1965-1966	1,7E-05	1,7E-05	5	8	8
	2000-2001	9,9E-07	1,4E-05	6	6	13
blé	1989-1990	5	11	16	20	17
	1975-1976	0,1	5	10	16	13
	1963-1964	2	11	13	22	12
	1976-1977	0,02	0,2	3	4	6
	1965-1966	1	4	8	7	12
	2000-2001	0,02	0,3	3	2	7

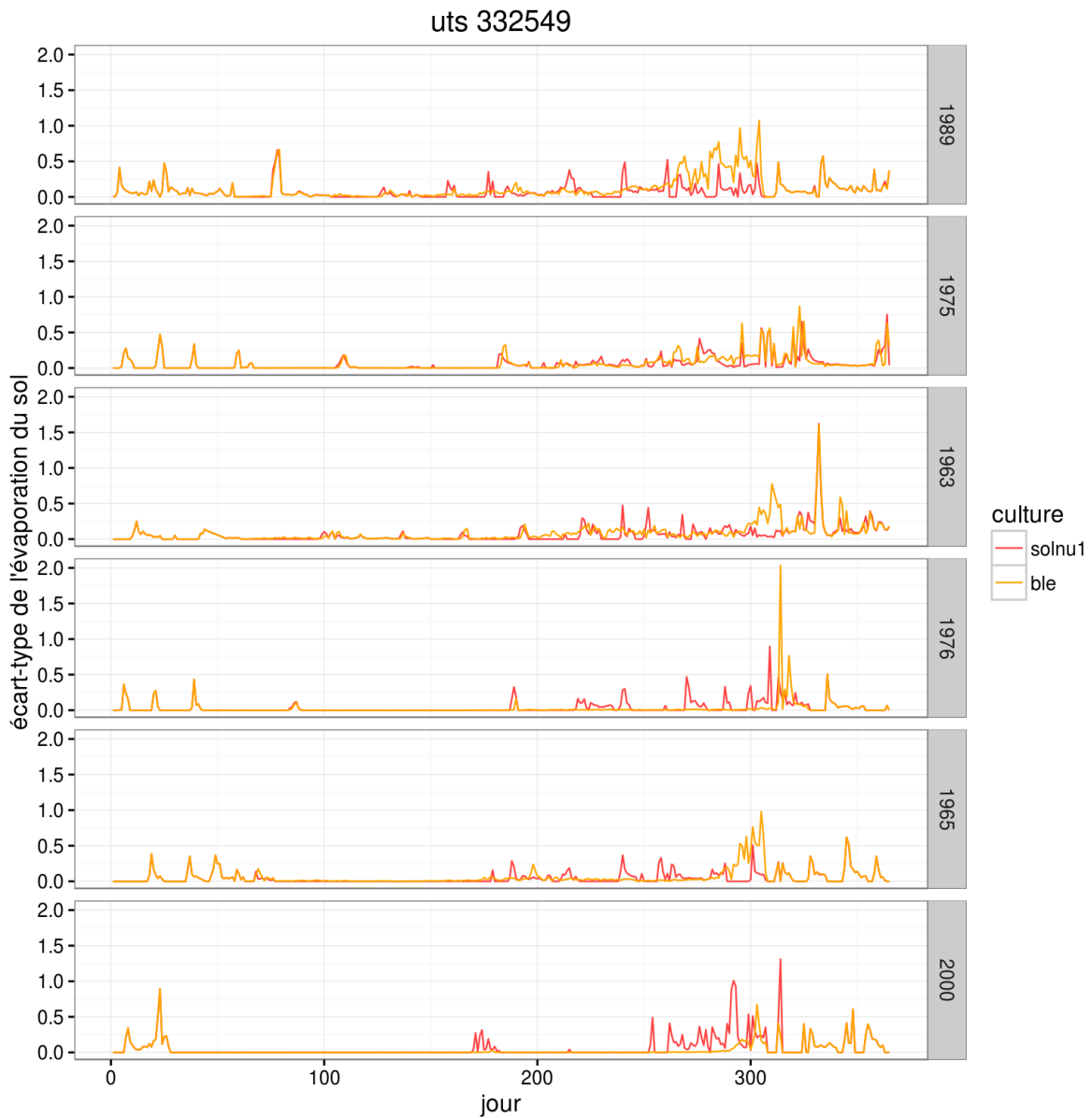


Figure 26 : variation dans le temps de l'écart type journalier de l'évaporation du sol (mm.j^{-1}), calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.

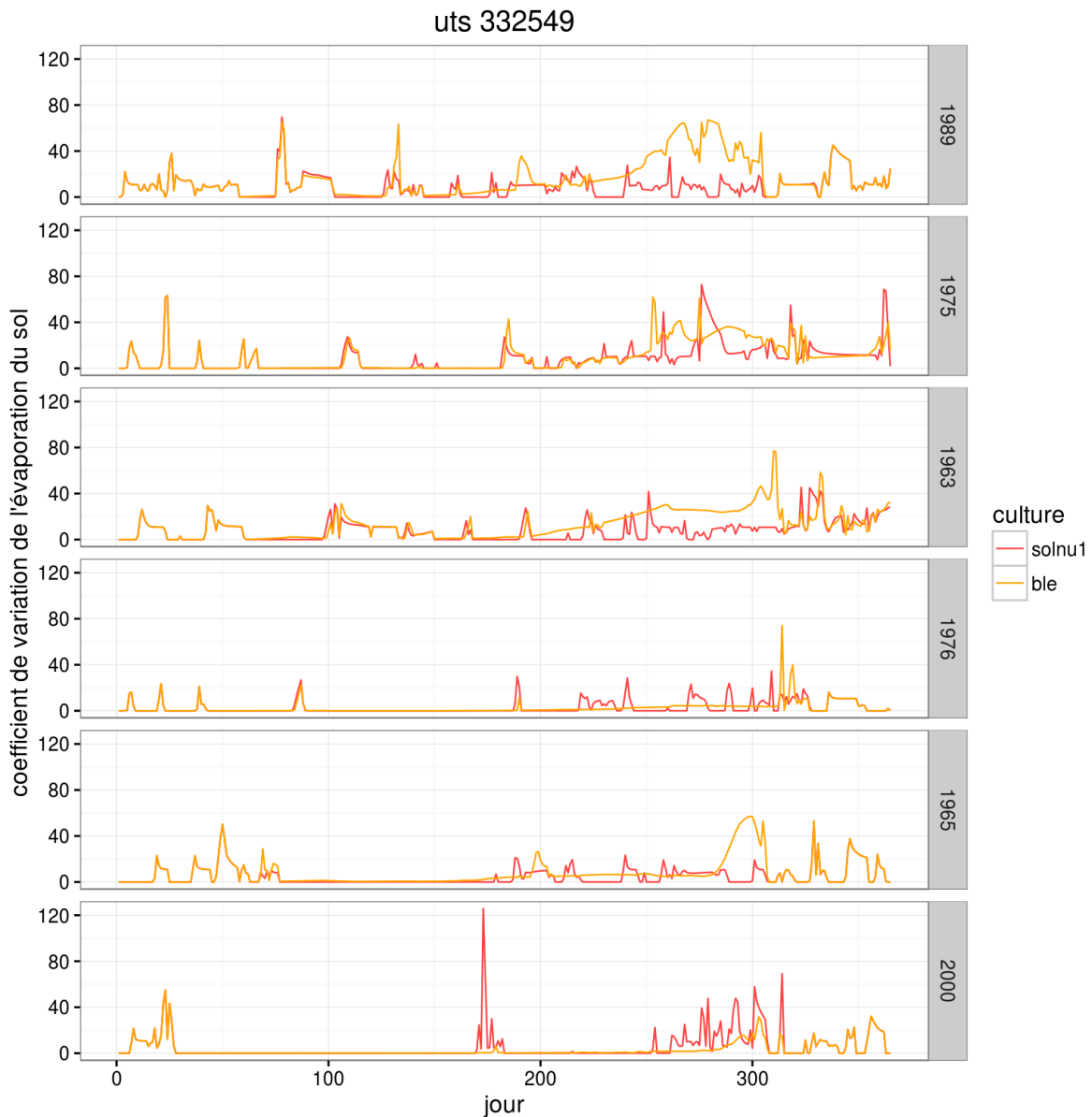


Figure 27 : variation dans le temps du coefficient de variation journalier de l'évaporation du sol (%), calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.

1.2 Drainage journalier

Les statistiques de la moyenne journalière du drainage calculée sur les 1000 simulations sont présentées dans le Tableau 18. On observe logiquement un effet climatique avec des moyennes journalières plus faibles en années sèches (*en moyenne 0,18-0,45 mm j⁻¹ en sol nu, 0,17-0,45 mm j⁻¹ en blé*) qu'en années humides (*en moyenne 1,06-1,47 mm j⁻¹ en sol nu, 0,88-1,24 mm j⁻¹ en blé*). La moyenne journalière est également plus faible en blé qu'en sol nu, surtout en années humides. Les écarts-types de la moyenne journalière sont supérieurs à la valeur moyenne ce qui est lié au grand nombre de jours sans drainage (*au moins 50 % des jours en années humides, jusqu'à 75 % des jours en années sèches*) et à la grande amplitude du drainage journalier (*le maximum étant de 33,8 mm j⁻¹*).

En années sèches, le drainage apparaît surtout en début de période de simulation, en automne et en hiver (Figure 28), périodes où se situent les pluies les plus importantes (cf. annexe 6). En années humides, il se répartit de manière plus régulière au cours de la simulation (Figure 29) suivant la répartition des pluies (cf. annexe 6).

Tableau 18 : statistiques relatives à la moyenne journalière du drainage (mm j^{-1}), calculée sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1989-1990	0,0	0,0	0,18	0,00	0,92
	1975-1976	0,0	0,0	0,45	0,00	2,10
	1963-1964	0,0	0,0	0,23	0,00	1,31
	1976-1977	0,0	0,0	1,06	0,18	2,85
	1965-1966	0,0	0,0	1,27	0,02	3,59
	2000-2001	0,0	0,0	1,47	0,91	3,52
blé	1989-1990	0,0	0,0	0,17	0,00	0,89
	1975-1976	0,0	0,0	0,45	0,00	2,10
	1963-1964	0,0	0,0	0,19	0,00	0,98
	1976-1977	0,0	0,0	0,88	0,01	2,48
	1965-1966	0,0	0,0	0,97	0,00	2,89
	2000-2001	0,0	0,0	1,24	0,62	3,09

Les statistiques de l'écart-type journalier sont présentées dans le tableau 19. Les incertitudes absolues sont en moyenne du même ordre de grandeur entre sol nu et blé et entre années climatiques ($0,14\text{-}0,22 \text{ mm j}^{-1}$). Entre sol nu et blé, leur variation au cours du temps est similaire (Figure 28, Figure 29). Les incertitudes absolues les plus fortes sont situées majoritairement en début de période de simulation tant en années sèches qu'humides. En années sèches, elles concernent une majorité de jours avec drainage alors qu'en années humides, elles ne concernent que quelques jours en début de période. Pour les années 1965-1966 et 2000-2001, des jours avec de fortes incertitudes absolues sont observés en fin de période de simulation avec le blé.

Tableau 19 : statistiques relatives à l'écart-type journalier du drainage (mm j^{-1}), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	Écart-type
sol nu	1989-1990	0,0	0,0	0,14	0,0	0,7
	1975-1976	0,0	0,0	0,17	0,0	1,0
	1963-1964	0,0	0,0	0,16	0,0	0,7
	1976-1977	0,0	0,0	0,19	0,0	0,7
	1965-1966	0,0	0,0	0,19	0,0	0,8
	2000-2001	0,0	0,0	0,20	0,0	0,8
blé	1989-1990	0,0	0,0	0,14	0,0	0,7
	1975-1976	0,0	0,0	0,17	0,0	1,0
	1963-1964	0,0	0,0	0,14	0,0	0,7
	1976-1977	0,0	0,0	0,18	0,0	0,7
	1965-1966	0,0	0,0	0,22	0,0	0,9
	2000-2001	0,0	0,0	0,22	0,0	0,9

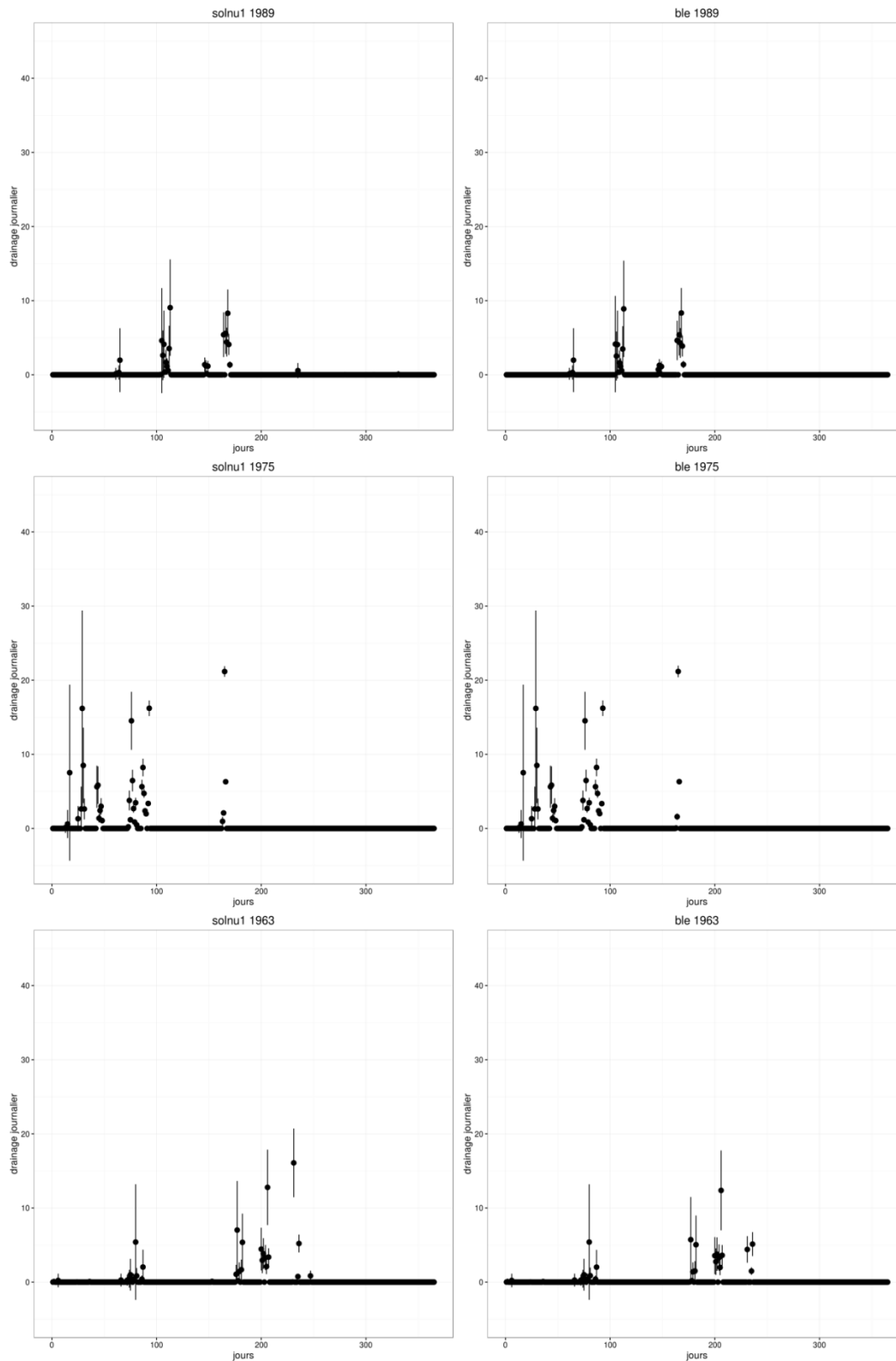


Figure 28 : répartition de la moyenne journalière (point) et de l'écart-type journalier (trait vertical) (mm j^{-1}) du drainage en fonction du temps, par occupation et par années climatiques, pour les années sèches.

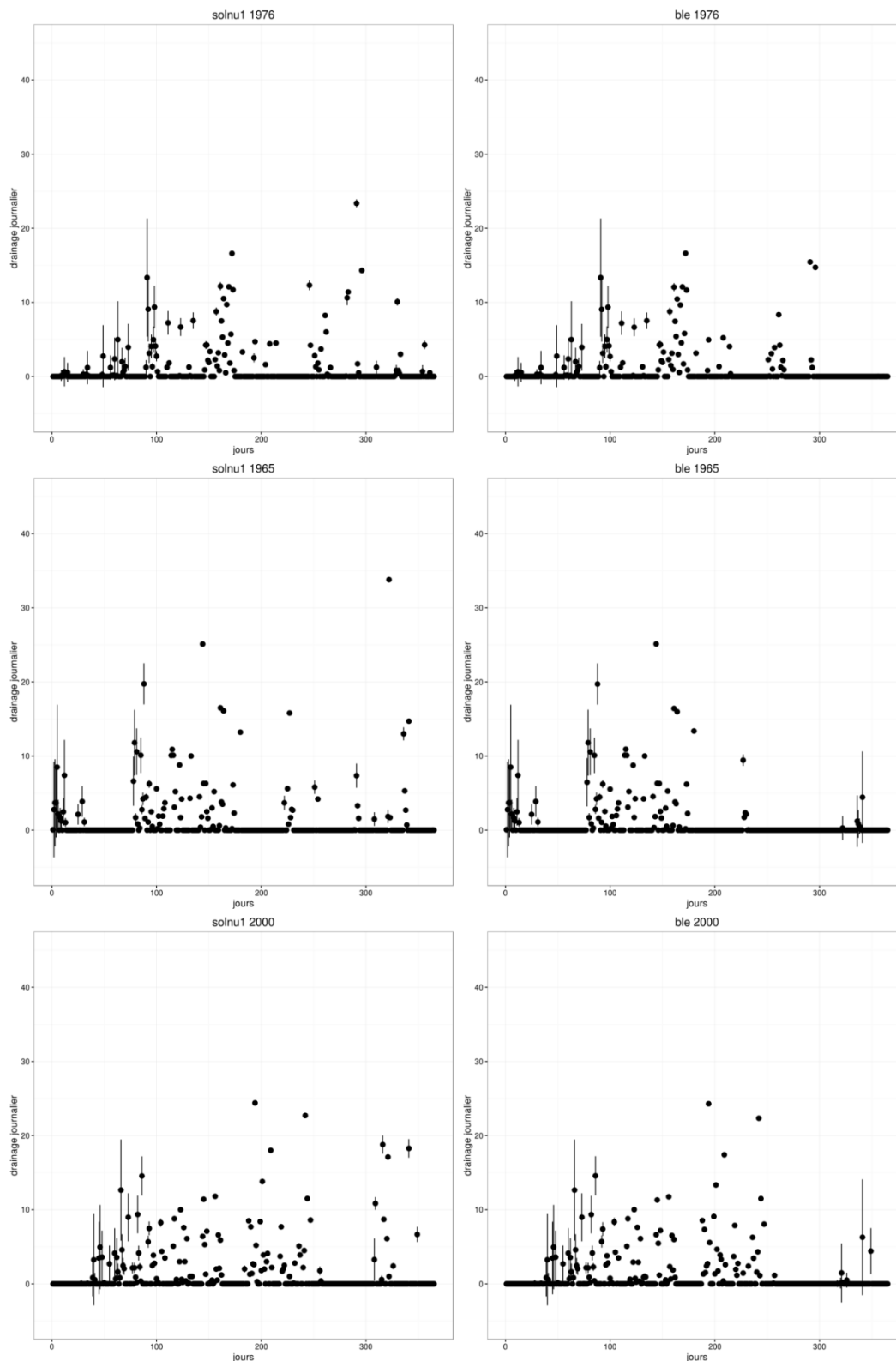


Figure 29 : répartition de la moyenne journalière (point) et de l'écart-type journalier (trait vertical) (mm j^{-1}) du drainage en fonction du temps, par occupation et par années climatiques, pour les années humides

En raison du grand nombre de jours de moyenne journalière nulle, les coefficients de variation n'ont été calculés que sur les jours de moyenne non nulle (Tableau 20). Ils montrent que les incertitudes relatives sont très fortes en moyenne (112-499 % en sol nu, 103-315 % en blé) sauf en 1965-1966 pour le sol nu (41 %) et en 1976-1977 pour le blé (90 %). Il y a un fort effet climatique avec des

valeurs plus faibles en années humides qu'en années sèches. Mais la médiane montre que ces coefficients de variation sont faibles pour 50 % des simulations drainantes en années humides avec le blé comme le sol nu.

Tableau 20 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier du drainage (%), calculé sur les 1000 simulations pour les jours avec drainage, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1989-1990	69	141	499	589	716
	1975-1976	16	36	183	82	542
	1963-1964	67	125	369	283	707
	1976-1977	4,5E-05	15	112	113	305
	1965-1966	2,4E-05	3	41	26	120
	2000-2001	1,8E-05	2	122	33	453
	blé	1989-1990	64	101	315	242
1975-1976		18	36	106	90	205
1963-1964		66	124	311	283	562
1976-1977		0,17	16	90	100	175
1965-1966		0,13	6	103	56	373
2000-2001		0,02	3	138	42	457

En moyenne, le nombre de jours de drainage est compris entre 13 et 108 (Tableau 21). En années sèches, le nombre de jours de drainage (*13 à 28 jours en moyenne*) est inférieur à celui des années humides (*68 à 108 jours*). En blé, ce nombre est inférieur à celui du sol nu, avec un écart plus marqué en années humides (*entre 1 et 2 jours en années sèches sur la moyenne, entre 8 et 15 jours en années humides*). Cependant, l'écart est plus grand entre année climatique (*entre années sèches et années humides, l'écart est d'au moins 40 jours sur la moyenne*) qu'entre occupation. Les incertitudes absolues sur le nombre de jours de drainage sont comprises entre 6 et 11 jours sans différence entre sol nu et blé mais elles sont légèrement plus élevées en années humides qu'en années sèches. Les moyennes étant très différentes entre années humides et années sèches, les incertitudes relatives sont faibles en années humides (*entre 7 et 15 %*) et fortes en années sèches (*55 à 61 %*) sauf en 1975-1976 (*21-22 %*). Elles sont plus élevées avec le blé qu'avec le sol nu.

Les jours de drainage sont surtout répartis en automne et en hiver alors que la différence entre sol nu et blé s'exprime surtout au printemps et en été pendant la période de croissance de la culture. L'année 1975-1976 ne présentant pas de drainage à cette période, même en sol nu, et ayant un automne pluvieux, elle montre une variabilité moins grande du nombre de jours de drainage que les autres années (Figure 30).

Tableau 21 : statistiques relatives au nombre de jours de drainage par année climatique et par occupation du sol

moy. = moyenne, ec = écart-type, cv = coefficient de variation

année	sol nu			blé		
	moy.	ec	cv	moy.	ec	cv
1989-1990	14	8	57	13	8	59
1975-1976	28	6	21	27	6	22
1963-1964	16	9	55	14	9	61
1976-1977	83	11	14	72	11	15
1965-1966	83	7	8	68	7	11
2000-2001	108	8	7	100	9	9

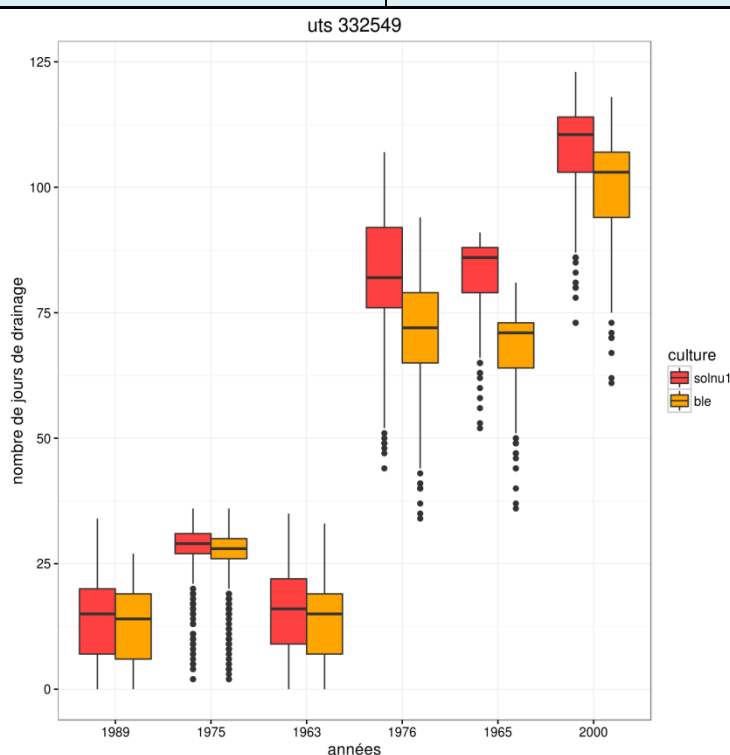


Figure 30 : boxplot du nombre de jours de drainage par année climatique et par occupation du sol

1.3 Teneurs en eau du sol

Seuls les résultats des horizons 1 et 3 sont présentés. Ceux de l'horizon 2 sont en annexe 7.

La moyenne journalière de la teneur en eau calculée sur les 1000 simulations montre logiquement des valeurs moyennes plus faibles en climat sec (16,6 à 17,5 % en sol nu, 15,3 à 16,6 % en blé sur l'horizon 1) qu'en climat humide (19,2 à 19,8 % en sol nu, 19,3 à 19,9 % en blé sur l'horizon 1) tant en sol nu qu'en blé, pour les trois horizons (sauf en 1975-1976 pour l'horizon 3 en sol nu) (Tableau 22, Tableau 23). Au cours du temps, la moyenne journalière est très fluctuante dans l'horizon 1 alors qu'elle est plus lissée dans les horizons 2 et 3 (Figure 31, Figure 32). Comme attendu, la teneur en eau du sol est inférieure avec le blé par rapport au sol nu en raison d'une diminution plus grande des teneurs en eau durant les périodes de dessèchement avec le blé.

Tableau 22 : statistiques relatives à la moyenne journalière de la teneur en eau de l'horizon 1 (%), calculée sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide)

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1989-1990	15,20	17,10	16,81	18,87	2,76
	1975-1976	13,63	18,35	16,63	19,74	3,92
	1963-1964	16,37	18,25	17,47	19,51	2,97
	1976-1977	18,97	20,39	19,84	20,98	1,40
	1965-1966	18,33	19,93	19,51	20,95	1,47
	2000-2001	18,05	20,36	19,23	20,99	2,28
blé	1989-1990	12,93	15,73	15,85	18,56	3,14
	1975-1976	10,68	18,17	15,30	19,67	5,36
	1963-1964	15,82	18,06	16,62	19,51	4,35
	1976-1977	19,46	20,53	19,93	20,99	1,45
	1965-1966	18,42	19,97	19,44	20,92	1,70
	2000-2001	18,13	20,58	19,27	20,99	2,46

Tableau 23 : statistiques relatives à la moyenne journalière de la teneur en eau de l'horizon 3 (%), calculée sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide)

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1989-1990	16,27	19,54	18,42	19,61	1,54
	1975-1976	19,88	19,92	19,59	19,94	0,95
	1963-1964	17,28	18,59	18,20	19,79	1,55
	1976-1977	19,38	19,95	19,19	19,96	1,38
	1965-1966	19,94	19,95	19,73	19,96	0,52
	2000-2001	19,92	19,96	19,35	19,97	1,33
blé	1989-1990	14,00	16,26	16,28	18,66	2,18
	1975-1976	13,95	19,53	17,33	19,94	3,17
	1963-1964	15,97	17,26	16,66	17,79	1,88
	1976-1977	18,49	19,38	18,89	19,92	1,30
	1965-1966	18,70	19,28	18,76	19,96	1,56
	2000-2001	17,64	19,83	18,70	19,96	1,67

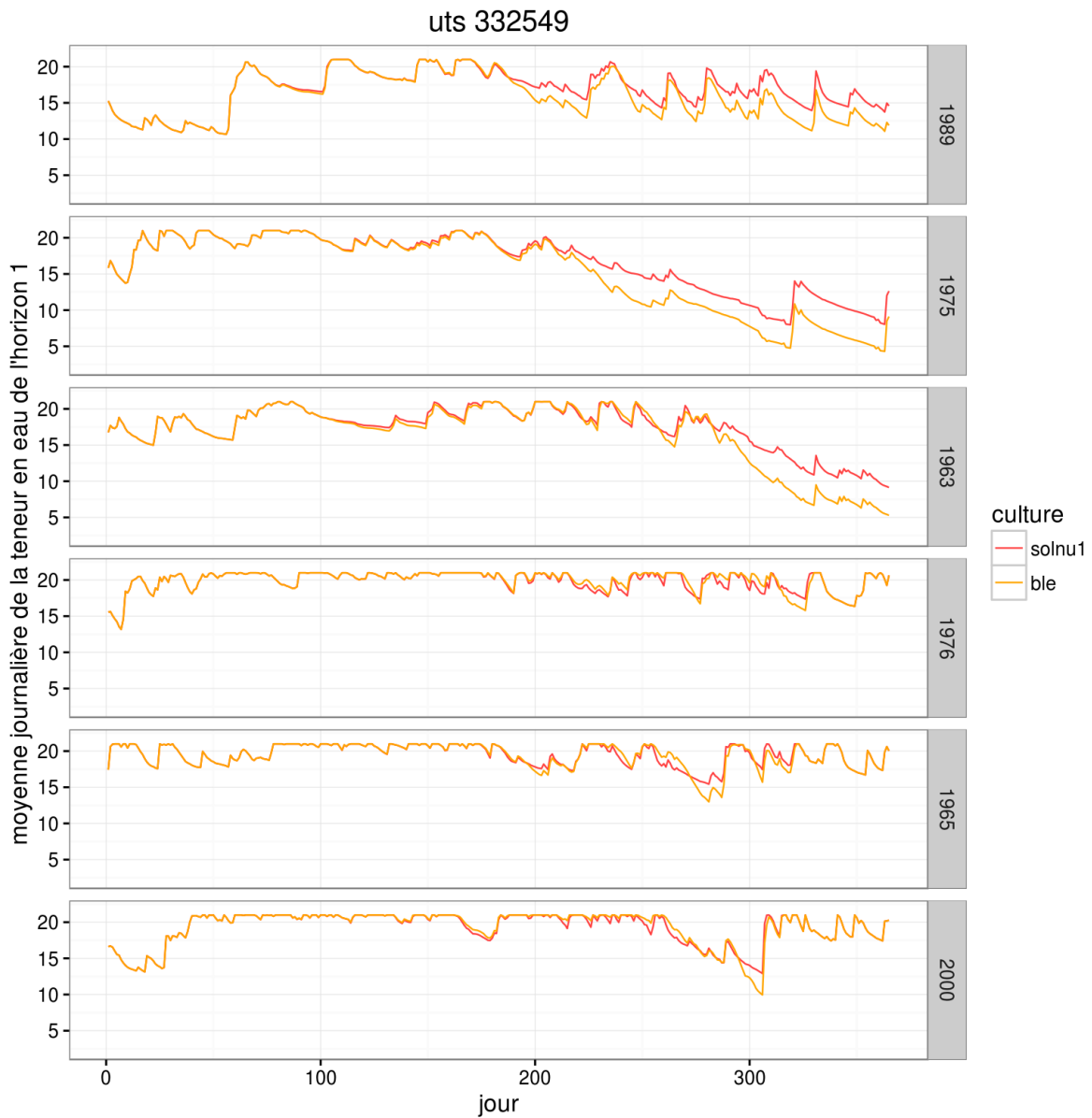


Figure 31 : variation de la moyenne journalière de la teneur en eau (%) de l'horizon 1, calculée sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.

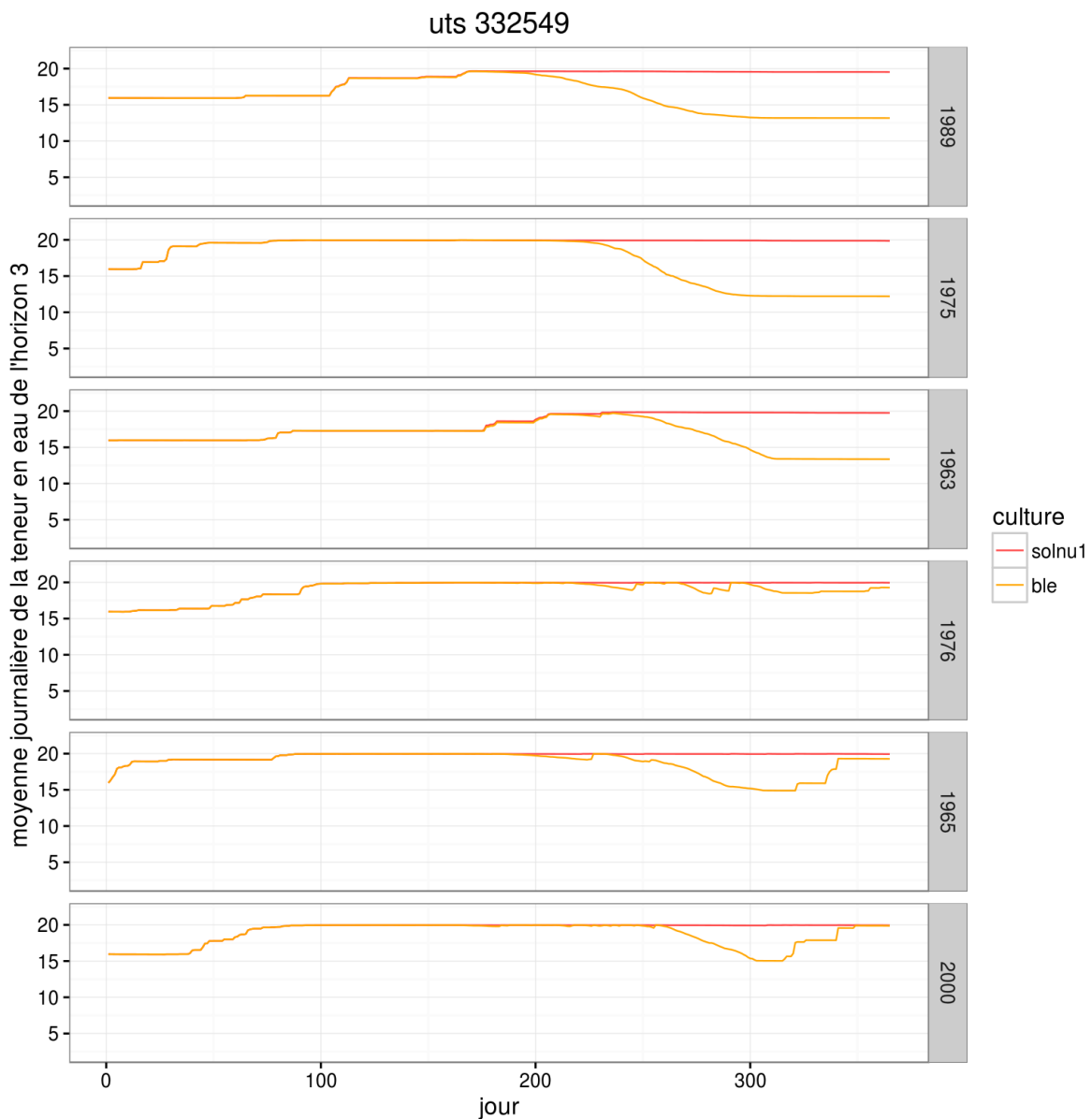


Figure 32 : variation de la moyenne journalière de la teneur en eau (%) de l'horizon 3, calculée sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.

Les incertitudes absolues sont de l'ordre de 3 à 4 % (Tableau 24, Tableau 25) tant en sol nu qu'en blé et sur les trois horizons. Elles sont plus élevées en début de simulation puis elles diminuent plus ou moins tardivement selon les années (Figure 33, Figure 34). Elles sont similaires entre sol nu et blé puis se différencient pendant les périodes de dessèchement printanières et estivales avec une diminution des incertitudes avec le blé. Cette différence est d'autant plus accentuée et persistante en années sèches.

Tableau 24 : statistiques relatives à l'écart-type journalier de la teneur en eau de l'horizon 1 (%), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide)

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1989-1990	3,31	3,47	3,49	3,71	0,24
	1975-1976	3,33	3,65	3,49	3,71	0,31
	1963-1964	3,59	3,66	3,61	3,71	0,16
	1976-1977	3,63	3,71	3,68	3,71	0,09
	1965-1966	3,62	3,71	3,67	3,71	0,07
	2000-2001	3,70	3,71	3,73	3,71	0,14
blé	1989-1990	2,87	3,38	3,30	3,69	0,43
	1975-1976	2,61	3,61	3,20	3,70	0,64
	1963-1964	3,24	3,59	3,39	3,70	0,46
	1976-1977	3,59	3,70	3,65	3,71	0,12
	1965-1966	3,55	3,67	3,59	3,71	0,20
	2000-2001	3,63	3,71	3,63	3,71	0,26

Tableau 25 : statistiques relatives à l'écart-type journalier de la teneur en eau de l'horizon 3 (%), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide)

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1989-1990	3,64	3,65	3,78	3,89	0,18
	1975-1976	3,64	3,65	3,68	3,65	0,12
	1963-1964	3,62	3,93	3,89	4,25	0,26
	1976-1977	3,64	3,64	3,75	3,67	0,20
	1965-1966	3,64	3,64	3,67	3,64	0,09
	2000-2001	3,64	3,64	3,70	3,65	0,14
blé	1989-1990	3,05	3,63	3,57	3,89	0,44
	1975-1976	3,14	3,64	3,47	3,64	0,38
	1963-1964	3,54	3,93	3,76	4,25	0,45
	1976-1977	3,62	3,64	3,74	3,69	0,21
	1965-1966	3,54	3,63	3,58	3,64	0,19
	2000-2001	3,61	3,64	3,64	3,64	0,21

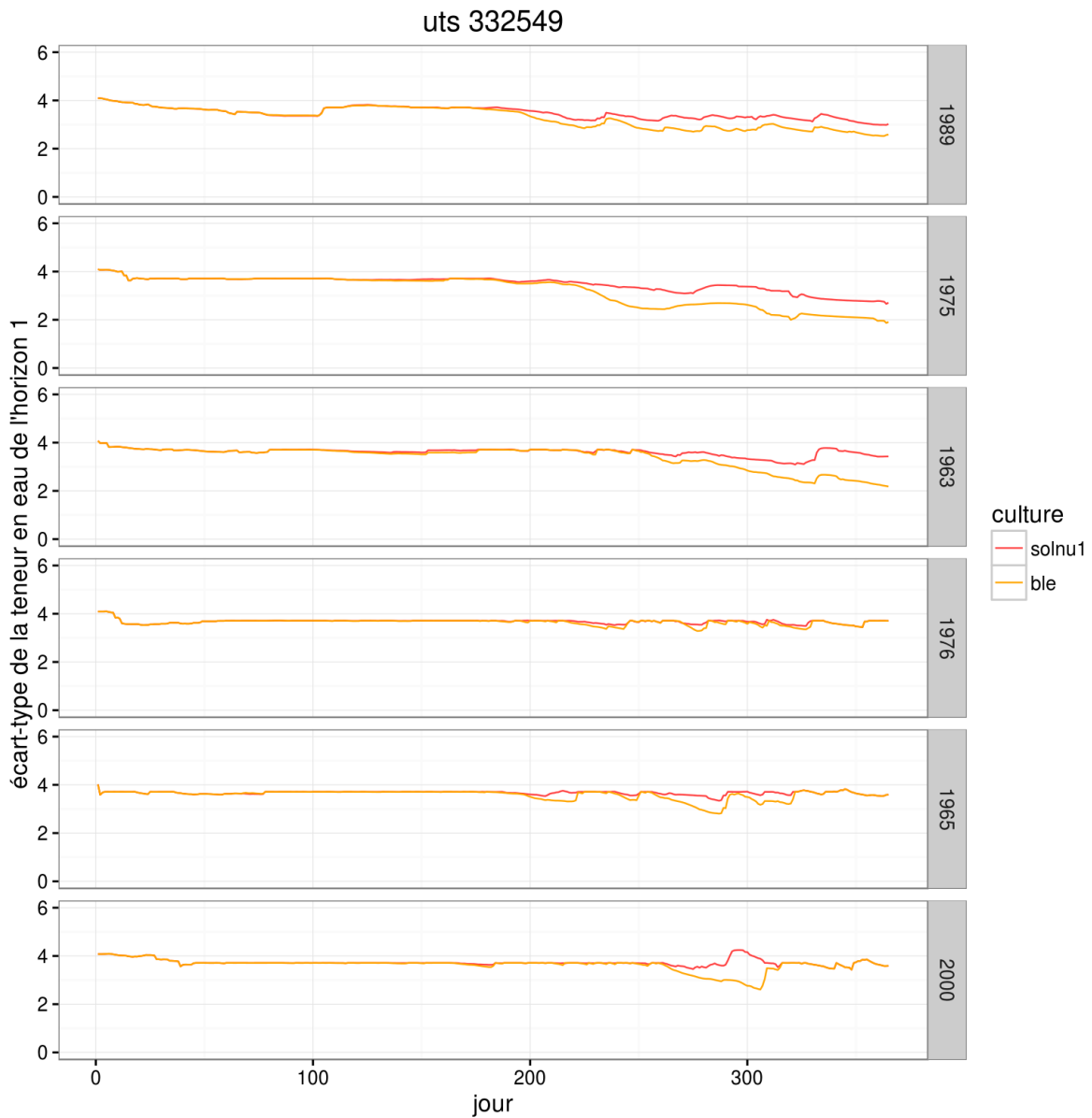


Figure 33 : variation de l'écart-type journalier de la teneur en eau de l'horizon 1, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.

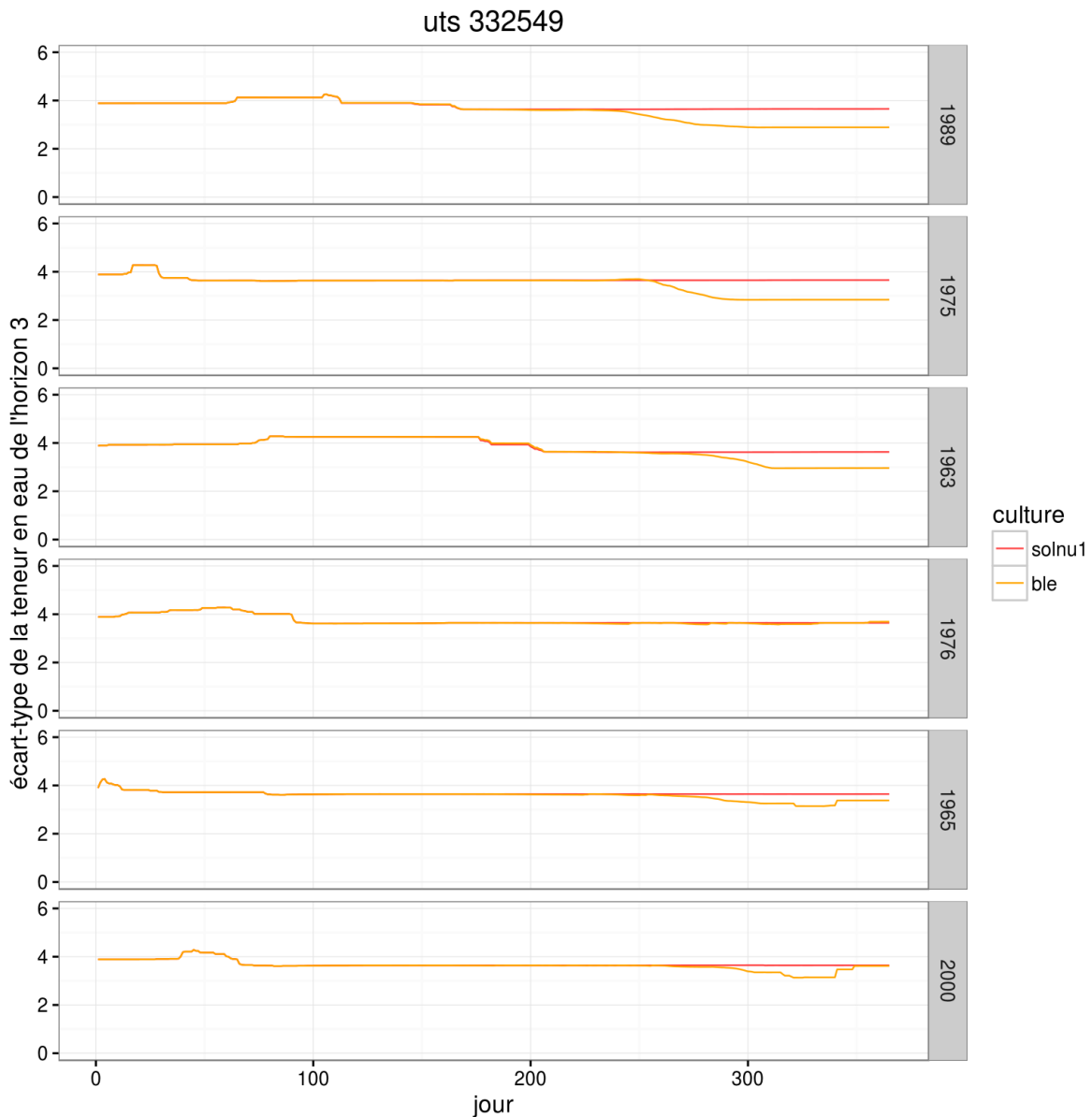


Figure 34 : variation de l'écart-type journalier de la teneur en eau de l'horizon 3, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.

Les incertitudes relatives sont faibles avec une moyenne entre 19 et 23 % (Tableau 26, Tableau 27) mais elles peuvent dépasser les 25 % notamment en début de simulation avant de diminuer (Figure 35, Figure 36). Cette diminution apparaît rapidement en années humides et plus tardivement en années sèches. Elle apparaît également plus tardivement avec la profondeur ce qui semble refléter un effet de la teneur en eau initiale qui s'ajouterait à celui des teneurs en eau caractéristiques, ce que confirme l'analyse du retour à la capacité au champ présentée ci-après. En fin de simulation, les incertitudes relatives peuvent augmenter surtout en années sèches et atteindre 40 %. Le blé, surtout sur les horizons 2 et 3, présente des incertitudes relatives plus élevées que pour le sol nu en raison d'une plus importante diminution des teneurs en eau.

Tableau 26 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier de la teneur en eau de l'horizon 1 (%), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide)

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1989-1990	18,8	20,0	21,4	21,2	4,7
	1975-1976	18,6	19,9	22,1	23,7	5,0
	1963-1964	18,8	19,9	21,4	22,2	4,4
	1976-1977	17,7	18,0	18,6	19,2	1,7
	1965-1966	17,7	18,4	18,9	19,9	1,3
	2000-2001	17,7	18,1	19,8	20,2	3,4
blé	1989-1990	18,4	20,2	21,5	21,7	4,7
	1975-1976	18,6	20,0	23,0	24,8	6,7
	1963-1964	18,3	19,9	21,7	22,6	5,4
	1976-1977	17,7	17,8	18,4	18,4	1,7
	1965-1966	17,7	18,0	18,5	19,3	1,2
	2000-2001	17,7	17,9	19,2	19,3	2,9

Tableau 27 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier de la teneur en eau de l'horizon 3 (%), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide)

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1989-1990	18,6	18,7	20,8	24,4	2,7
	1975-1976	18,3	18,3	18,9	18,4	1,7
	1963-1964	18,3	21,1	21,6	24,6	3,1
	1976-1977	18,2	18,3	19,7	18,9	2,7
	1965-1966	18,2	18,3	18,6	18,3	1,0
	2000-2001	18,2	18,2	19,3	18,3	2,2
blé	1989-1990	20,7	21,8	22,0	24,4	2,1
	1975-1976	18,2	18,6	20,4	23,1	2,4
	1963-1964	21,6	22,2	22,6	24,6	2,2
	1976-1977	18,2	18,7	20,0	19,4	2,6
	1965-1966	18,2	18,6	19,2	19,8	1,4
	2000-2001	18,2	18,3	19,7	21,1	2,3

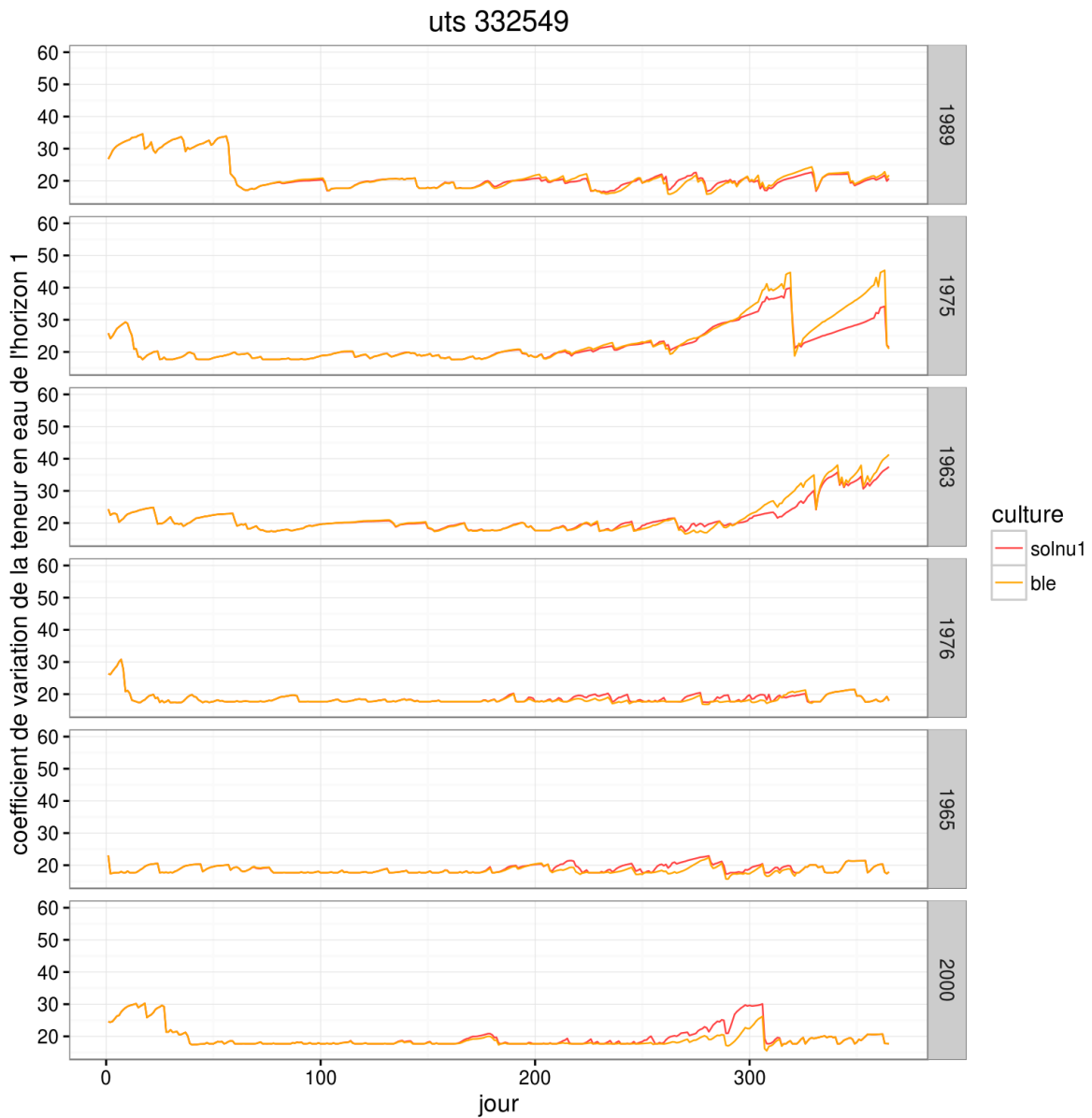


Figure 35 : variation du coefficient de variation journalier de la teneur en eau de l'horizon 1, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.

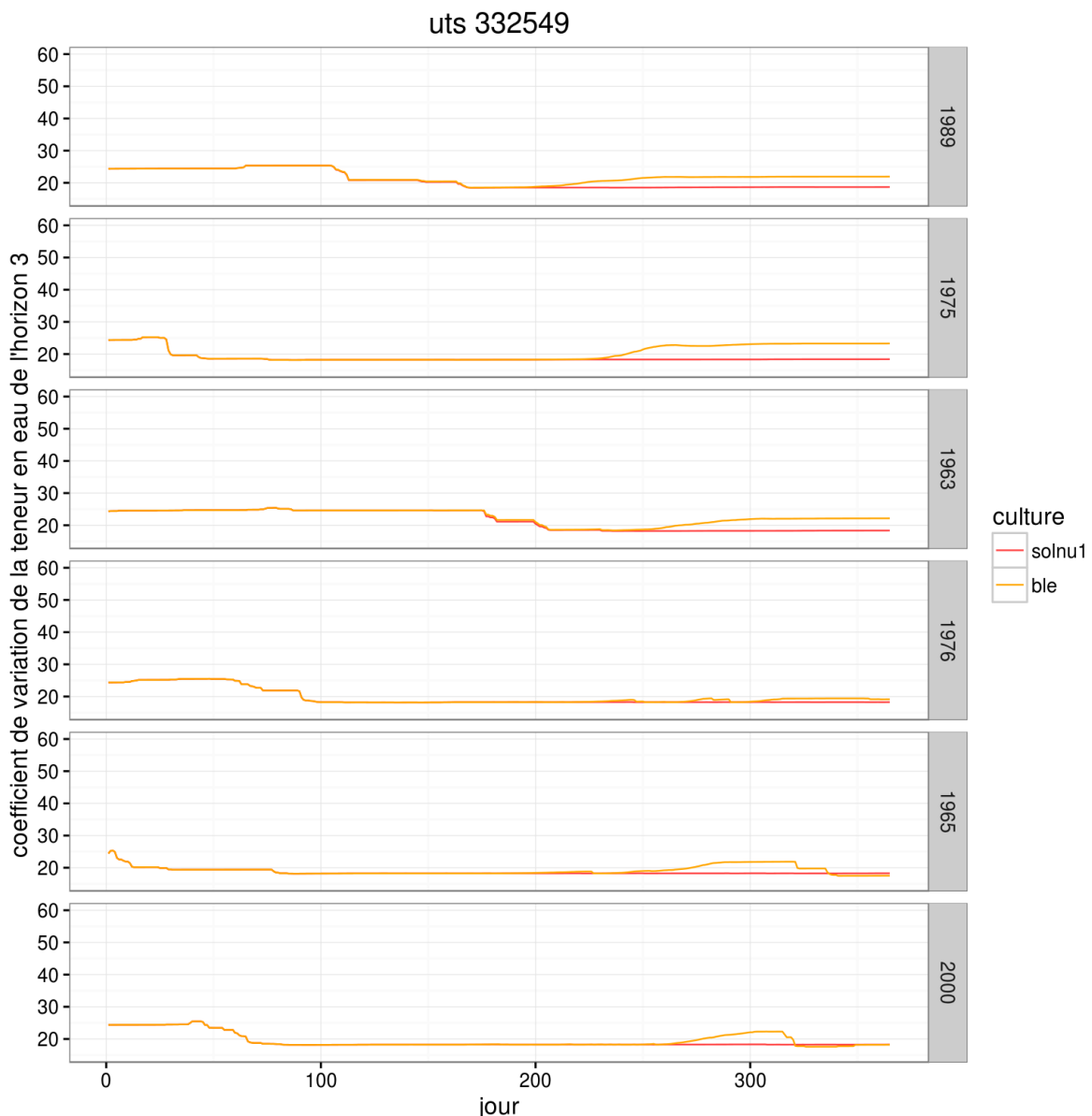


Figure 36 : variation du coefficient de variation journalier de la teneur en eau de l'horizon 3, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.

L'impact de la teneur en eau initiale pour chaque horizon a été analysé en calculant le nombre de jours nécessaires pour atteindre la capacité au champ (Tableau 28). Evidemment, l'impact des années climatiques est important avec un nombre de jours en moyenne plus élevé en années sèches par rapport aux années humides pour les trois horizons, excepté pour l'année 1975-1976 dont l'automne est très pluvieux. Pour les années sèches 1963-1964 et 1989-1990, certaines simulations n'atteignent jamais la capacité au champ. Les incertitudes sont plus élevées pour les années sèches par rapport aux années humides, excepté pour l'année 1975-1976.

L'impact de la teneur en eau initiale augmente avec la profondeur puisque plus de jours sont nécessaires pour atteindre la capacité au champ pour les horizons 2 et 3. De même, les incertitudes augmentent avec la profondeur. Il n'y a aucune différence entre blé et sol nu, car le remplissage de la réserve utile du sol s'effectue au début du cycle cultural avant que la culture ne consomme beaucoup d'eau.

Tableau 28 : statistiques relatives au nombre de jours depuis le début de la simulation nécessaires pour un retour à la capacité au champ pour les 6 années climatiques, de la plus sèche à la plus humide, pour le sol nu et le blé (années humides sur fond bleu).

M=moyenne (en nombre de jours), EC = écart-type (en nombre de jours), CV= coefficient de variation (en %).

Occupation	années	horizon 1			horizon 2			horizon 3		
		M	EC	CV	M	EC	CV	M	EC	CV
sol nu	1989-1990	68	15	22	92	25	28	100	47	47
	1975-1976	15	4	27	20	7	35	32	21	65
	1963-1964	42	33	79	92	56	62	130	73	56
	1976-1977	17	12	71	42	25	60	65	33	50
	1965-1966	2	0,6	32	5	8	177	22	31	142
	2000-2001	35	9	27	43	10	23	55	16	30
blé	1989-1990	68	15	22	92	26	28	99	47	48
	1975-1976	15	4	27	20	7	35	32	21	65
	1963-1964	42	33	79	92	57	62	122	75	62
	1976-1977	17	12	71	42	25	60	65	33	50
	1965-1966	2	0,6	32	5	8	177	22	31	142
	2000-2001	35	9	27	43	10	23	55	16	30

1.4 Rapport RSURRU

Il s'agit du rapport de la réserve en eau journalière par rapport à la Réserve Utile.

La moyenne journalière du rapport RSURRU est comprise, en moyenne, entre 0,52 et 0,95 avec un écart-type entre 0,05 et 0,4 (Tableau 29). Elle est, en moyenne, plus faible en années sèches qu'en années humides, mais également plus faible en blé qu'en sol nu.

Tableau 29 : statistiques relatives à la moyenne journalière du rapport RSURRU, calculée sur les 1000 simulations, par année climatique et par occupation

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1989-1990	0,67	0,84	0,77	0,89	0,18
	1975-1976	0,79	0,91	0,87	0,95	0,11
	1963-1964	0,74	0,79	0,78	0,90	0,14
	1976-1977	0,91	0,96	0,91	0,99	0,13
	1965-1966	0,91	0,95	0,95	0,99	0,05
	2000-2001	0,90	0,97	0,91	1,00	0,15
blé	1989-1990	0,24	0,50	0,52	0,80	0,27
	1975-1976	0,12	0,86	0,62	0,94	0,39
	1963-1964	0,51	0,70	0,60	0,81	0,28
	1976-1977	0,82	0,92	0,88	0,99	0,13
	1965-1966	0,82	0,90	0,85	0,99	0,17
	2000-2001	0,74	0,96	0,84	1,00	0,22

En début de simulation, le rapport RSURRU a tendance à augmenter pour remonter de l'état initial vers la RU pleine (Figure 37). Cette période est plus ou moins longue selon les années (Figure 38). Mis à part l'année 1963-1964, la période est la même entre sol nu et blé. Cependant, la RU pleine n'est pas toujours atteinte selon les simulations comme le montre l'exemple de la figure 39. En période de dessèchement, le rapport RSURRU est plus faible avec le blé ce qui est cohérent avec les observations faites sur les teneurs en eau. Cette diminution est plus accentuée en années sèches.

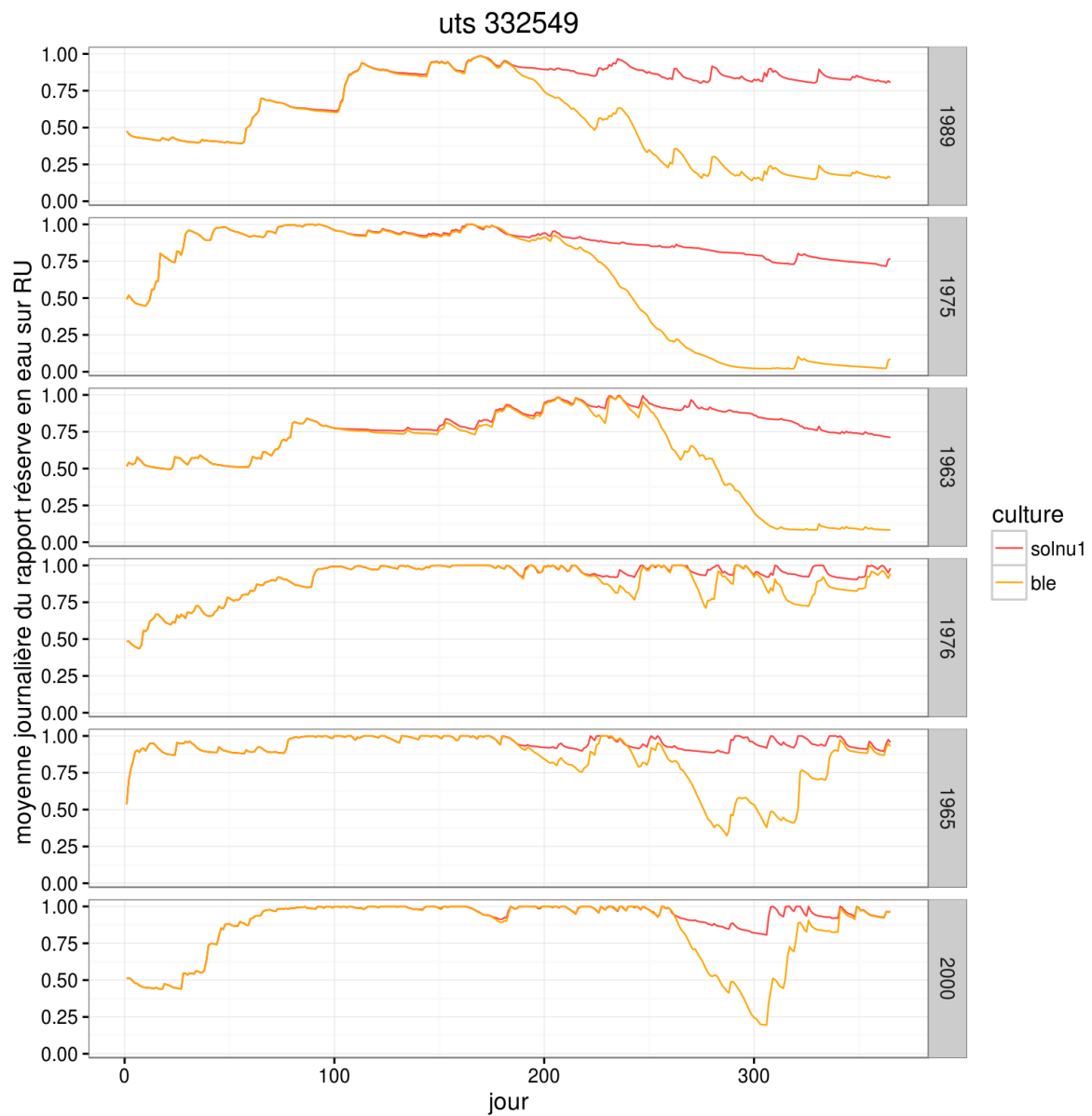


Figure 37 : variation de la moyenne journalière du rapport RSURRU, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.

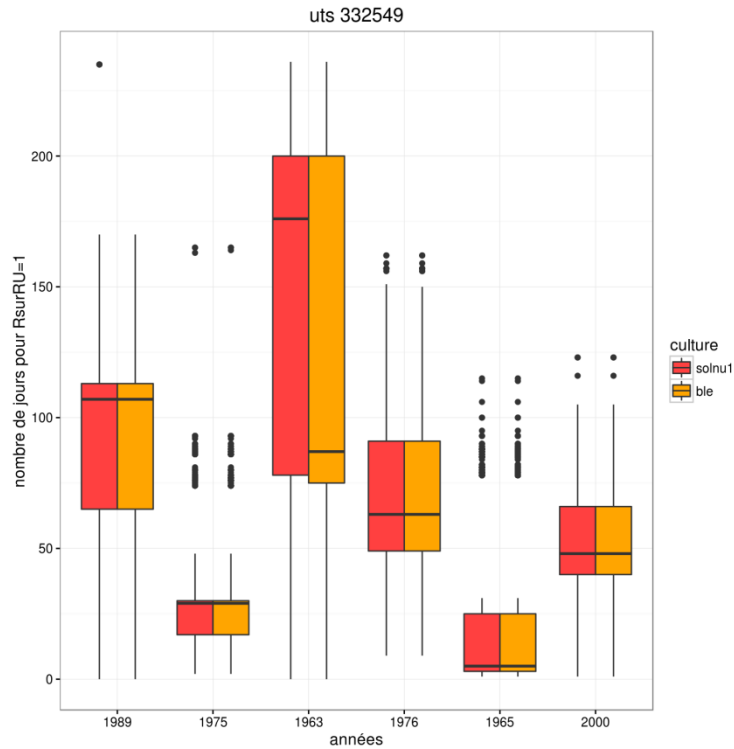


Figure 38 : boxplot du nombre de jours pour atteindre RSURRU = 1 par occupation et par année climatique

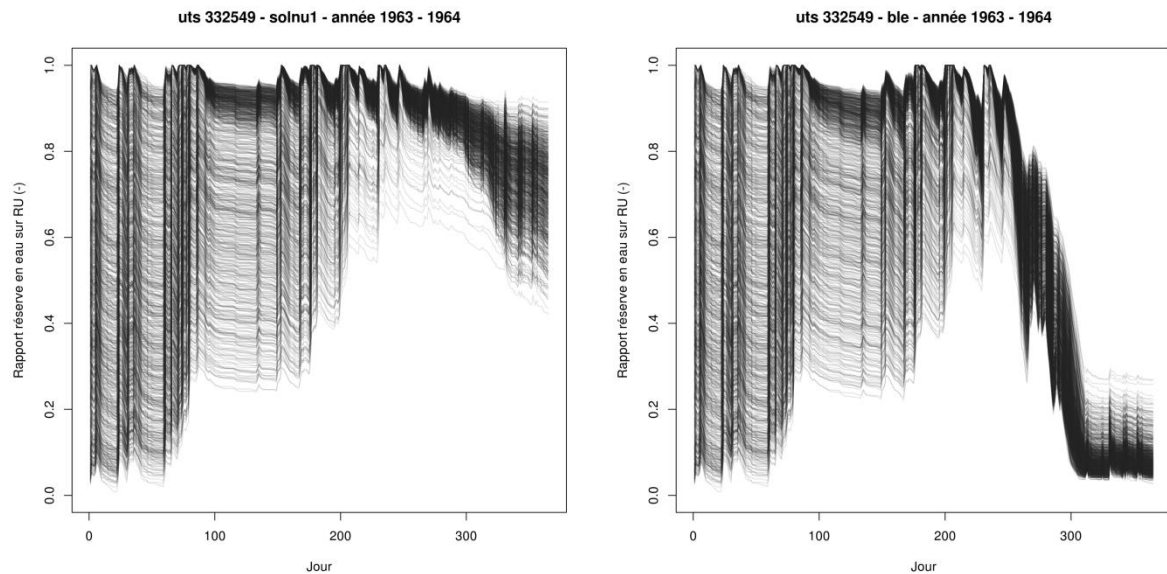


Figure 39 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le rapport RSURRU (sans unité) pour le sol nu, à gauche, et le blé, à droite, pour l'année 1963-1964

Les incertitudes absolues sont comprises entre 0,03 et 0,15 (Tableau 30). Elles sont plus élevées en années sèches qu'en années humides, à l'exception de l'année 1975-1976, tant en sol nu qu'en blé. La dynamique des incertitudes est similaire entre les 6 années climatiques avec des valeurs plus élevées en début de simulation (*de l'ordre de 0,3*) qui décroissent ensuite plus ou moins rapidement pendant la période d'effacement de l'effet de la teneur en eau initiale jusqu'à atteindre des valeurs inférieures à 0,1 (Figure 40). Puis, en sol nu, les incertitudes restent assez stables jusqu'à la fin de la simulation alors qu'elles augmentent aux périodes de dessèchement avec le blé.

Tableau 30 : statistiques relatives à l'écart-type journalier du rapport RSURRU, calculé sur les 1000 simulations, par année climatique et par occupation

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1989-1990	0,06	0,09	0,13	0,25	0,08
	1975-1976	0,02	0,04	0,06	0,07	0,06
	1963-1964	0,05	0,13	0,14	0,19	0,09
	1976-1977	0,01	0,02	0,06	0,08	0,09
	1965-1966	0,00	0,02	0,03	0,03	0,04
	2000-2001	0,00	0,01	0,05	0,05	0,09
blé	1989-1990	0,05	0,10	0,13	0,25	0,08
	1975-1976	0,01	0,02	0,05	0,07	0,06
	1963-1964	0,06	0,14	0,15	0,19	0,09
	1976-1977	0,01	0,03	0,07	0,08	0,09
	1965-1966	0,01	0,04	0,05	0,09	0,04
	2000-2001	0,00	0,02	0,06	0,10	0,09

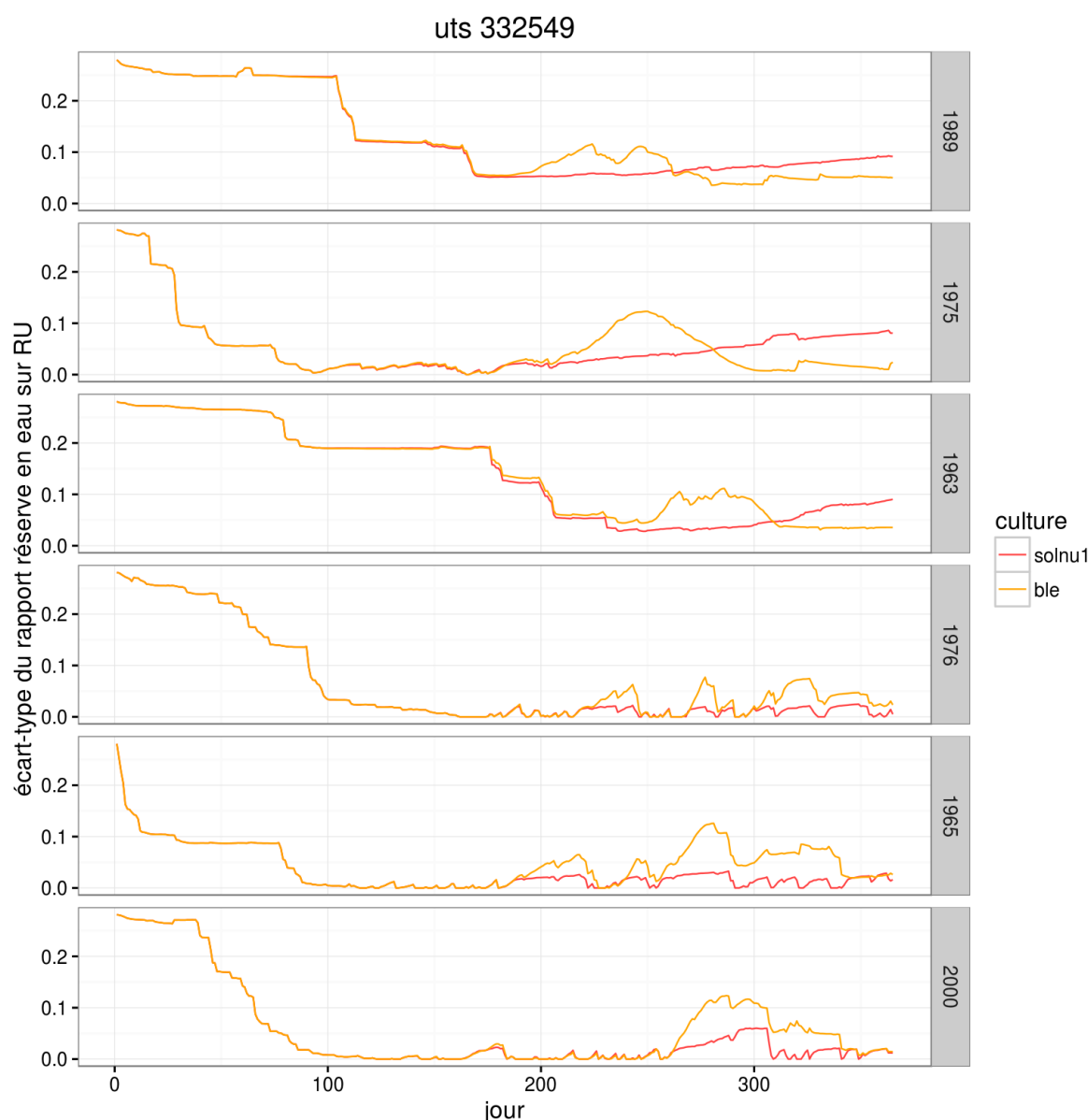


Figure 40 : variation de l'écart-type journalier du rapport RSURRU, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.

Les incertitudes relatives sont comprises entre 4 et 28 % (Tableau 31). Tout comme les incertitudes absolues, elles sont plus élevées en années sèches (21 % *en sol nu*, 20-29 % *en blé*) qu'en années humides (4-9 % *en sol nu*, 7-12 % *en blé*), tant en sol nu qu'en blé, à l'exception de l'année 1975-1976 en sol nu (8 %). Elles sont également plus élevées en blé qu'en sol nu. La dynamique des incertitudes relatives ressemble à celle des incertitudes absolues avec des valeurs plus élevées en début de simulation (de l'ordre de 50-60 %) qui décroissent ensuite plus ou moins rapidement pendant la période d'effacement de l'effet de la teneur en eau initiale jusqu'à atteindre des valeurs inférieures à 10 % (Figure 41). Puis, en sol nu, elles restent assez stables jusqu'à la fin de la simulation alors qu'elles augmentent aux périodes de dessèchement avec le blé pouvant dépasser les 50 % en années sèches.

Tableau 31 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier du rapport RSURRU, calculé sur les 1000 simulations, par année climatique et par occupation

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1989-1990	7	10	21	37	20
	1975-1976	2	5	8	9	11
	1963-1964	6	14	21	25	17
	1976-1977	0,6	1,8	9	8	15
	1965-1966	0,4	1,8	4	3	5
	2000-2001	0,2	1,5	9	5	17
	blé	1989-1990	14	26	28	38
1975-1976		2	9	20	40	21
1963-1964		16	25	29	43	15
1976-1977		1,0	3	10	10	14
1965-1966		0,7	5	7	10	7
2000-2001		0,3	2	12	16	18

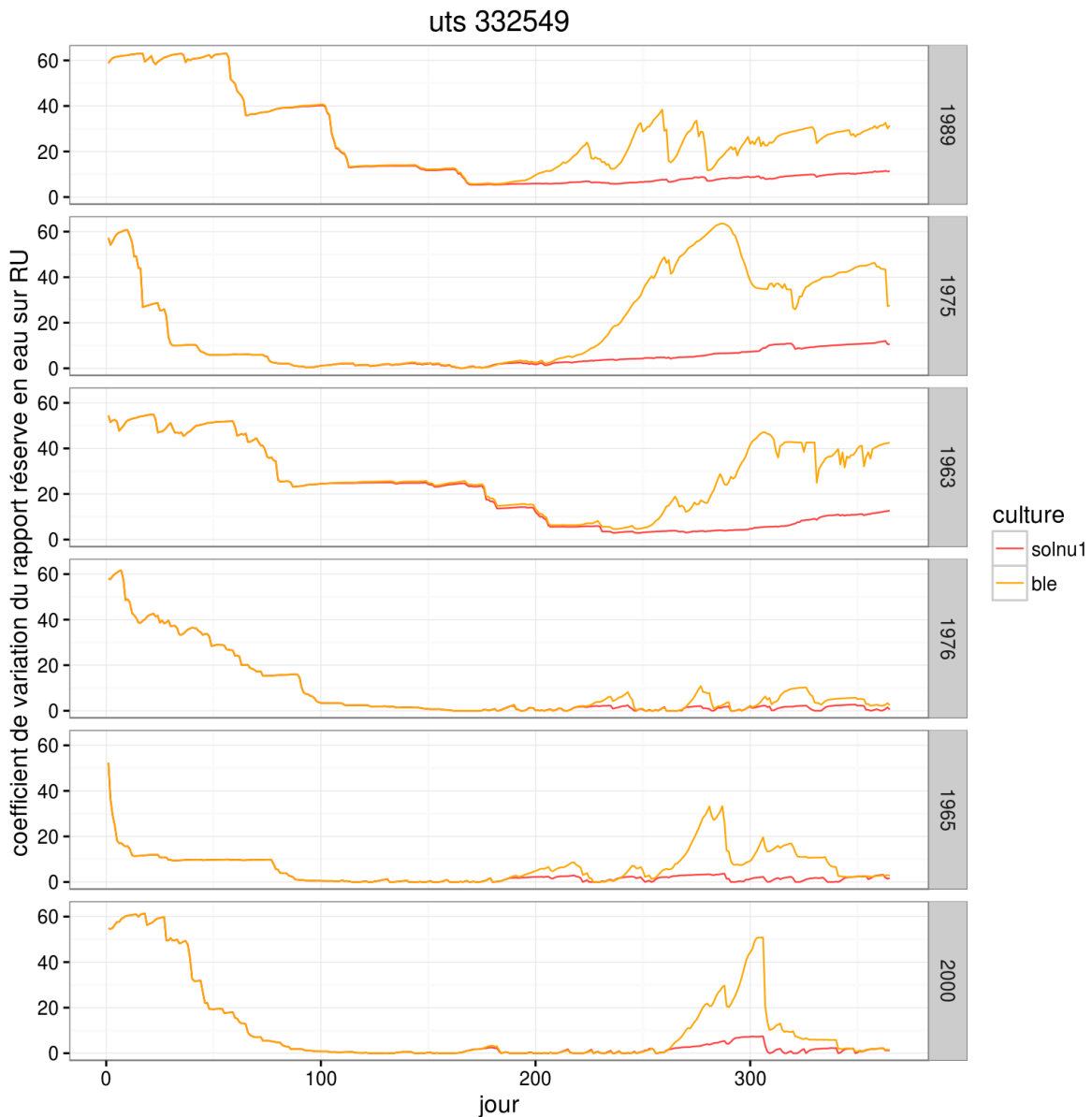


Figure 41 : variation du coefficient de variation journalier du rapport RSURRU, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.

2. Analyse des sorties cumulées du bilan hydrique

2.1 Evaporation cumulée

L'évaporation cumulée en fin de simulation est en moyenne plus faible en années sèches qu'en années humides tant en sol nu (286 à 399 mm en années sèches, 428 à 465 mm en années humides) qu'en blé (267 à 270 mm en années sèches, 309 à 315 mm en années humides), sauf pour l'année 1989-1990 en blé (316 mm) qui présente un cumul d'évaporation similaire à ceux des années humides (Tableau 32). L'évaporation cumulée est également plus faible en blé qu'en sol nu (Figure 42) avec un écart sur les valeurs moyennes supérieur à 80 mm, sauf en 1975-1976 où il n'est que de 16 mm.

Les incertitudes absolues sont entre 6,7 et 15,8 mm en sol nu, et entre 4,5 et 17,4 mm en blé. Elles sont plus élevées en années sèches qu'en années humides, en sol nu (8,9 à 15,8 mm en années sèches, 6,7 à 7,2 mm en années humides) comme en blé (7,3 à 17,4 mm en années sèches, 4,5 à 4,9 mm en années humides) sauf pour l'année 1965-1966 qui présentent des incertitudes proches de celles des années sèches (8,7 mm en sol nu, 7,6 mm en blé). L'année 1989-1990 présente des incertitudes plus élevées que celles des 2 autres années sèches en sol nu comme en blé. Cependant, les incertitudes relatives sont faibles (< 25 %) pour tous les scénarios.

Tableau 32 : statistiques relatives à l'évaporation cumulée en fin de simulation (mm), par occupation du sol et par année climatique.

cv=coefficient de variation.

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type	cv
sol nu	1989-1990	388	400	399	411	15,8	4,0
	1975-1976	280	286	286	292	9,3	3,2
	1963-1964	345	351	350	357	8,9	2,5
	1976-1977	460	465	465	470	7,2	1,6
	1965-1966	423	428	428	435	8,7	2,0
	2000-2001	455	458	458	463	6,7	1,5
blé	1989-1990	302	315	316	328	17,4	5,5
	1975-1976	266	271	270	275	7,3	2,7
	1963-1964	261	266	267	273	8,8	3,3
	1976-1977	306	309	309	312	4,5	1,5
	1965-1966	310	314	315	320	7,6	2,4
	2000-2001	307	311	310	314	4,9	1,6

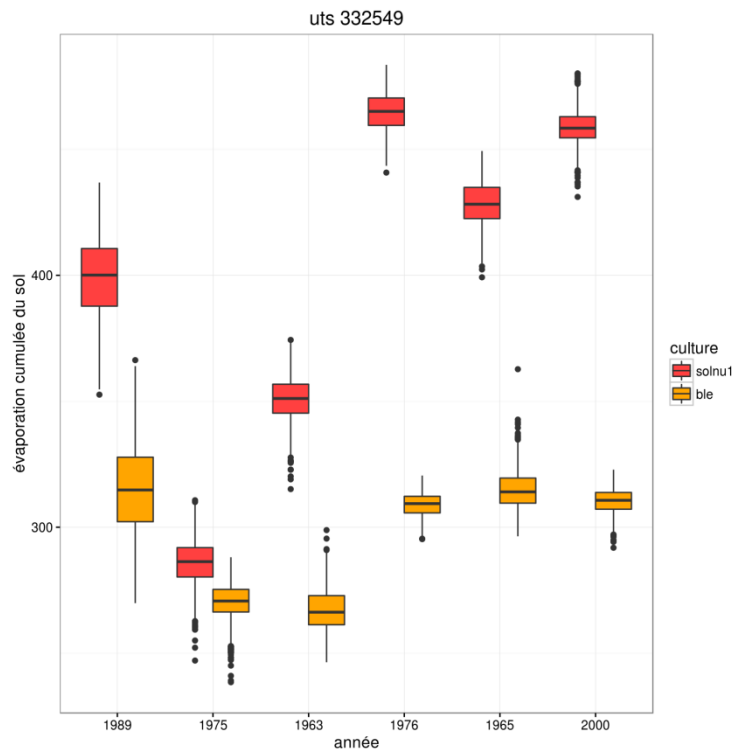


Figure 42 : boxplot de l'évaporation cumulée (mm) en fin de simulation par année climatique et par occupation

2.2 Drainage cumulé

Le drainage cumulé en fin de simulation est en moyenne plus faible en années sèches qu'en années humides tant en sol nu (96 à 200 mm en années sèches, 422 à 572 mm en années humides) qu'en blé (92 à 199 mm en années sèches, 354 à 492 mm en années humides) (Tableau 33). Le blé diminue le drainage cumulé en années humides mais n'a pratiquement pas d'effet en années sèches (Figure 43).

Les incertitudes absolues sont du même ordre de grandeur, soit entre 38 et 50 mm, avec des écarts sur les valeurs moyennes de 0,5 à 12 mm entre années sèches et années humides, et inférieurs à 2 mm entre blé et sol nu. En raison de valeurs moyennes plus élevées en années humides, les incertitudes relatives sont faibles. Par contre, elles sont faibles à fortes (> 50 %) en années sèches car les valeurs moyennes sont plus faibles mais aussi plus hétérogènes.

Tableau 33 : statistiques relatives au drainage cumulé en fin de simulation (mm), par occupation du sol et par année climatique

cv=coefficient de variation.

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type	cv
sol nu	1989-1990	34	66	64	96	39,0	61
	1975-1976	138	170	165	200	43,8	27
	1963-1964	56	88	84	118	41,7	49
	1976-1977	358	391	387	422	44,5	12
	1965-1966	434	467	463	497	44,5	10
	2000-2001	510	541	537	572	44,3	8
blé	1989-1990	30	62	61	92	38,0	63
	1975-1976	136	169	164	199	43,8	27
	1963-1964	38	70	68	100	39,5	58
	1976-1977	293	325	320	354	43,7	14
	1965-1966	323	362	355	394	48,8	14
	2000-2001	420	461	454	492	49,9	11

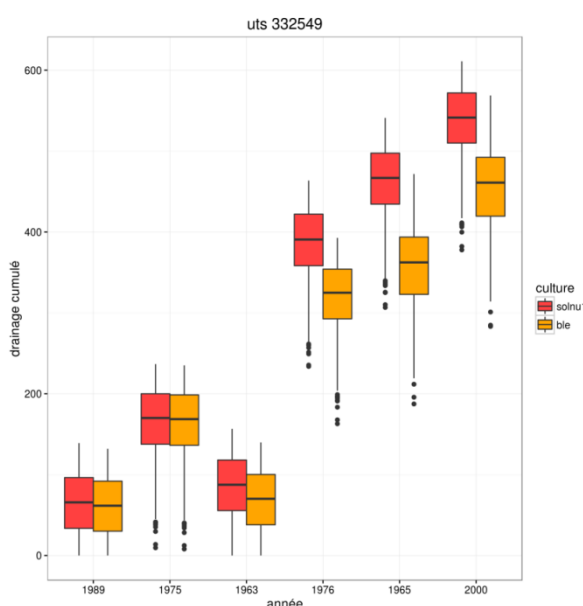


Figure 43 : boxplot du drainage cumulé (mm) en fin de simulation par année climatique et par occupation

2.3 Transpiration cumulée

La transpiration cumulée à la récolte est en moyenne plus faible en années sèches qu'en années humides (129 à 199 mm en années sèches, 225 à 232 mm en années humides) (Tableau 34).

Les incertitudes absolues sont entre 2,6 et 41,7 mm. Les années humides présentent les incertitudes les plus faibles (2,6 à 20,9 mm) et les années sèches les plus élevées (27,3 à 41,7 mm) (Figure 44). Cependant, les incertitudes relatives restent faibles (< 25 %) sauf pour l'année 1975-1976 qui est à 27 %.

Tableau 34 : statistiques relatives à la transpiration cumulée en fin de simulation (mm), pour le blé par année climatique.

cv = coefficient de variation

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	Écart-type	cv
blé	1989-1990	152	186	185	219	41,7	23
	1975-1976	101	127	129	153	34,8	27
	1963-1964	180	201	199	219	27,3	14
	1976-1977	225	229	227	230	2,6	1
	1965-1966	214	235	225	240	20,9	9
	2000-2001	223	239	232	244	14,2	6

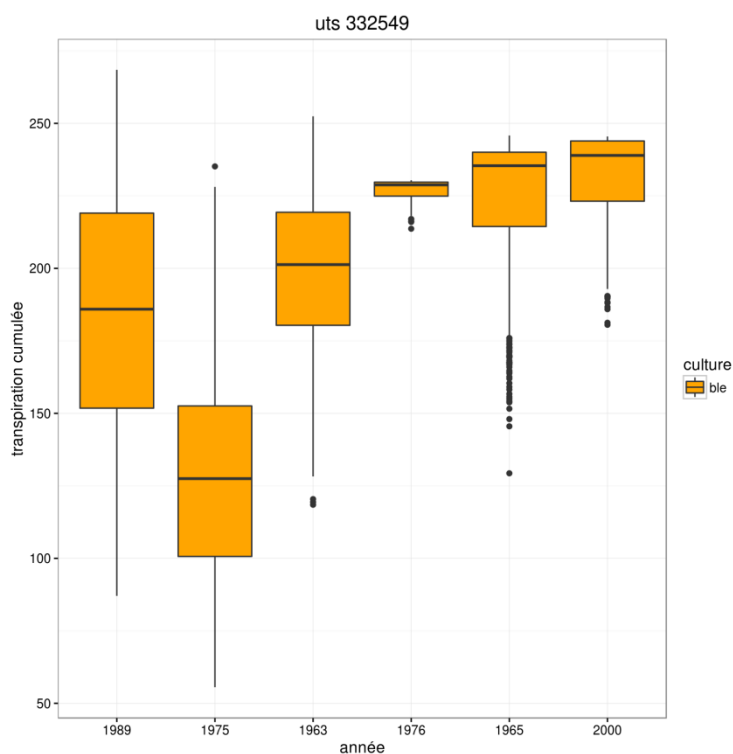


Figure 44 : boxplot de la transpiration cumulée (mm) à la récolte, par année climatique pour le blé

3. Analyse des sorties intégratives sur la culture

3.1 Dates de levée

La date de levée est en moyenne entre le 55^e jour (25 octobre) et le 59^e jour (29 octobre) de simulation, soit entre 10 et 14 jours après le semis (Tableau 35). Elles sont plus tardives en années sèches (58^e à 59^e jour) qu'en années humides (53^e à 57^e jour). Cependant, l'année 1965-1966 est plus tardive que les deux autres années humides. Les incertitudes absolues sont inférieures à 1 jour pour les années humides 1976-1977 et 2000-2001 et pour l'année sèche 1975-1976. Elles sont plus élevées pour l'année humide 1965-1966 (1,4 jour) et les 2 autres années sèches (2,7 jours pour 1989-1990 et 4 jours pour 1963-1964). Cependant, les incertitudes relatives restent faibles pour tous les scénarios.

Tableau 35 : statistiques relatives à la date de levée (en nombre de jours depuis le début de simulation) du blé par années climatiques

année	moyenne	écart-type	coefficient de variation
1989-1990	59	2,7	4
1975-1976	58	0,8	1
1963-1964	59	4,0	7
1976-1977	55	0,1	0,2
1965-1966	57	1,4	2
2000-2001	53	0,03	0,1

3.2 Indice de surface foliaire maximal

L'indice de surface foliaire maximal est en moyenne de 6,1 à 9,5 m² m⁻². Il est plus faible en années sèches (entre 6,1 et 8,2 m² m⁻²) qu'en années humides (9,3 à 9,5 m² m⁻²) sauf pour l'année 1965-1966 (8,2 m² m⁻²) (Tableau 36, Figure 45). Les incertitudes absolues sont plus faibles en années humides (entre 0,05 et 0,14 m² m⁻²) qu'en années sèches (entre 0,84 et 1,25 m² m⁻²), de même que les incertitudes relatives (0,5 à 1,6 % en années humides contre 10 à 20 % en années sèches) qui restent cependant faibles. Il faut noter que, pour certaines années, les courbes des 1000 simulations montrent des familles de courbe comme par exemple pour l'année 1963-1964 ce qui laisse penser à des effets de seuil (Figure 45).

Tableau 36 : statistiques relatives à l'indice de surface foliaire maximal (m² m⁻²) pour le blé par année climatique

cv=coefficient de variation.

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type	cv
blé	1989-1990	7,1	8,0	7,6	8,4	0,97	13
	1975-1976	5,1	6,2	6,1	7,3	1,25	20
	1963-1964	7,3	8,8	8,2	8,9	0,84	10
	1976-1977	9,3	9,3	9,3	9,5	0,14	1,5
	1965-1966	8,2	8,3	8,2	8,3	0,13	1,6
	2000-2001	9,5	9,5	9,5	9,5	0,05	0,5

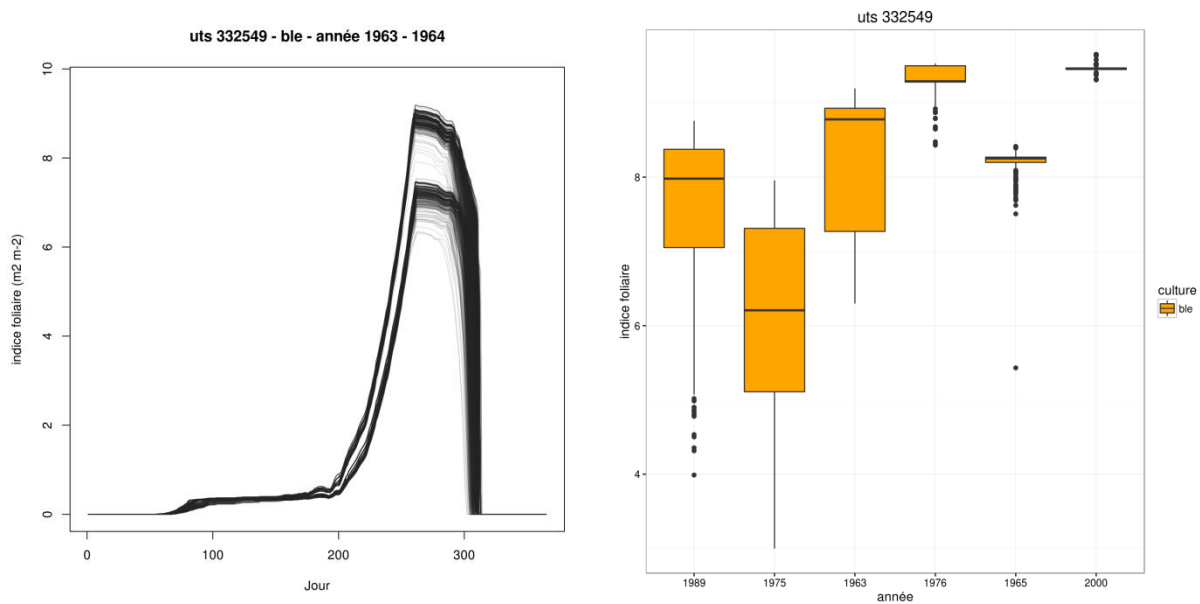


Figure 45 : superposition des courbes des 1000 simulations montrant l'évolution de l'indice de surface foliaire ($m^2 m^{-2}$) du blé pendant l'année 1963-1964, à gauche, et boxplot de l'indice de surface foliaire maximal ($m^2 m^{-2}$) du blé par années climatiques, à droite

3.3 Biomasse aérienne

La biomasse aérienne à la récolte est en moyenne entre 13,5 et 27,0 $t ha^{-1}$. Elle est plus faible en années sèches (entre 13,5 et 22,3 $t ha^{-1}$) qu'en années humides (entre 26,1 et 27,0 $t ha^{-1}$) (Tableau 37). L'année 1975-1976 se distingue des autres années par des biomasses plus faibles (13,5 $t ha^{-1}$). Les incertitudes absolues sont également plus faibles en années humides (0,21 à 2,09 $t ha^{-1}$) qu'en années sèches (2,60 à 4,48 $t ha^{-1}$) (Figure 46). Les incertitudes relatives restent faibles (< 25 %) et sont plus faibles en années humides (0,8 à 8 %) qu'en années sèches (12 à 24 %).

Tableau 37 : statistiques relatives à la biomasse aérienne à la récolte ($t ha^{-1}$) pour le blé par année climatique

cv=coefficient de variation.

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type	cv
blé	1989-1990	17,7	21,4	21,2	24,9	4,48	21
	1975-1976	10,8	13,3	13,5	15,9	3,29	24
	1963-1964	20,5	22,6	22,3	24,2	2,60	12
	1976-1977	26,2	26,6	26,4	26,6	0,21	0,8
	1965-1966	25,2	27,1	26,1	27,6	2,09	8
	2000-2001	26,1	27,7	27,0	28,2	1,50	6

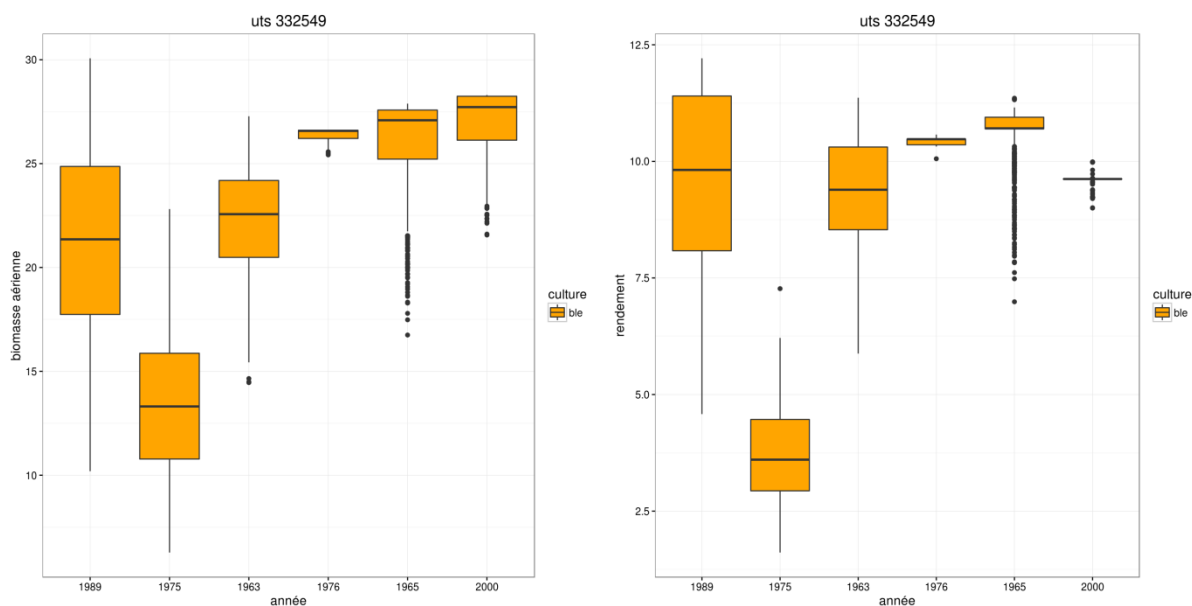


Figure 46 : boxplot de la biomasse aérienne ($t\ ha^{-1}$) et de la biomasse des organes récoltés ($t\ ha^{-1}$) à la récolte, par année climatique pour le blé.

3.4 Biomasse des organes récoltés

La biomasse des organes récoltés à la récolte est en moyenne entre $3,7$ et $10,6\ t\ ha^{-1}$. Elle est plus faible en années sèches (*entre $3,7$ et $9,6\ t\ ha^{-1}$*) qu'en années humides (*entre $10,4$ et $10,6\ t\ ha^{-1}$*) sauf pour l'année 2000-2001 ($9,6\ t\ ha^{-1}$) (Tableau 38). L'année 1975-1976 se distingue des autres années par un rendement très faible ($3,7\ t\ ha^{-1}$). Les incertitudes absolues sont plus faibles en années humides ($0,06$ à $0,57\ t\ ha^{-1}$) qu'en années sèches ($1,02$ à $1,98\ t\ ha^{-1}$) (Figure 46). Les incertitudes relatives restent faibles ($< 25\%$) sauf en 1975-1976 où elles sont modérées (27%). Elles sont plus faibles en années humides ($0,5$ à 5%) qu'en années sèches (13 à 27%).

Tableau 38 : statistiques relatives à la biomasse des organes récoltés à la récolte ($t\ ha^{-1}$) pour le blé par année climatique
cv=coefficient de variation.

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type	cv
blé	1989-1990	8,1	9,8	9,6	11,4	1,98	21
	1975-1976	2,9	3,6	3,7	4,5	1,02	27
	1963-1964	8,5	9,4	9,3	10,3	1,20	13
	1976-1977	10,4	10,5	10,4	10,5	0,06	0,5
	1965-1966	10,7	10,7	10,6	10,9	0,57	5
	2000-2001	9,6	9,6	9,6	9,6	0,11	1

4. Synthèse

Les incertitudes absolues sur l'évaporation journalière du sol sont comprises, en moyenne, entre $0,03$ et $0,12\ mm\ j^{-1}$ mais elles sont inférieures à $0,1\ mm\ j^{-1}$ dans 75% des jours sur la période de simulation. Les incertitudes les plus élevées sont observées au printemps et en été entre le 250^e et le 320^e jour de simulation environ. Les incertitudes relatives restent faibles.

Pour le drainage journalier, les incertitudes absolues moyennes sont entre 0,14 et 0,22 mm j⁻¹ et sont donc supérieures à celles de l'évaporation journalière. Les incertitudes absolues sur le nombre de jours de drainage sont entre 6 et 11 jours et sont plus influencées par le type d'année climatique que par l'occupation du sol.

Les incertitudes absolues des teneurs en eau sont comprises entre 3 et 4 % et celles du rapport RSURRU entre 0,03 et 0,15. Elles sont plus élevées en début de simulation correspondant à l'effet de la teneur en eau initiale qui perdure plus ou moins longtemps selon les années. Les incertitudes des teneurs en eau ont également tendance à diminuer avec la valeur de la teneur en eau pendant les périodes de dessèchement, surtout en blé. Mais les incertitudes relatives restent faibles, en moyenne sur la période de simulation, pour les teneurs en eau, et faibles à modérées pour le rapport RSURRU.

Les incertitudes absolues sont comprises entre 4,5 et 17,4 mm pour l'évaporation cumulée et sont inférieures à celles du drainage cumulé (38,0 à 49,9 mm) et à celles de la transpiration cumulée (14,2 à 41,7 mm), à l'exception de l'année 1976-1977 pour la transpiration (2,6 mm). Les incertitudes relatives restent faibles pour l'évaporation cumulée quels que soient les scénarios, de même que pour la transpiration cumulée, sauf en 1975-1976 où elles sont modérées. A contrario, bien que les incertitudes absolues soient similaires, les incertitudes relatives du drainage cumulé sont faibles en années humides mais modérées à fortes en années sèches.

L'indice de surface foliaire maximal présente des incertitudes absolues entre 0,05 et 1,25 m² m⁻². La biomasse aérienne et la biomasse des organes récoltés ont des incertitudes absolues comprises entre 0,21 et 4,48 t ha⁻¹ et entre 0,06 et 1,98 t ha⁻¹ respectivement. Les incertitudes relatives sont très faibles en années humides pour l'indice de surface foliaire, la biomasse aérienne et la biomasse des organes récoltés. Elles sont plus élevées en années sèches mais restent faibles.

En conclusion, on observe un effet du type d'année climatique sur les valeurs d'incertitudes absolues et relatives avec des valeurs généralement plus élevées en années sèches qu'en années humides, sauf sur le drainage journalier et la teneur en eau de l'horizon 1. L'effet du type d'année climatique est souvent plus important que l'effet lié à l'occupation du sol, le blé ayant tendance à présenter des incertitudes absolues plus faibles que le sol nu sur la majorité des variables de sortie analysées.

Il faut noter la particularité de l'année 1975-1976 qui, comparée aux deux autres années sèches, présente un automne pluvieux mais un printemps extrêmement sec. De ce fait, sur certaines variables de sortie comme le drainage ou le rapport RSURRU, elle semble plus proche des années humides. Par contre, sur les variables agronomiques telles que l'indice de surface foliaire, la biomasse aérienne et la biomasse des organes récoltés, les incertitudes relatives y sont plus élevées que les autres années sèches en raison de valeurs moyennes plus basses.

Chapitre 6 : Résultats de l'analyse d'incertitude sur l'UTS test pour les scénarios maïs et sol nu associés (groupe B)

1. Analyse des sorties du bilan hydrique journalier

1.1 Evaporation du sol

Tout comme pour les scénarios du groupe A, l'évaporation journalière du sol est variable au cours du temps (Tableau 39, Figure 47) en fonction de la demande climatique. Elle est en moyenne inférieure en climat sec ($0,92-1,17 \text{ mm j}^{-1}$) par rapport au climat humide ($1,29-1,44 \text{ mm j}^{-1}$) en sol nu comme pour les scénarios du groupe A. Par contre, avec le maïs non irrigué, l'évaporation du sol est en moyenne inférieure en climat humide ($0,75$ à $0,88 \text{ mm j}^{-1}$) par rapport au climat sec ($1,01$ à $1,10 \text{ mm j}^{-1}$) sauf pour l'année 1976 ($0,80 \text{ mm j}^{-1}$). L'évaporation journalière reste en moyenne plus élevée en sol nu qu'en maïs mais l'écart est plus faible pour les années sèches. En années humides, l'évaporation journalière est en moyenne similaire entre maïs non irrigué et maïs irrigués. Elle diminue en années sèches avec l'irrigation sauf en 1976 où elle augmente légèrement.

Tableau 39 : statistiques relatives à la moyenne journalière de l'évaporation du sol (mm j^{-1}), calculée sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1976	0,38	0,74	0,92	1,28	0,67
	1959	0,46	0,94	1,10	1,60	0,76
	1990	0,60	1,00	1,17	1,57	0,73
	1963	0,74	1,32	1,44	1,92	0,90
	1965	0,70	1,13	1,29	1,70	0,77
	2001	0,79	1,22	1,40	1,90	0,79
maïs non irrigué	1976	0,34	0,65	0,80	1,11	0,59
	1959	0,45	0,86	1,01	1,42	0,68
	1990	0,60	0,93	1,10	1,49	0,65
	1963	0,19	0,51	0,88	1,39	0,87
	1965	0,21	0,46	0,75	1,12	0,72
	2001	0,29	0,70	0,86	1,30	0,69
maïs irrigation restreinte	1976	0,35	0,64	0,83	1,10	0,65
	1959	0,50	0,80	0,99	1,35	0,66
	1990	0,50	0,79	0,96	1,30	0,63
	1963	0,18	0,51	0,86	1,39	0,87
	1965	0,18	0,42	0,73	1,10	0,73
	2001	0,26	0,72	0,87	1,30	0,69
maïs irrigation optimale	1976	0,36	0,64	0,83	1,10	0,65
	1959	0,50	0,79	0,99	1,33	0,66
	1990	0,47	0,76	0,96	1,30	0,64
	1963	0,16	0,50	0,86	1,39	0,88
	1965	0,15	0,42	0,73	1,10	0,74
	2001	0,22	0,74	0,87	1,34	0,71

Comme pour le blé, on observe une diminution de l'évaporation du sol pendant la période de croissance de la culture avec le maïs irrigué ou non irrigué en années humides. Par contre, cette diminution n'intervient pas en années sèches avec le maïs non irrigué. Avec les maïs irrigués, elle n'est observée qu'en 1990.

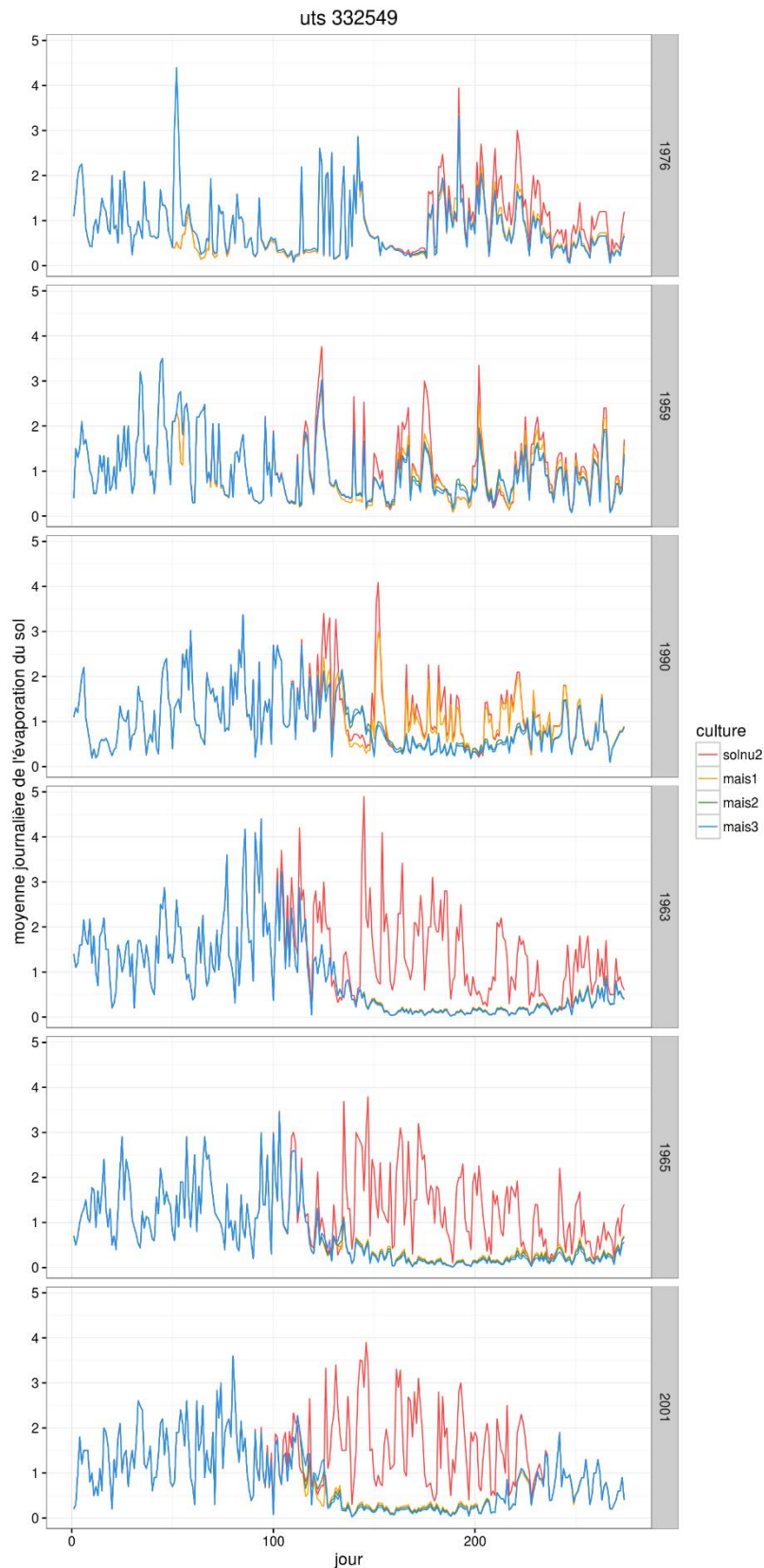


Figure 47 : variation de la moyenne journalière de l'évaporation du sol (mm.j^{-1}), calculée sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

Les incertitudes absolues sont elles aussi variables dans le temps (Figure 47). Elles sont plus élevées en climat sec (*moyenne entre 0,09 et 0,10 mm j⁻¹ en sol nu, et entre 0,17 et 0,21 mm j⁻¹ en maïs non irrigué*) qu'en climat humide (*moyenne entre 0,04 et 0,07 mm j⁻¹ en sol nu, et entre 0,08 et 0,09 mm j⁻¹ en maïs non irrigué*) tant en sol nu qu'en maïs non irrigué, sauf en 1959 pour le sol nu (0,07 mm j⁻¹) (Tableau 40). En sol nu quelle que soit l'année et en maïs non irrigué en années humides, les troisièmes quartiles montrent que ces incertitudes absolues sont dans 75 % des cas inférieures à 0,14 mm j⁻¹, même si certains jours elles peuvent dépasser 1 mm j⁻¹ surtout en sol nu (Figure 48). Par contre, en années sèches pour le maïs non irrigué, les incertitudes sont plus élevées avec des troisièmes quartiles entre 0,25 et 0,30 mm j⁻¹. La dynamique des incertitudes absolues montre en maïs non irrigué et en années sèches beaucoup plus de valeurs supérieures à 0,25 mm j⁻¹ qu'en sol nu pendant la période de croissance du maïs. Ces incertitudes sont encore plus élevées avec le maïs irrigué surtout en 1959 et en 1990.

Tableau 40 : statistiques relatives à l'écart-type journalier de l'évaporation du sol (mm j⁻¹), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1976	3,2E-07	0,05	0,09	0,10	0,15
	1959	2,4E-07	0,04	0,07	0,09	0,11
	1990	3,2E-07	0,08	0,10	0,13	0,11
	1963	2,2E-07	4,5E-07	0,05	0,07	0,10
	1965	2,1E-07	0,01	0,07	0,09	0,14
	2001	1,8E-07	3,2E-07	0,07	0,09	0,16
maïs non irrigué	1976	0,05	0,10	0,17	0,25	0,17
	1959	0,05	0,13	0,21	0,30	0,24
	1990	0,04	0,11	0,17	0,25	0,18
	1963	0,02	0,06	0,09	0,14	0,09
	1965	0,02	0,07	0,09	0,12	0,08
	2001	4,3E-07	0,06	0,08	0,10	0,10
maïs irrigation restreinte	1976	0,05	0,12	0,17	0,23	0,16
	1959	0,06	0,20	0,29	0,40	0,26
	1990	0,08	0,16	0,25	0,36	0,21
	1963	0,01	0,05	0,08	0,13	0,10
	1965	0,02	0,06	0,08	0,12	0,08
	2001	4,3E-07	0,05	0,09	0,11	0,13
maïs irrigation optimale	1976	0,06	0,13	0,17	0,24	0,16
	1959	0,07	0,23	0,29	0,45	0,28
	1990	0,08	0,18	0,25	0,39	0,21
	1963	0,01	0,04	0,08	0,13	0,10
	1965	0,01	0,05	0,08	0,10	0,10
	2001	4,3E-07	0,05	0,09	0,11	0,14

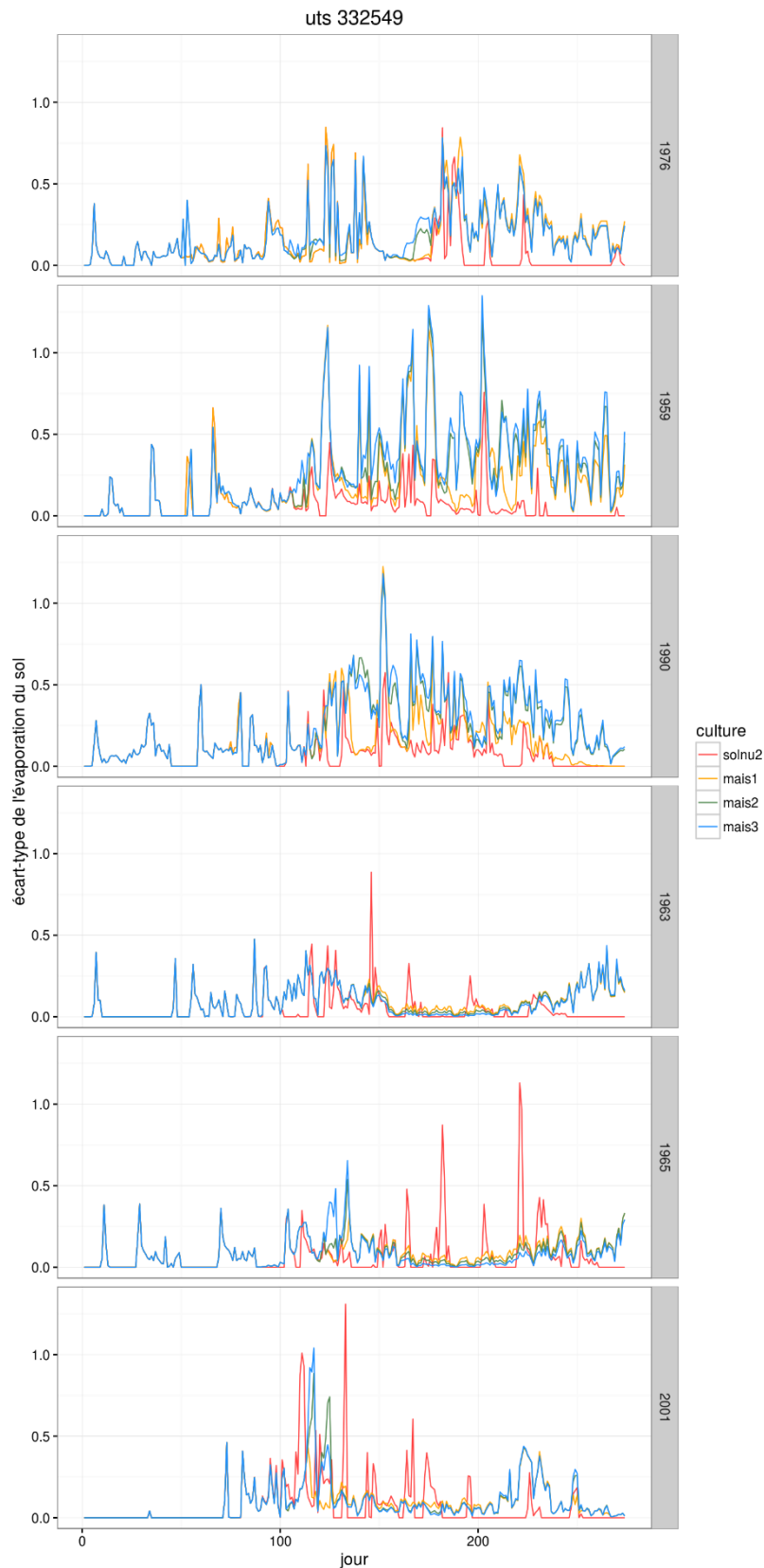


Figure 48 : variation de l'écart type journalier de l'évaporation du sol (mm.j^{-1}), calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

Les incertitudes relatives de l'évaporation du sol sont faibles (*en moyenne entre 5 et 24 % pour le sol nu et le maïs non irrigué*). Pour la moitié des jours de simulation, elles sont inférieures à 10 % en sol nu et inférieures à 25% en maïs non irrigué (Tableau 41). Cependant, elles peuvent atteindre des valeurs modérées à fortes certains jours (Figure 49), surtout en fin de printemps-début d'été. Les années sèches présentent des incertitudes relatives plus élevées que les années humides en sol nu (*8 à 12 % en moyenne en années sèches contre 5 à 7 % en années humides*). Mais en maïs non irrigué, les incertitudes relatives sont similaires entre années sèches (*17-24 % en moyenne*) et années humides (*17-23 %*). En maïs irrigué, les incertitudes relatives diminuent par rapport au maïs non irrigué en 1963 et 1965 mais augmentent en 2001 et pour les 3 années sèches.

Tableau 41 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier de l'évaporation du sol (%), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide).

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1976	1,7E-05	10	12	15	15
	1959	1,5E-05	7	8	13	9
	1990	1,7E-05	10	10	14	10
	1963	1,6E-05	1,7E-05	5	9	7
	1965	1,6E-05	0,3	7	10	11
	2001	1,6E-05	1,7E-05	6	7	11
maïs non irrigué	1976	11	21	23	37	15
	1959	8	25	24	32	18
	1990	5	13	17	26	15
	1963	3	24	23	38	18
	1965	5	30	23	37	18
	2001	3,5E-05	11	17	32	16
maïs irrigation restreinte	1976	10	21	24	36	18
	1959	9	34	32	46	25
	1990	10	22	34	49	32
	1963	3	21	20	35	17
	1965	5	26	23	35	18
	2001	3,5E-05	11	18	31	19
maïs irrigation optimale	1976	10	25	27	37	21
	1959	9	40	38	57	32
	1990	10	23	39	54	39
	1963	3	12	19	31	17
	1965	5	13	21	35	19
	2001	3,5-05	10	19	34	19

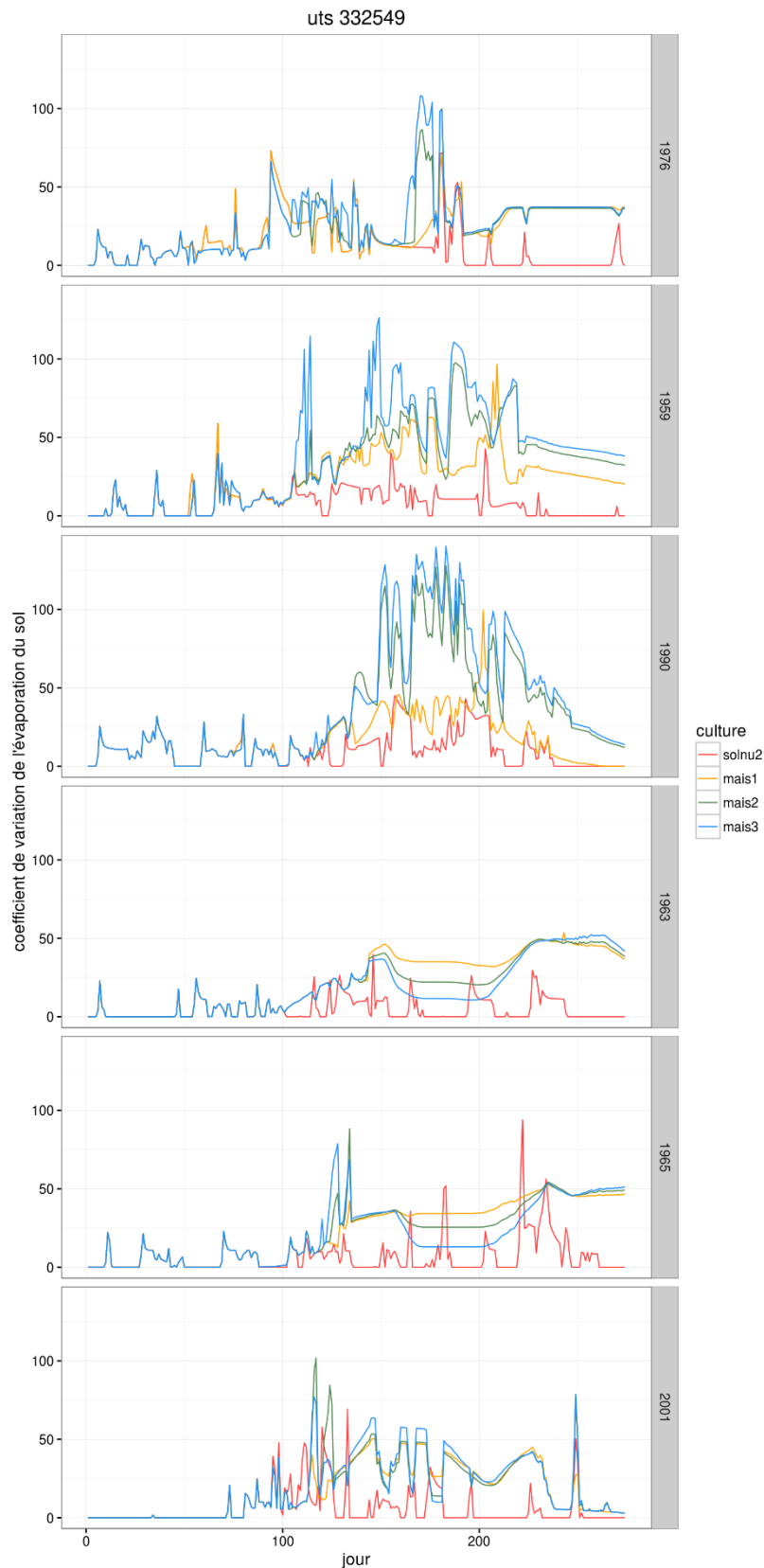


Figure 49 : variation du coefficient de variation journalier de l'évaporation du sol (mm.j^{-1}), calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

1.2 Drainage journalier

Les statistiques de la moyenne journalière du drainage calculée sur les 1000 simulations sont présentées dans le tableau 42. On observe, comme pour les scénarios du groupe A, un effet climatique avec des moyennes journalières plus faibles en années sèches (*en moyenne 0,03-0,12 mm j⁻¹ en sol nu, 0,01-0,06 mm j⁻¹ en maïs non irrigué*) qu'en années humides (*en moyenne 0,64-1,30 mm j⁻¹ en sol nu, 0,21-0,80 mm j⁻¹ en maïs non irrigué*). La moyenne journalière est également plus faible en maïs non irrigué qu'en sol nu, surtout en années humides, sauf en 1976. Les écarts-types de la moyenne journalière sont supérieurs à la valeur moyenne ce qui est lié au grand nombre de jours sans drainage (*jusqu'à 75 % des jours sauf en 2001 pour le maïs non irrigué*) et à la grande amplitude du drainage journalier (*le maximum étant de 39,5 mm j⁻¹*).

Tableau 42 : statistiques relatives à la moyenne journalière du drainage (mm j⁻¹), calculée sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèches à la plus humide)

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1976	0,00	0,00	0,03	0,00	0,20
	1959	0,00	0,00	0,12	0,00	0,72
	1990	0,00	0,00	0,05	0,00	0,36
	1963	0,00	0,00	0,64	0,00	2,57
	1965	0,00	0,00	0,79	0,00	2,69
	2001	0,00	0,00	1,30	0,01	3,70
maïs non irrigué	1976	0,00	0,00	0,03	0,00	0,17
	1959	0,00	0,00	0,06	0,00	0,43
	1990	0,00	0,00	0,01	0,00	0,11
	1963	0,00	0,00	0,21	0,00	1,63
	1965	0,00	0,00	0,37	0,00	1,65
	2001	0,00	0,00	0,80	0,00	2,78
maïs irrigation restreinte	1976	0,00	0,00	0,03	0,00	0,20
	1959	0,00	0,00	0,11	0,00	0,69
	1990	0,00	0,00	0,03	0,00	0,22
	1963	0,00	0,00	0,25	0,00	1,80
	1965	0,00	0,00	0,43	0,00	1,75
	2001	0,00	0,00	0,90	0,00	3,02
maïs irrigation optimale	1976	0,00	0,00	0,03	0,00	0,20
	1959	0,00	0,00	0,12	0,00	0,70
	1990	0,00	0,00	0,05	0,00	0,31
	1963	0,00	0,00	0,29	0,00	1,81
	1965	0,00	0,00	0,46	0,00	1,83
	2001	0,00	0,00	0,97	0,00	3,12

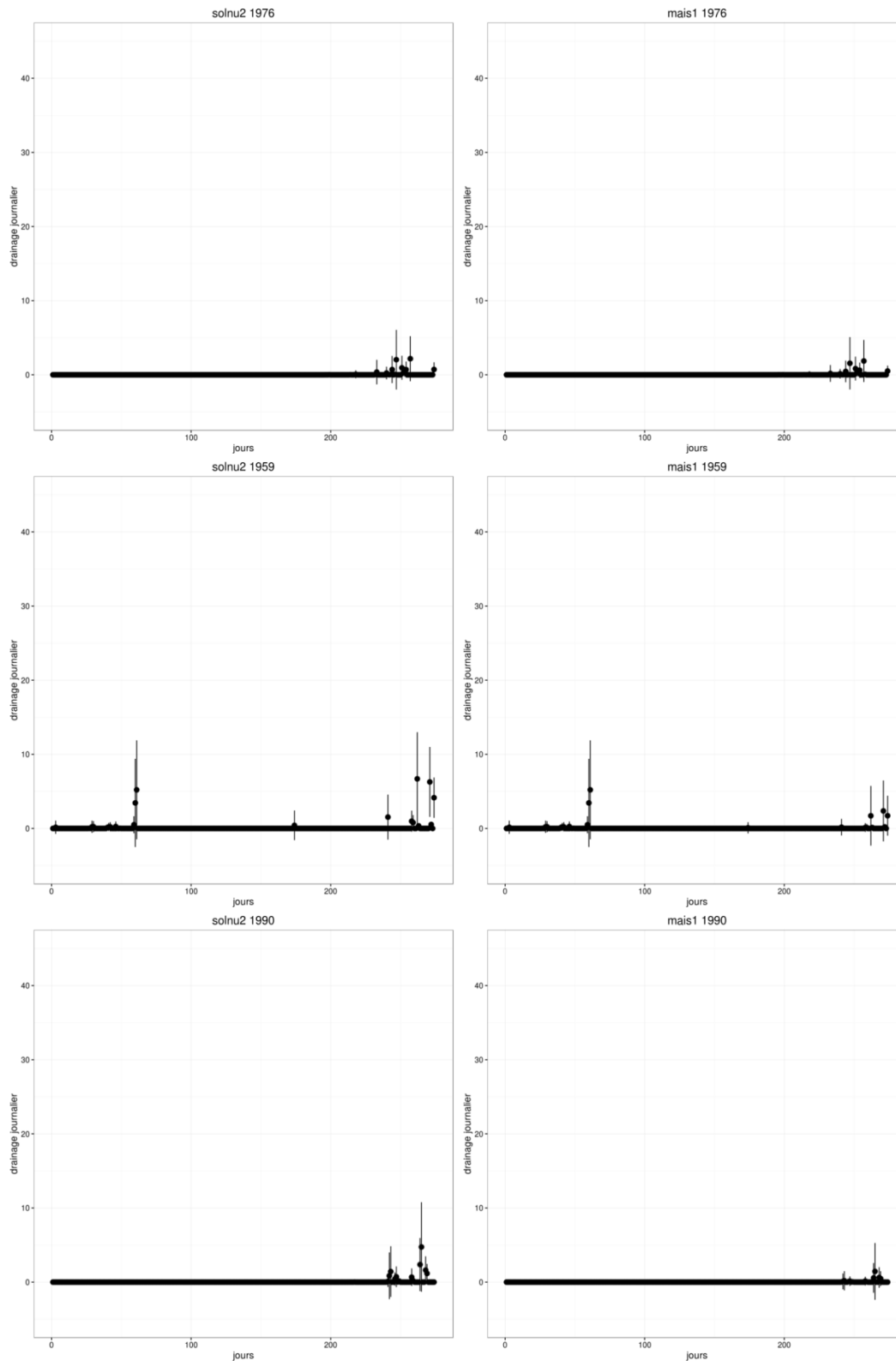


Figure 50 : répartition de la moyenne journalière (point) et de l'écart-type journalier (trait vertical) (mm j^{-1}) du drainage en fonction du temps, par occupation (sol nu et maïs non irrigué) et par années climatiques, pour les années sèches.

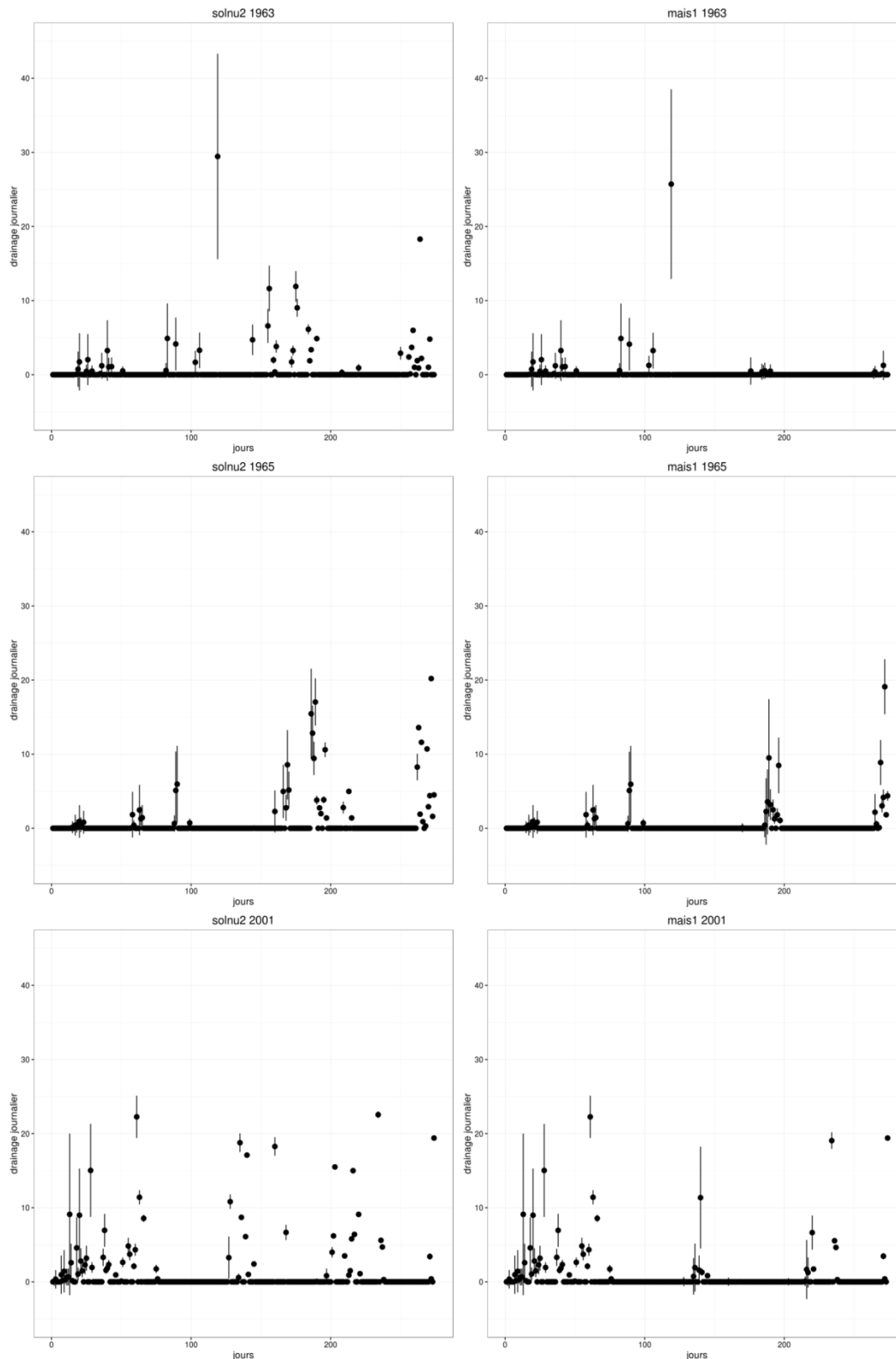


Figure 51 : répartition de la moyenne journalière (point) et de l'écart-type journalier (trait vertical) (mm j^{-1}) du drainage en fonction du temps, par occupation du sol (sol nu et maïs non irrigué), et par années climatiques, pour les années humides.

En années sèches, le drainage apparaît surtout en fin de période de simulation, en automne (Figure 50), périodes où se situent les pluies les plus importantes (cf. annexe 6), sauf en 1959 où du drainage apparaît en début de période en raison d'une pluviométrie plus importante en mars et en avril. En années humides, le drainage se répartit de manière plus régulière au cours de la simulation (Figure

51) suivant la répartition des pluies (cf. annexe 6). En années humides avec le maïs non irrigué, des jours de drainage disparaissent par rapport au sol nu en période de croissance du maïs (entre le 120^e et le 220^e jour environ).

Les statistiques de l'écart-type journalier sont présentées dans le tableau 43. Les incertitudes absolues sont en moyenne plus faibles en années sèches (*0,07-0,15 mm j⁻¹ en sol nu, 0,05-0,12 mm j⁻¹ en maïs non irrigué*) qu'en années humides (*0,24-0,27 mm j⁻¹ en sol nu, 0,21-0,33 mm j⁻¹ en maïs non irrigué*), en sol nu comme en maïs non irrigué. Entre sol nu et maïs non irrigué, les incertitudes sont du même ordre de grandeur (Figure 50, Figure 51). Avec l'irrigation, les incertitudes absolues sont plus élevées tant en années sèches qu'en années humides sauf pour l'année 1976.

Tableau 43 : statistiques relatives à l'écart-type journalier du drainage (mm j⁻¹), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique, pour les scénarios du groupe B

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1976	0,00	0,00	0,07	0,00	0,37
	1959	0,00	0,00	0,15	0,00	0,78
	1990	0,00	0,00	0,09	0,00	0,54
	1963	0,00	0,00	0,24	0,00	1,06
	1965	0,00	0,00	0,25	0,00	0,86
	2001	0,00	0,00	0,27	0,00	0,99
maïs non irrigué	1976	0,00	0,00	0,06	0,00	0,32
	1959	0,00	0,00	0,12	0,00	0,67
	1990	0,00	0,00	0,05	0,00	0,30
	1963	0,00	0,00	0,21	0,00	0,99
	1965	0,00	0,00	0,26	0,00	0,93
	2001	0,00	0,00	0,33	0,00	1,11
maïs irrigation restreinte	1976	0,00	0,00	0,06	0,00	0,36
	1959	0,00	0,00	0,17	0,00	0,86
	1990	0,00	0,00	0,08	0,00	0,43
	1963	0,00	0,00	0,24	0,00	1,01
	1965	0,00	0,00	0,29	0,00	0,95
	2001	0,00	0,00	0,38	0,00	1,21
maïs irrigation optimale	1976	0,00	0,00	0,06	0,00	0,36
	1959	0,00	0,00	0,18	0,00	0,87
	1990	0,00	0,00	0,10	0,00	0,50
	1963	0,00	0,00	0,29	0,00	1,07
	1965	0,00	0,00	0,32	0,00	0,98
	2001	0,00	0,00	0,39	0,00	1,24

En raison du grand nombre de jours de moyenne journalière nulle, les coefficients de variation n'ont été calculés que sur les jours de moyenne non nulle (Tableau 44). Ils montrent que les incertitudes relatives sont très fortes en moyenne (*119-877 % en sol nu, 240-1190 % en maïs non irrigué*). Il y a un effet climatique avec des valeurs plus faibles en années humides qu'en années sèches en sol nu. Les valeurs médianes montrent que les incertitudes relatives sont modérées à fortes pour 50 % des simulations drainantes en années humides avec le sol nu. Pour le maïs non irrigué, les incertitudes relatives sont plus élevées en années sèches qu'en années humides sauf pour 1959. L'irrigation diminue les incertitudes relatives en années sèches. En années humides, les effets sont variables selon les années et le scénario d'irrigation.

Tableau 44 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier du drainage (%), calculé sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique, pour les scénarios du groupe B

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1976	207	410	877	1441	827
	1959	128	245	378	357	617
	1990	173	203	808	1484	1008
	1963	10	45	189	151	505
	1965	8	51	249	176	627
	2001	0	25	119	90	390
maïs non irrigué	1976	227	630	1190	1852	1076
	1959	226	275	491	497	622
	1990	395	476	1051	1415	1068
	1963	122	183	240	230	200
	1965	58	125	405	266	806
	2001	26	61	514	251	971
maïs irrigation restreinte	1976	187	340	895	1461	885
	1959	161	275	565	743	671
	1990	286	356	898	875	1092
	1963	154	201	592	810	709
	1965	58	123	355	271	666
	2001	26	62	331	244	696
maïs irrigation optimale	1976	185	338	823	1416	794
	1959	161	275	438	696	385
	1990	220	272	692	707	905
	1963	113	198	393	357	464
	1965	64	142	366	332	636
	2001	25	56	298	178	740

En moyenne, le nombre de jours de drainage est compris entre 1 et 56 sur l'ensemble des scénarios (Tableau 45). En années sèches, le nombre de jours de drainage (3 à 6 j en sol nu, 1 à 3 j en maïs non irrigué) est inférieur à celui des années humides (33 à 56 j en sol nu, 9 à 39 j en maïs non irrigué) pour toutes les occupations du sol. En maïs non irrigué, ce nombre est inférieur à celui du sol nu sauf en 1976, avec un écart plus marqué en années humides. Les incertitudes absolues du nombre de jours de drainage sont comprises entre 2 et 10 jours. Elles sont plus élevées en années humides (8 j en sol nu, 8-9 j en maïs non irrigué) qu'en années sèches (5-6 j en sol nu, 2-5 j en maïs non irrigué). Elles sont similaires entre sol nu et maïs non irrigué en années humides et plus faibles avec le maïs non irrigué en années sèches. L'irrigation tend à augmenter les incertitudes absolues.

Les incertitudes relatives sur le nombre de jours de drainage sont comprises entre 14 et 263 %. Elles sont plus faibles en années humides (14-23 % en sol nu, 23-86 % en maïs non irrigué) qu'en années sèches (96-164 % en sol nu, 146-263 % en maïs non irrigué) et plus faibles en sol nu qu'en maïs non irrigué. L'irrigation diminue les incertitudes relatives par rapport à celles du maïs non irrigué mais elles restent toutefois supérieures à celles du sol nu (Figure 52).

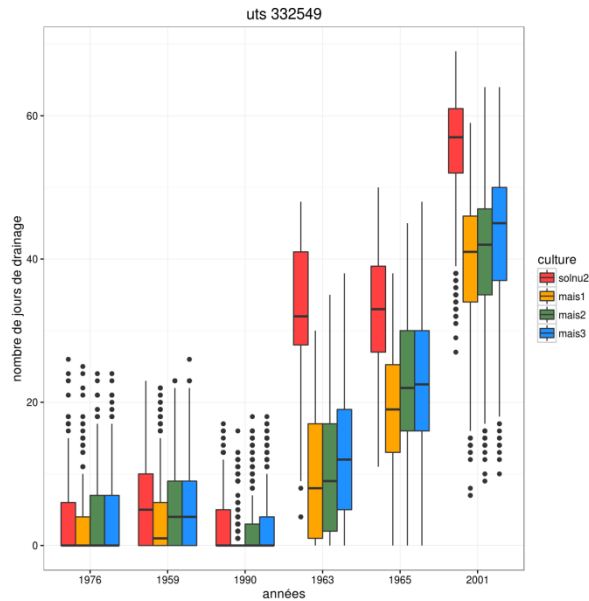


Figure 52 : boxplot du nombre de jours de drainage par année climatique et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

Tableau 45 : statistiques relatives au nombre de jours de drainage par année climatique et par occupation du sol

moy. = moyenne, ec = écart-type, cv = coefficient de variation

année climatique	sol nu			maïs non irrigué			maïs irrigué restreint			maïs irrigué optimal		
	moy.	ec	cv	moy.	ec	cv	moy.	ec	cv	moy.	ec	cv
1976	3	5	164	3	4	170	3	5	160	3	5	160
1959	6	6	96	3	5	146	5	6	107	5	6	104
1990	3	5	137	1	2	263	2	4	165	3	4	142
1963	34	8	23	9	8	86	10	8	79	13	9	73
1965	33	8	23	19	9	47	22	10	43	23	10	42
2001	56	8	14	39	9	23	41	9	22	43	10	22

1.3 Teneurs en eau du sol

Seuls les résultats des horizons 1 et 3 sont présentés. Ceux de l'horizon 2 sont en annexe 8.

La moyenne journalière de la teneur en eau calculée sur les 1000 simulations montre logiquement des valeurs moyennes plus faibles en climat sec (12,33 à 16,33 % en sol nu ; 12,23 à 14,98 % en maïs non irrigué pour l'horizon 1) qu'en climat humide (18,85 à 19,31 % en sol nu ; 18,51 à 19,09 % en maïs non irrigué pour l'horizon 1) tant en sol nu qu'en maïs non irrigué, pour les trois horizons (Tableau 46, Tableau 47). Au cours du temps, la moyenne journalière est très fluctuante dans l'horizon 1 alors qu'elle est plus lissée dans les horizons 2 et 3 (Figure 53, Figure 54). Comme attendu, la teneur en eau du sol est inférieure avec le maïs non irrigué par rapport au sol nu, sauf en 1976 sur les horizons 2 et 3. Cette différence est liée à la diminution plus grande des teneurs en eau durant les périodes de dessèchement avec le maïs non irrigué. L'irrigation augmente les teneurs en eau du sol par rapport à celles du maïs non irrigué, surtout en années sèches où elles peuvent dépasser les valeurs du sol nu.

Tableau 46 : statistiques relatives à la moyenne journalière de la teneur en eau de l'horizon 1 (%), calculée sur les 1000 simulations, par occupation du sol et par année climatique (de la plus sèche à la plus humide), pour les scénarios du groupe B.

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1976	8,10	11,33	12,33	16,54	4,91
	1959	14,12	16,44	16,33	18,73	2,91
	1990	11,53	12,87	13,53	14,97	3,18
	1963	18,31	19,54	19,28	20,66	1,58
	1965	17,78	18,91	18,85	20,37	1,64
	2001	18,45	19,99	19,31	20,84	1,94
maïs non irrigué	1976	8,06	11,33	12,23	16,27	4,91
	1959	12,00	15,03	14,98	17,85	3,34
	1990	9,45	12,18	12,36	14,12	3,97
	1963	18,25	19,57	19,09	20,62	1,89
	1965	17,21	19,00	18,51	20,45	2,29
	2001	18,55	20,04	19,06	20,82	2,61
maïs irrigation restreinte	1976	9,49	12,93	13,15	16,66	4,45
	1959	14,06	15,86	16,14	18,37	2,83
	1990	14,62	15,67	16,05	17,50	2,52
	1963	18,29	19,60	19,11	20,62	1,85
	1965	17,31	19,01	18,60	20,55	2,23
	2001	18,54	20,02	19,12	20,82	2,40
maïs irrigation optimale	1976	9,49	12,93	13,16	16,67	4,44
	1959	14,46	16,24	16,47	18,58	2,67
	1990	15,04	16,16	16,34	17,63	2,49
	1963	18,33	19,69	19,21	20,63	1,74
	1965	17,56	19,10	18,78	20,60	2,01
	2001	18,61	20,08	19,27	20,86	2,12

Tableau 47 : statistiques relatives à la moyenne journalière de la teneur en eau de l'horizon 3 (%), calculée sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1976	15,85	15,90	15,97	15,92	0,28
	1959	17,10	17,14	16,97	17,15	0,55
	1990	15,82	15,85	15,96	15,93	0,33
	1963	17,37	19,54	18,74	19,95	1,40
	1965	17,17	18,23	18,31	19,94	1,43
	2001	19,92	19,95	19,68	19,96	0,84
maïs non irrigué	1976	15,85	15,90	15,95	15,91	0,24
	1959	15,25	15,96	16,01	16,95	0,77
	1990	14,98	15,83	15,51	15,92	0,46
	1963	17,18	17,55	17,65	18,18	0,86
	1965	16,49	17,87	17,62	18,25	1,08
	2001	18,47	19,77	19,12	19,94	1,13
maïs irrigation restreinte	1976	15,83	15,89	15,95	15,91	0,28
	1959	16,05	16,48	16,74	17,74	0,78
	1990	14,71	15,93	15,52	16,04	0,72
	1963	17,30	17,88	17,87	18,44	0,93
	1965	17,06	18,14	17,98	18,88	1,11
	2001	18,48	19,78	19,14	19,94	1,13
maïs irrigation optimale	1976	15,83	15,89	15,96	15,92	0,28
	1959	16,20	16,66	16,84	17,76	0,74
	1990	14,91	15,94	15,66	16,04	0,69
	1963	17,47	18,00	18,00	18,64	0,94
	1965	17,30	18,25	18,05	18,88	1,13
	2001	18,51	19,79	19,19	19,94	1,09

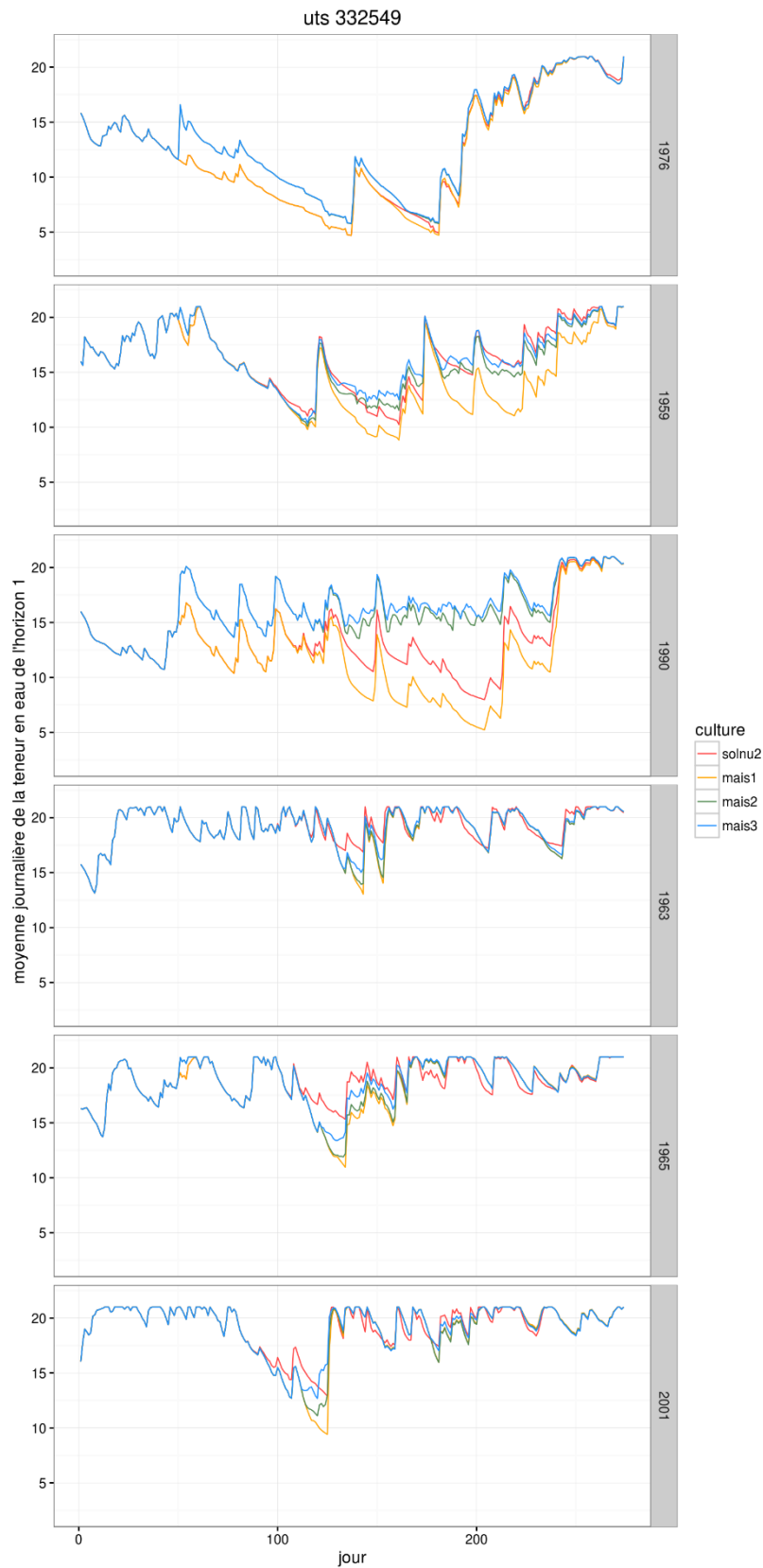


Figure 53 : variation de la moyenne journalière de la teneur en eau (%) de l'horizon 1, calculée sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

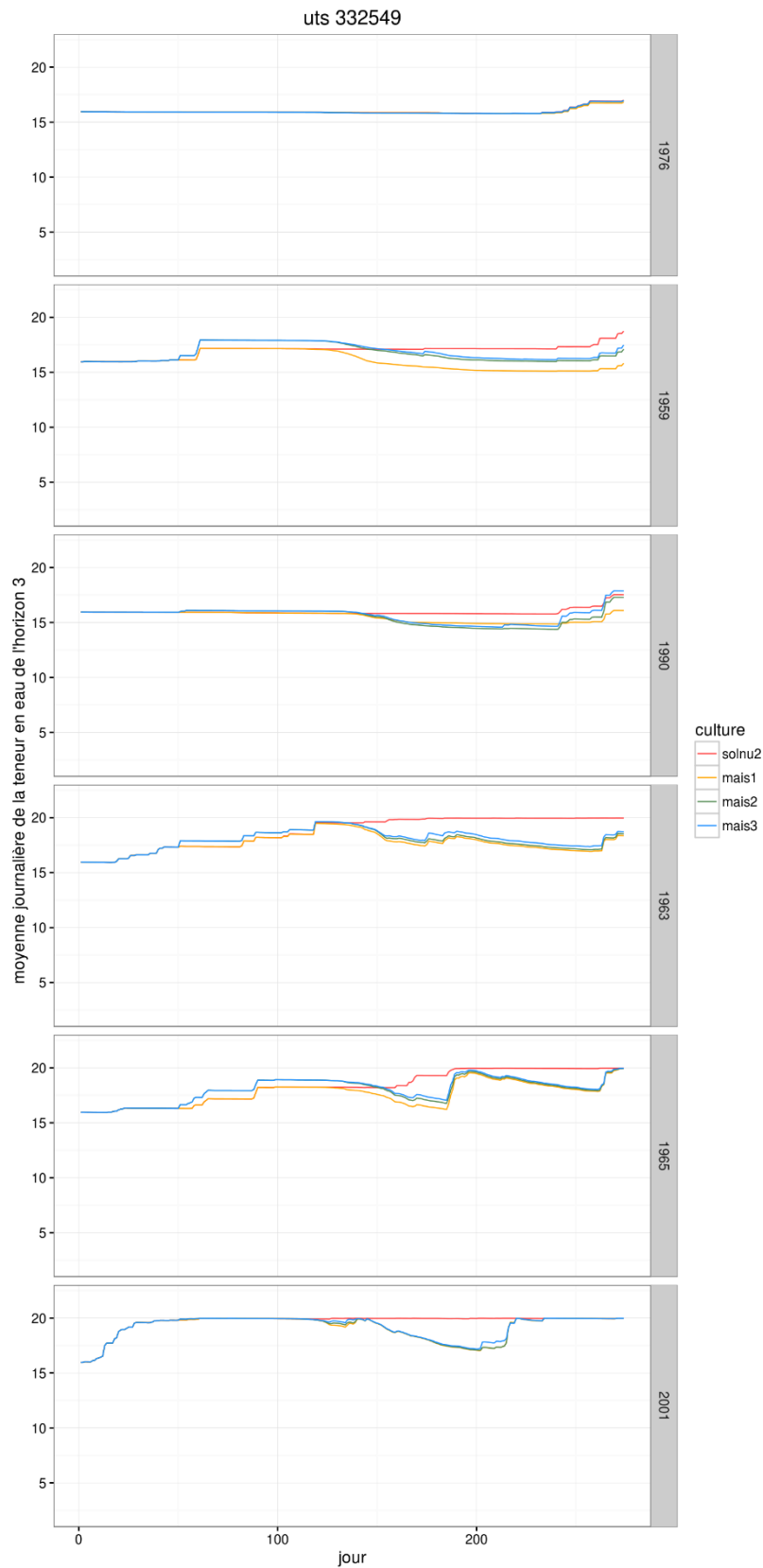


Figure 54 : variation de la moyenne journalière de la teneur en eau (%) de l'horizon 3, calculée sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

Les incertitudes absolues sont entre 3 et 4 % (Tableau 48, Tableau 49) tant en sol nu qu'en maïs non irrigué et sur les trois horizons. Elles sont plus élevées en début de simulation puis elles diminuent plus ou moins tardivement selon les années (Figure 55, Figure 56). Cependant, en 1976 et en 1990, dans les horizons 2 et 3, la période de décroissance n'arrive que dans les 2 dernières décades. Les incertitudes absolues sont similaires entre sol nu et maïs non irrigué puis se différencient pendant les périodes de dessèchement printanières et estivales avec une diminution des incertitudes avec le maïs non irrigué dans l'horizon 1 sauf en 1976. Cela s'observe également dans l'horizon 2 sauf en 1976 et 1959, et dans l'horizon 3 seulement en 1990 et en 1963.

Tableau 48 : statistiques relatives à l'écart-type journalier de la teneur en eau de l'horizon 1 (%), calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1976	3,06	3,58	3,41	3,80	0,49
	1959	3,10	3,25	3,35	3,59	0,31
	1990	3,68	3,79	3,77	3,86	0,16
	1963	3,62	3,68	3,68	3,71	0,11
	1965	3,53	3,60	3,62	3,71	0,15
	2001	3,66	3,71	3,71	3,71	0,13
maïs non irrigué	1976	2,98	3,58	3,40	3,80	0,48
	1959	2,93	3,17	3,22	3,53	0,39
	1990	2,97	3,51	3,38	3,70	0,41
	1963	3,46	3,62	3,58	3,70	0,22
	1965	3,35	3,50	3,44	3,69	0,35
	2001	3,45	3,69	3,56	3,71	0,24
maïs irrigation restreinte	1976	3,27	3,64	3,58	3,83	0,32
	1959	3,46	3,66	3,72	3,91	0,47
	1990	3,32	3,68	3,78	4,04	0,52
	1963	3,47	3,63	3,59	3,70	0,20
	1965	3,38	3,51	3,50	3,70	0,27
	2001	3,49	3,70	3,61	3,71	0,18
maïs irrigation optimale	1976	3,32	3,64	3,60	3,83	0,31
	1959	3,54	3,70	3,85	4,02	0,58
	1990	3,34	3,70	3,85	4,09	0,57
	1963	3,52	3,64	3,61	3,70	0,19
	1965	3,39	3,56	3,55	3,70	0,22
	2001	3,56	3,71	3,64	3,71	0,19

Tableau 49 : statistiques relatives à l'écart-type journalier de la teneur en eau de l'horizon 3 (%), calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1976	3,89	3,91	3,94	3,92	0,10
	1959	4,09	4,25	4,18	4,26	0,13
	1990	3,89	3,90	3,94	3,91	0,10
	1963	3,63	3,64	3,84	4,10	0,26
	1965	3,64	4,04	3,92	4,10	0,23
	2001	3,64	3,64	3,67	3,64	0,12
maïs non irrigué	1976	3,89	3,91	3,94	3,91	0,10
	1959	4,18	4,21	4,17	4,26	0,12
	1990	3,56	3,88	3,75	3,89	0,16
	1963	3,55	3,68	3,80	4,10	0,30
	1965	3,58	3,97	3,89	4,10	0,25
	2001	3,63	3,64	3,67	3,66	0,12
maïs irrigation restreinte	1976	3,89	3,89	3,93	3,90	0,09
	1959	4,10	4,13	4,14	4,22	0,11
	1990	3,46	3,89	3,75	4,03	0,25
	1963	3,54	3,63	3,76	4,00	0,28
	1965	3,62	3,82	3,83	4,05	0,21
	2001	3,63	3,64	3,67	3,65	0,12
maïs irrigation optimale	1976	3,89	3,89	3,93	3,91	0,10
	1959	4,07	4,12	4,09	4,13	0,09
	1990	3,50	3,89	3,77	4,03	0,24
	1963	3,51	3,63	3,74	4,00	0,29
	1965	3,61	3,80	3,82	4,05	0,22
	2001	3,62	3,64	3,66	3,65	0,13

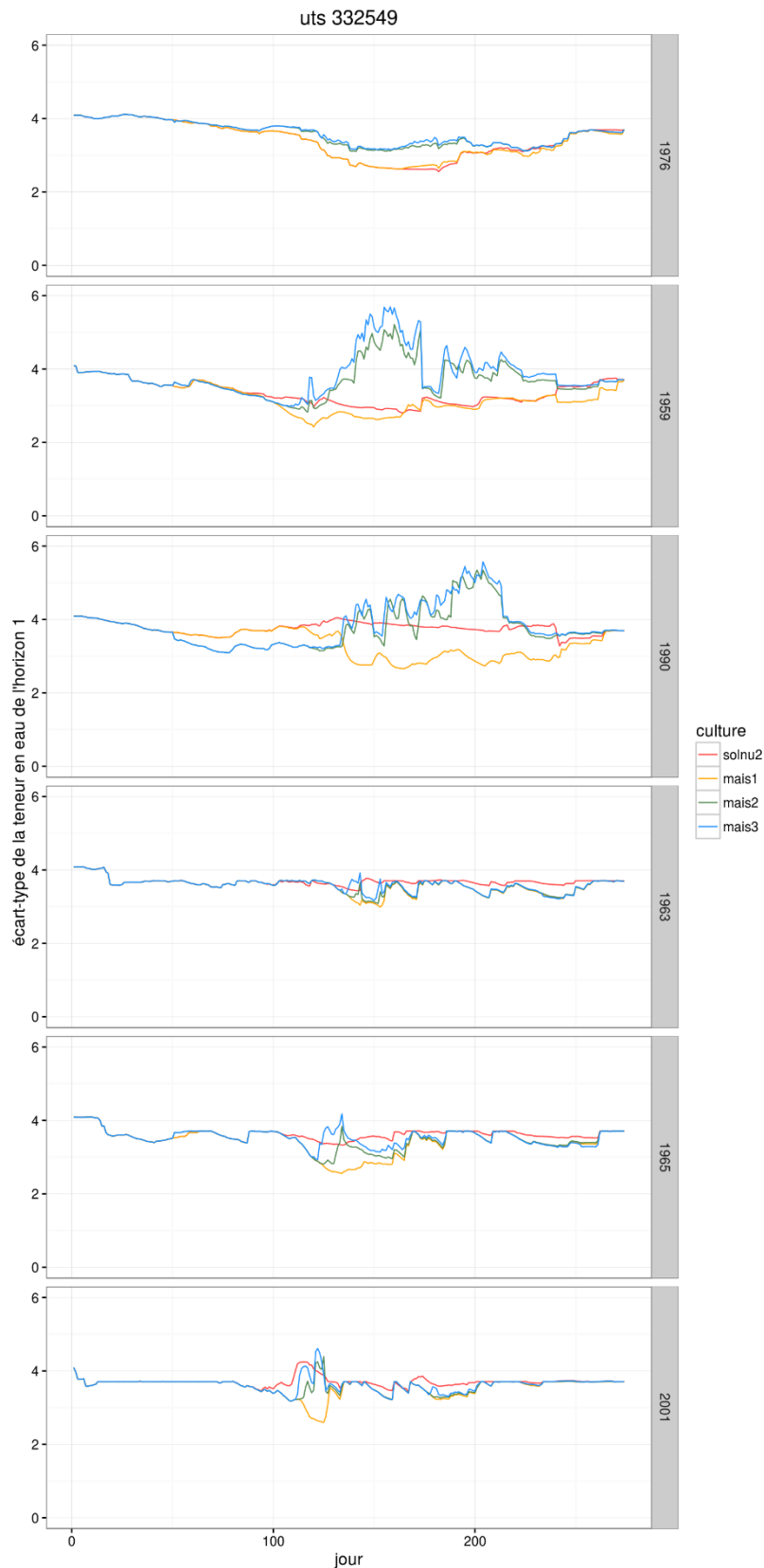


Figure 55 : variation de l'écart-type journalier de la teneur en eau (%) de l'horizon 1, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

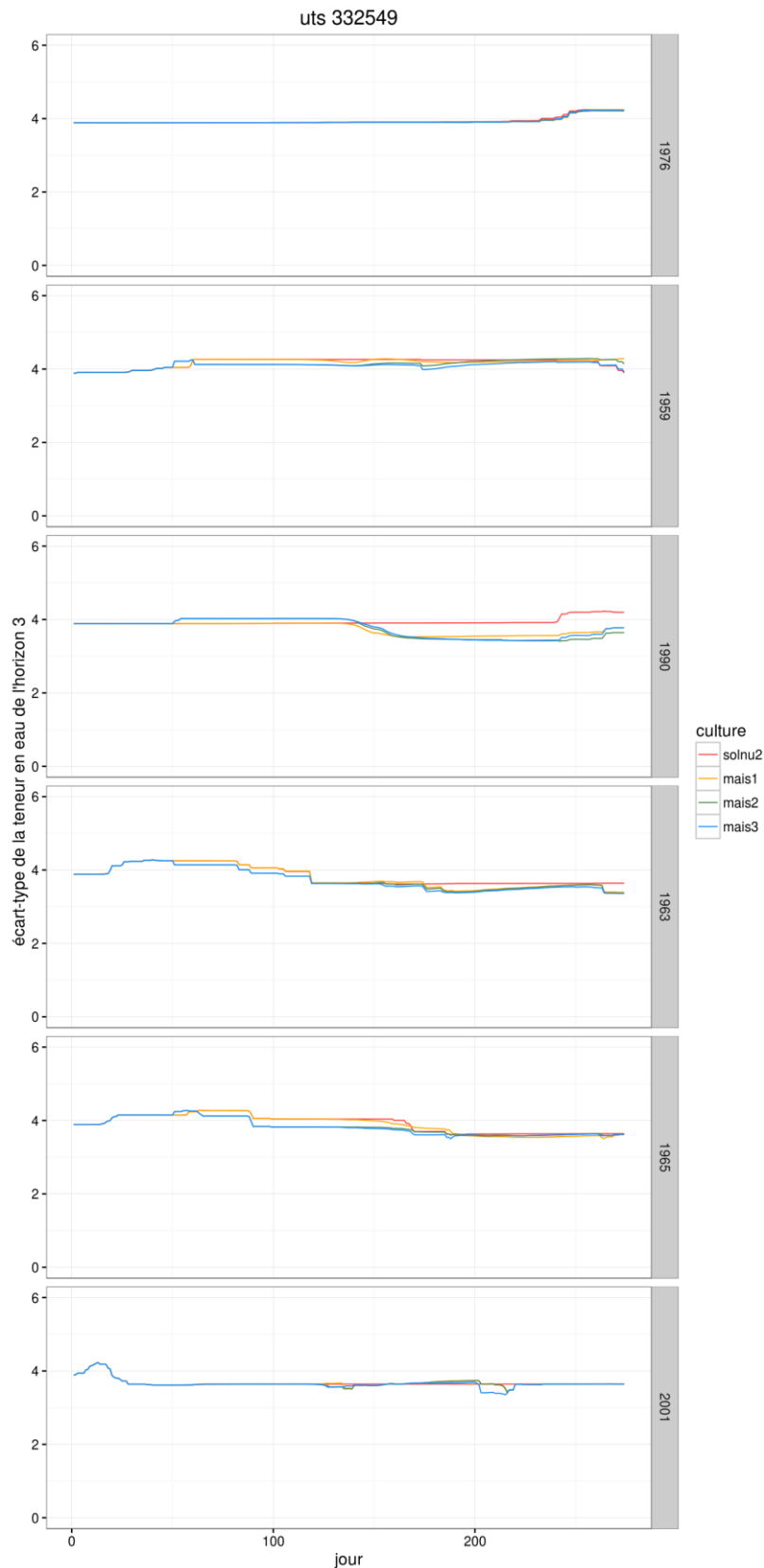


Figure 56 : variation de l'écart-type journalier de la teneur en eau (%) de l'horizon 3, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

Les incertitudes relatives sont faibles en années humides avec une moyenne entre 19 et 22 % pour toutes les occupations du sol dans les horizons 1 à 3. Elles sont faibles à modérées en années sèches avec une moyenne entre 22 et 32 % (Tableau 50, Tableau 51). En années sèches dans l'horizon 1, les incertitudes relatives sont très variables et peuvent atteindre des valeurs fortes certaines années (1976, 1990) (Figure 57, Figure 58). L'amplitude des incertitudes relatives diminue avec la profondeur. Les ordres de grandeur des incertitudes relatives sont assez similaires entre les occupations du sol mais des différences peuvent apparaître à certaines périodes dans les horizons 1 et 2 notamment en années sèches entre sol nu et maïs non irrigué, et entre maïs non irrigué et maïs irrigués.

Tableau 50 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier de la teneur en eau de l'horizon 1 (%), calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1976	19	31	32	39	12
	1959	18	20	21	23	3
	1990	26	30	29	33	7
	1963	18	19	19	20	2
	1965	18	19	19	20	2
	2001	18	19	19	20	3
maïs non irrigué	1976	19	31	32	39	12
	1959	19	22	22	25	4
	1990	25	30	30	33	8
	1963	18	18	19	19	2
	1965	18	18	19	20	2
	2001	18	18	19	19	2
maïs irrigation restreinte	1976	20	30	31	36	11
	1959	19	22	24	27	6
	1990	20	22	24	29	5
	1963	18	18	19	19	2
	1965	18	18	19	20	3
	2001	18	18	19	19	3
maïs irrigation optimale	1976	20	30	31	37	11
	1959	19	23	24	26	6
	1990	20	22	24	29	5
	1963	18	18	19	19	2
	1965	18	18	19	20	3
	2001	18	18	19	19	3

Tableau 51 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier de la teneur en eau de l'horizon 3 (%), calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1976	24	25	25	25	0,3
	1959	25	25	25	25	0,6
	1990	24	25	25	25	0,3
	1963	18	19	21	24	2,9
	1965	18	22	22	25	2,8
	2001	18	18	19	18	1,6
maïs non irrigué	1976	24	25	25	25	0,3
	1959	25	25	26	28	1,4
	1990	24	24	24	24	0,4
	1963	20	21	22	24	2,3
	1965	20	22	22	25	2,5
	2001	18	18	19	20	1,8
maïs irrigation restreinte	1976	24	25	25	25	0,2
	1959	23	25	25	26	1,3
	1990	24	24	24	25	0,9
	1963	19	20	21	23	2,2
	1965	20	21	21	23	2,3
	2001	18	18	19	20	1,8
maïs irrigation optimale	1976	24	25	25	25	0,3
	1959	23	24	24	25	1,0
	1990	23	24	24	25	1,0
	1963	19	20	21	23	2,4
	1965	20	20	21	23	2,4
	2001	18	18	19	19	1,7



Figure 57 : variation du coefficient de variation journalier de la teneur en eau (%) de l'horizon 1, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

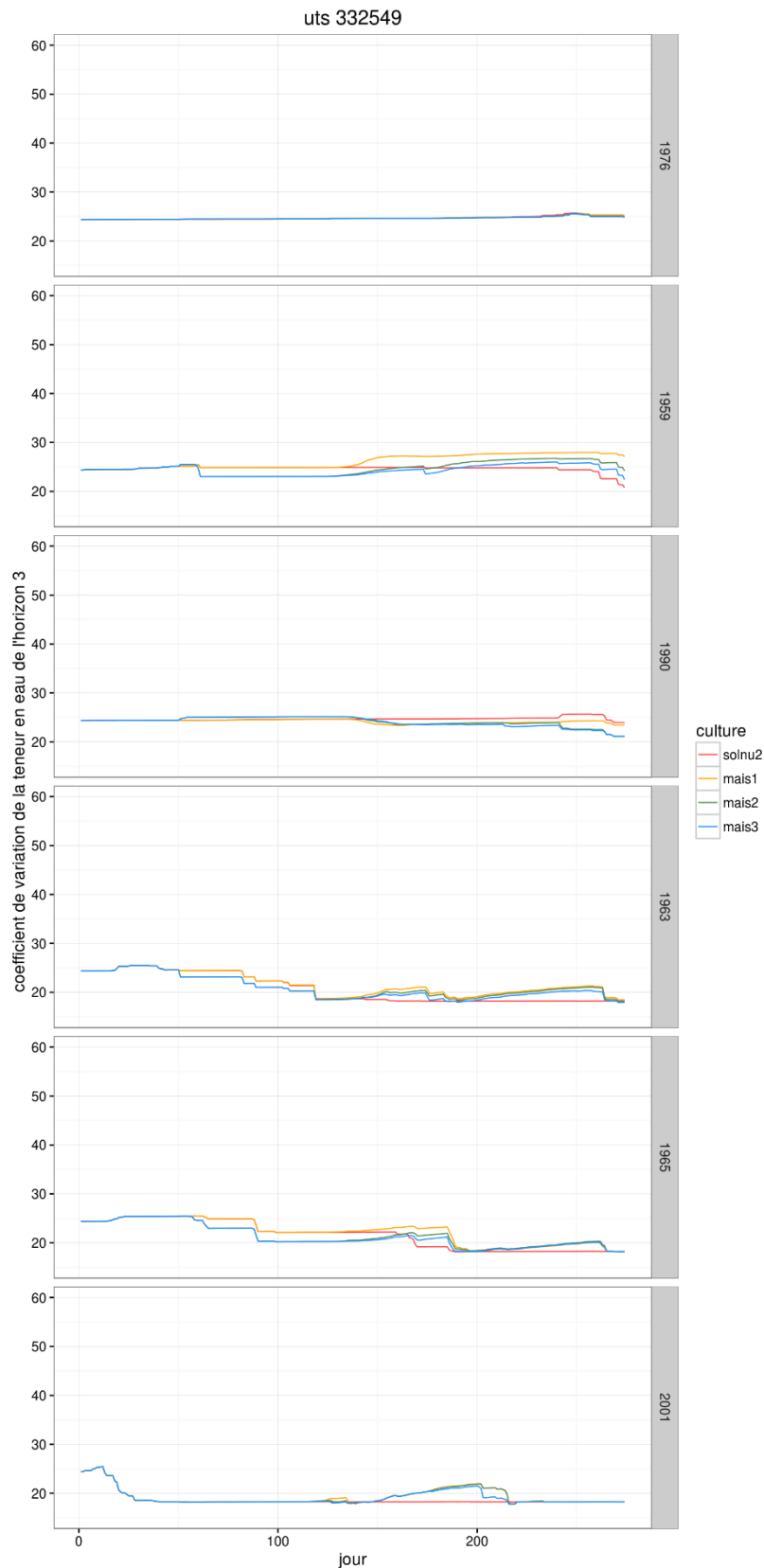


Figure 58 : variation du coefficient de variation journalier de la teneur en eau (%) de l'horizon 3, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

L'impact de la teneur en eau initiale pour chaque horizon a été analysé en calculant le nombre de jours nécessaires pour atteindre la capacité au champ (Tableau 52). Evidemment, l'impact des années climatiques est important avec un nombre de jours en moyenne plus élevé en années sèches (*entre 33 et 216 jours en sol nu sur l'horizon 1*) par rapport aux années humides (*entre 6 et 21 jours en sol nu sur l'horizon 1*) sur les horizons 1 et 2. Sur l'horizon 3, l'année 1965 présente une moyenne (*102 j en sol nu, 114 j en maïs non irrigué*) similaire, voire plus élevée que les années sèches (*92 à 116 j en sol nu, 46 à 83 j en maïs non irrigué*). Les valeurs moyennes et les écarts-types, surtout en années sèches, sont influencées par le nombre de simulations qui n'atteignent jamais la capacité au champ et qui devient de plus en plus important en profondeur, ce qui diminue les valeurs moyennes et les écarts-types donnant l'impression que le retour à la capacité au champ est plus rapide avec la culture (*plus de 50 % des simulations n'atteignent pas la capacité au champ en sol nu dans l'horizon 3 en 1976 et en 1990*). Les incertitudes absolues sur le nombre de jours pour atteindre la capacité au champ sont plus élevées en années sèches (*24 à 69 j pour le sol nu dans l'horizon 1*) qu'en années humides (*3 à 13 j pour le sol nu dans l'horizon 1*) pour les 3 horizons et pour toutes les occupations du sol.

Tableau 52 : statistiques relatives au nombre de jours depuis le début de la simulation nécessaires pour un retour à la capacité au champ pour les 6 années climatiques de la plus sèche à la plus humide, par occupation du sol (années humides sur fond bleu), pour les scénarios du groupe B.

M=moyenne (en nombre de jours), EC = écart-type (en nombre de jours), CV= coefficient de variation (en %).

Occupation	années	horizon 1			horizon 2			horizon 3		
		M	EC	CV	M	EC	CV	M	EC	CV
sol nu	1976	216	37	17	169	113	67	92	119	130
	1959	33	24	73	89	90	102	98	110	112
	1990	207	69	33	197	104	53	116	127	109
	1963	20	5	24	41	30	73	78	51	66
	1965	21	13	62	55	42	76	102	65	64
	2001	6	3	55	11	5	50	19	15	76
maïs non irrigué	1976	218	39	18	158	118	75	83	117	141
	1959	33	24	73	56	67	120	46	76	167
	1990	218	67	31	154	127	82	49	101	208
	1963	20	5	24	41	30	73	55	44	79
	1965	21	13	62	57	47	83	114	87	76
	2001	6	3	55	11	5	50	20	18	90
maïs irrigation restreinte	1976	206	56	27	168	113	68	89	118	133
	1959	30	19	63	54	52	97	63	84	133
	1990	104	81	78	162	109	67	83	116	140
	1963	20	5	24	37	24	65	54	41	75
	1965	21	11	55	46	33	72	93	77	83
	2001	6	3	55	11	5	50	19	14	75
maïs irrigation optimale	1976	206	56	27	167	113	67	89	118	133
	1959	30	19	63	57	57	99	66	85	130
	1990	101	77	76	166	103	62	102	121	118
	1963	20	5	24	37	24	65	56	42	75
	1965	21	11	55	46	32	71	93	74	80
	2001	6	3	55	11	5	50	19	13	70

1.4 Rapport RSURRU

La moyenne journalière du rapport RSURRU est comprise, en moyenne, entre 0,40 et 0,93 sur l'ensemble des scénarios (Tableau 53). Elle est, en moyenne, plus faible en années sèches (0,46 à

0,67 en sol nu ; 0,40 à 0,53 en maïs non irrigué) qu'en années humides (0,83 à 0,93 en sol nu ; 0,72 à 0,85 en maïs non irrigué), mais également plus faible en maïs non irrigué qu'en sol nu. De manière logique, l'irrigation augmente les moyennes journalières mais cela est surtout marqué pour les années sèches 1959 et 1990.

Tableau 53 : statistiques relatives à la moyenne journalière du rapport RSURRU, calculée sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1976	0,37	0,41	0,46	0,49	0,13
	1959	0,61	0,68	0,67	0,71	0,09
	1990	0,41	0,43	0,47	0,46	0,11
	1963	0,81	0,92	0,87	0,97	0,13
	1965	0,75	0,84	0,83	0,93	0,14
	2001	0,93	0,96	0,93	0,98	0,08
maïs non irrigué	1976	0,37	0,41	0,45	0,48	0,12
	1959	0,42	0,53	0,53	0,62	0,12
	1990	0,29	0,41	0,40	0,44	0,12
	1963	0,64	0,75	0,73	0,83	0,13
	1965	0,62	0,71	0,72	0,82	0,14
	2001	0,75	0,91	0,85	0,97	0,15
maïs irrigation restreinte	1976	0,38	0,43	0,47	0,50	0,12
	1959	0,54	0,60	0,62	0,70	0,10
	1990	0,38	0,45	0,48	0,54	0,13
	1963	0,66	0,76	0,75	0,85	0,13
	1965	0,63	0,73	0,75	0,86	0,14
	2001	0,77	0,91	0,85	0,97	0,14
maïs irrigation optimale	1976	0,39	0,43	0,47	0,50	0,12
	1959	0,58	0,63	0,65	0,72	0,09
	1990	0,42	0,47	0,51	0,55	0,12
	1963	0,69	0,78	0,77	0,86	0,12
	1965	0,66	0,75	0,76	0,86	0,13
	2001	0,78	0,92	0,87	0,97	0,13

En début de simulation, la moyenne journalière du rapport RSURRU a tendance à augmenter pour remonter de l'état initial vers la RU pleine (mais celle-ci n'est pas toujours atteinte) (Figure 59) sauf pour les années 1976 et 1990 où la remontée vers la RU pleine n'intervient qu'en fin de simulation en raison de printemps très secs. Cette période est plus ou moins longue selon les années (Figure 60). En période de dessèchement, le rapport RSURRU est plus faible avec le maïs non irrigué (sauf en 1976) ce qui est cohérent avec les observations faites sur les teneurs en eau. Cette diminution est plus accentuée en années sèches.

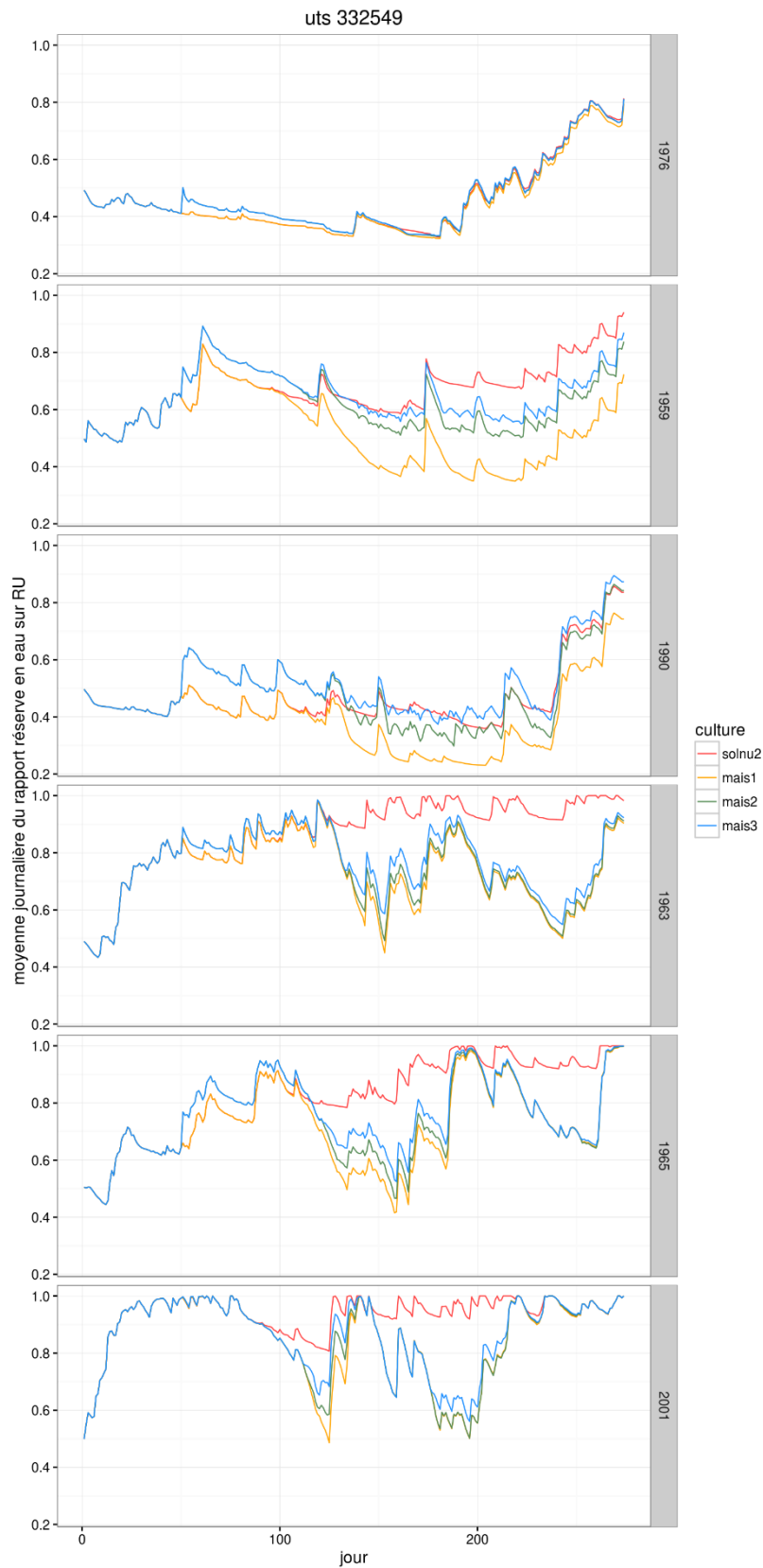


Figure 59 : variation de la moyenne journalière du rapport RSURRU (sans unité), calculée sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

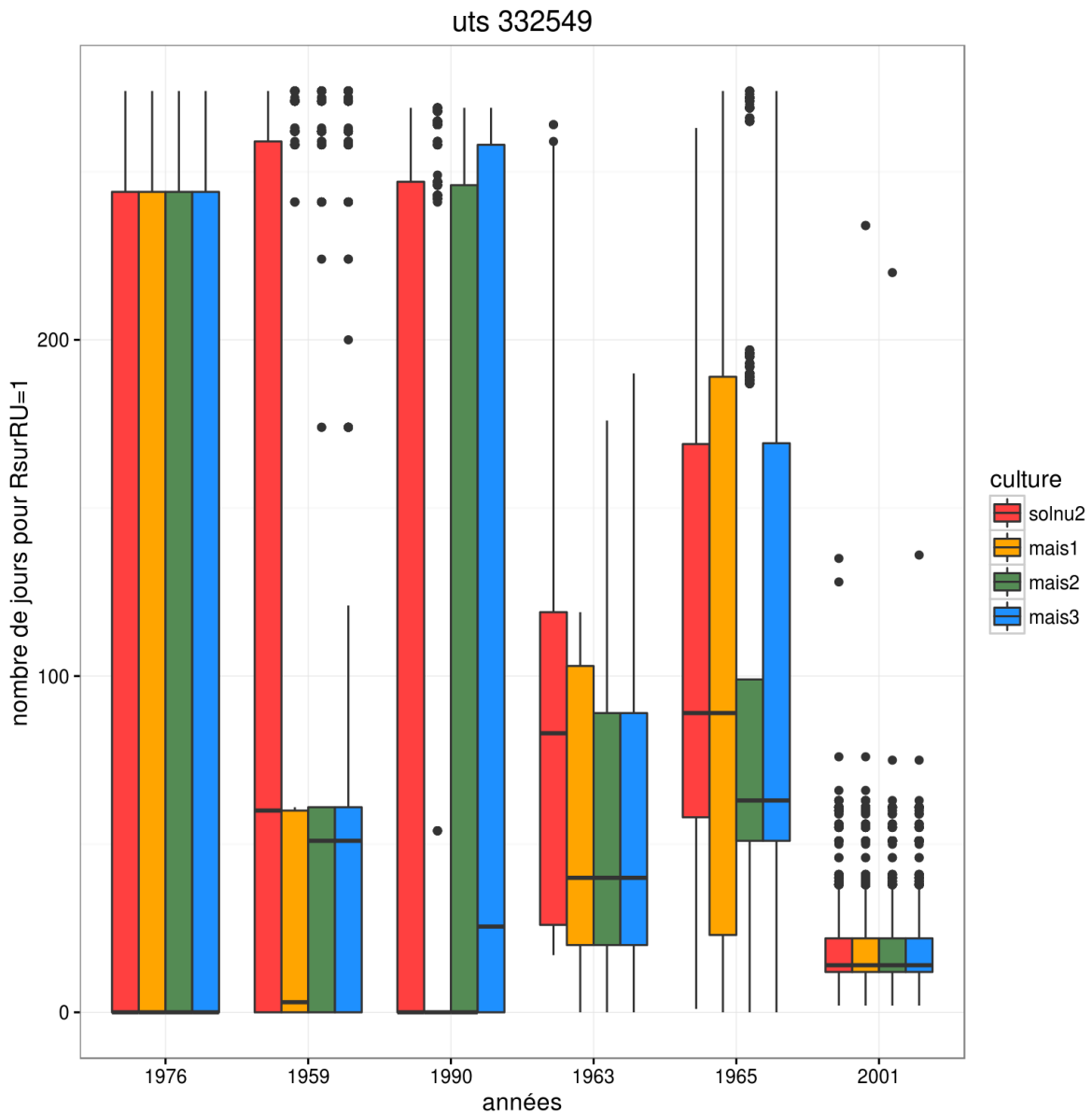


Figure 60 : boxplot du nombre de jours pour atteindre $RSURRU = 1$ par année climatique et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

Les incertitudes absolues sont comprises entre 0,04 et 0,26 (Tableau 54). Elles sont plus élevées en années sèches qu'en années humides, tant en sol nu qu'en maïs non irrigué. En années humides, les incertitudes absolues sont plus élevées en début de simulation (de l'ordre de 0,3) puis décroissent rapidement pour atteindre des valeurs inférieures à 0,05 en sol nu (Figure 61). Avec le maïs, les incertitudes sont plus élevées pendant les périodes de dessèchement. Pour les années sèches, les incertitudes décroissent plus lentement et restent supérieures ou proches de 0,2 en sol nu. Le maïs non irrigué et le maïs irrigué présentent les mêmes incertitudes que le sol nu en 1976. En 1959, les incertitudes avec le maïs augmentent à nouveau à partir du 100^e jour de simulation. Seule l'année 1990 montre des incertitudes plus faibles en maïs qu'en sol nu.

Tableau 54 : statistiques relatives à l'écart-type journalier du rapport RSURRU, calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1976	0,21	0,23	0,23	0,25	0,02
	1959	0,20	0,20	0,21	0,20	0,03
	1990	0,23	0,23	0,24	0,25	0,02
	1963	0,02	0,06	0,10	0,18	0,09
	1965	0,02	0,14	0,13	0,20	0,09
	2001	7,86E-03	0,02	0,04	0,04	0,06
maïs non irrigué	1976	0,21	0,22	0,23	0,25	0,02
	1959	0,24	0,27	0,26	0,28	0,03
	1990	0,18	0,20	0,21	0,25	0,04
	1963	0,08	0,10	0,13	0,18	0,06
	1965	0,08	0,15	0,15	0,20	0,07
	2001	0,02	0,04	0,05	0,07	0,06
maïs irrigation restreinte	1976	0,22	0,23	0,23	0,25	0,02
	1959	0,19	0,23	0,22	0,26	0,04
	1990	0,17	0,19	0,21	0,26	0,05
	1963	0,07	0,11	0,12	0,16	0,06
	1965	0,08	0,13	0,14	0,16	0,07
	2001	0,02	0,04	0,06	0,08	0,06
maïs irrigation optimale	1976	0,22	0,23	0,23	0,25	0,02
	1959	0,18	0,20	0,21	0,23	0,04
	1990	0,19	0,22	0,22	0,26	0,04
	1963	0,09	0,11	0,13	0,16	0,06
	1965	0,08	0,13	0,14	0,16	0,07
	2001	0,02	0,04	0,06	0,09	0,06

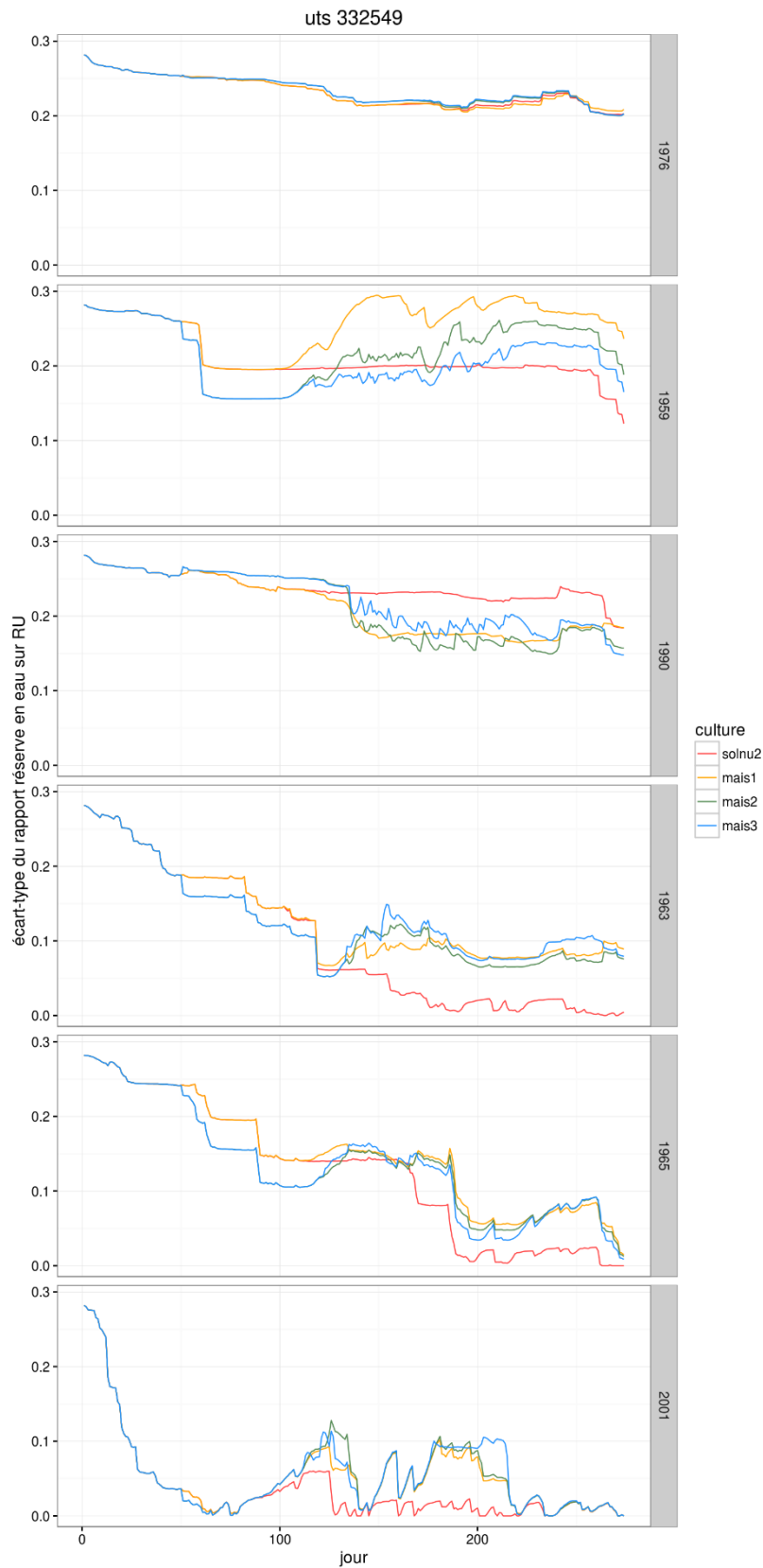


Figure 61 : variation de l'écart-type journalier du rapport RSURRU (sans unité), calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

Les incertitudes relatives sont comprises entre 5 et 57 % (Tableau 55). Tout comme les incertitudes absolues, elles sont plus élevées en années sèches (32-54 % *en sol nu*, 52-57 % *en maïs non irrigué*) qu'en années humides (5-18 % *en sol nu*, 8-23 % *en maïs non irrigué*), tant en sol nu qu'en maïs non irrigué. Elles sont également plus élevées en maïs non irrigué qu'en sol nu sauf en 1976. En années humides, les incertitudes relatives démarrent à près de 60 % puis décroissent rapidement pour atteindre des incertitudes inférieures à 20 % (Figure 62). En 1976, les incertitudes relatives restent autour de 60 % jusqu'au 200^e jour environ puis décroissent sans différence entre sol nu et maïs. En 1959, la décroissance observée en années humides est également observée mais les incertitudes restent au-dessus de 20 % puis elles se stabilisent en sol nu quand elles augmentent en maïs non irrigué avec des pics pouvant dépasser les 60 %. En 1990, les incertitudes relatives fluctuent entre 50 et 60 % et ne décroissent qu'en fin de simulation (après le 250^e jour). La décroissance observée en fin de simulation en 1976 et en 1990 correspond à une période plus pluvieuse où la réserve en eau du sol se remplit à nouveau.

Tableau 55 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier du rapport RSURRU, calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1976	43,65	59,37	54	63,34	12,45
	1959	27,69	29,21	32	33,66	9,24
	1990	51,59	55,94	53	59,89	9,87
	1963	1,85	6,61	14	23,34	15,39
	1965	2,40	16,88	18	26,33	15,83
	2001	0,81	1,85	5	3,78	9,08
maïs non irrigué	1976	44,12	59,70	54	63,73	12,23
	1959	39,71	51,23	52	66,79	17,08
	1990	52,96	59,58	57	63,64	12,23
	1963	11,53	14,68	19	23,34	11,88
	1965	10,50	22,71	23	30,28	13,59
	2001	1,76	4,74	8	9,64	9,31
maïs irrigation restreinte	1976	44,26	58,19	53	61,44	11,82
	1959	28,40	38,66	37	45,90	10,72
	1990	42,96	47,08	46	51,00	10,63
	1963	9,88	13,87	18	19,42	12,21
	1965	11,15	19,05	21	25,08	13,56
	2001	1,64	4,80	8	11,61	9,48
maïs irrigation optimale	1976	44,39	58,22	53	61,46	11,79
	1959	25,25	32,35	33	38,57	9,77
	1990	42,60	45,94	46	50,62	10,88
	1963	11,56	15,43	18	19,45	11,94
	1965	11,11	17,94	20	23,42	13,77
	2001	1,66	4,42	8	11,77	9,33

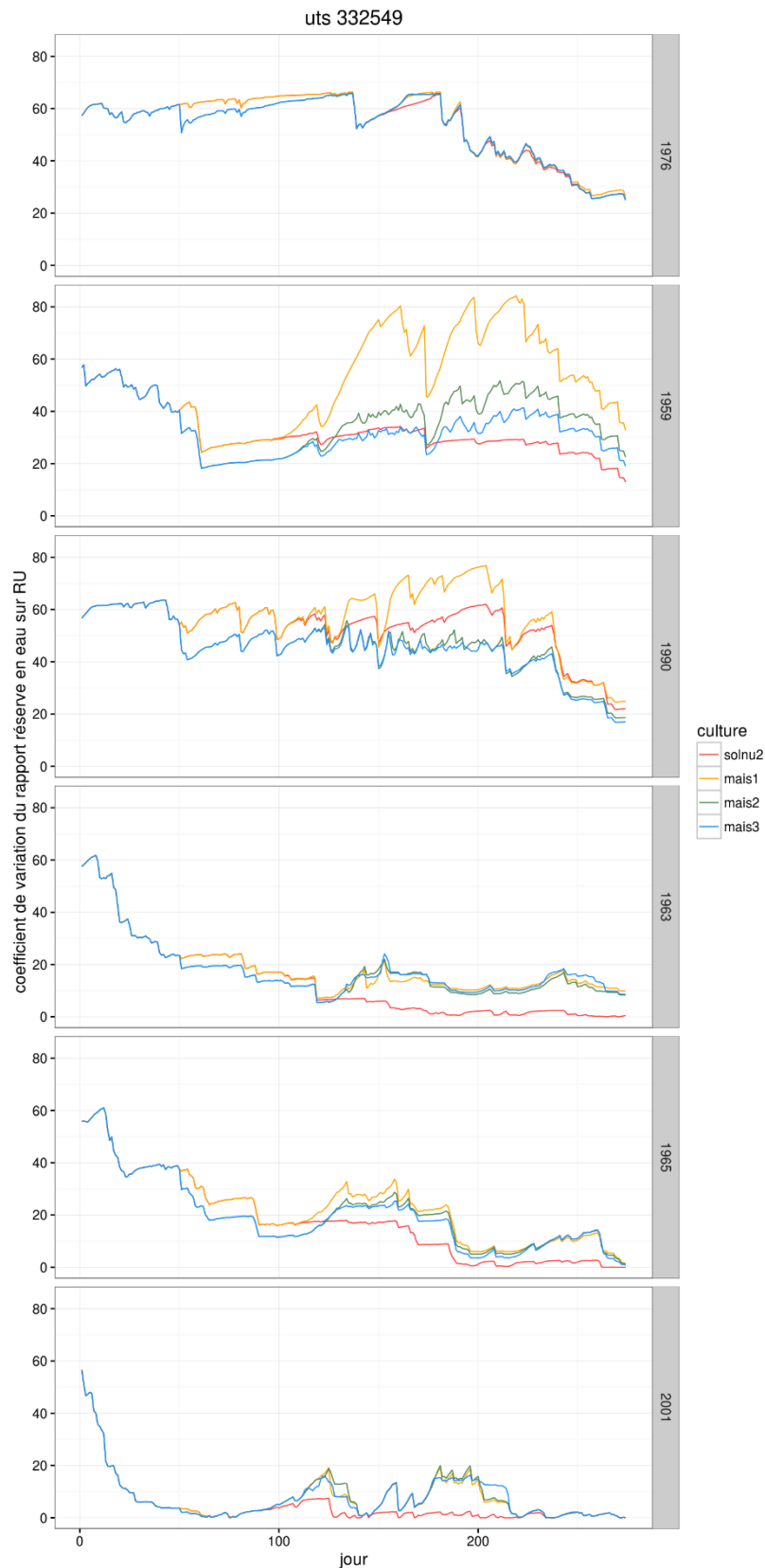


Figure 62 : variation du coefficient de variation journalier du rapport RSURRU (sans unité), calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

2. Analyse des sorties cumulées du bilan hydrique

2.1 Evaporation cumulée

L'évaporation cumulée en fin de simulation est en moyenne plus faible en années sèches qu'en années humides en sol nu (253 à 320 mm en années sèches, 354 à 394 mm en années humides) (Tableau 56). Par contre elle est plus élevée en maïs non irrigué en années sèches (277 à 301 mm) qu'en années humides (206 à 240 mm), sauf pour l'année 1976 (218 mm) qui présente un cumul d'évaporation similaire à ceux des années humides. L'évaporation cumulée est également plus faible en maïs non irrigué qu'en sol nu avec un écart plus important en années humides qu'en années sèches. Avec l'irrigation, l'évaporation cumulée est plus élevée en 1976 et en 2001 mais plus faible les autres années par rapport au maïs non irrigué.

Tableau 56 : statistiques relatives à l'évaporation cumulée en fin de simulation (mm), calculée sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B

cv=coefficient de variation.

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type	cv
sol nu	1976	247	251	253	263	12,1	5
	1959	296	303	302	309	10,0	3
	1990	310	320	320	330	13,7	4
	1963	388	394	394	401	8,6	2
	1965	347	353	354	361	9,2	3
	2001	379	384	384	390	7,7	2
	maïs non irrigué	1976	203	219	218	233	20,9
1959		257	285	277	302	29,1	11
1990		292	304	301	315	20,3	7
1963		231	240	240	248	11,3	5
1965		198	206	206	214	10,8	5
2001		230	236	236	242	9,2	4
maïs irrigation restreinte		1976	217	227	228	238	21,2
	1959	254	280	272	306	33,5	12
	1990	244	257	262	280	31,8	12
	1963	231	239	236	246	10,0	4
	1965	197	202	199	208	8,7	4
	2001	231	237	237	242	9,5	4
	maïs irrigation optimale	1976	217	227	228	238	21,3
1959		245	275	272	306	37,0	14
1990		236	250	262	276	35,3	14
1963		229	236	236	243	9,2	4
1965		194	199	199	204	6,7	3
2001		231	237	237	243	9,1	4

Les incertitudes absolues sont entre 7,7 et 13,7 mm en sol nu, et entre 9,2 et 29,1 mm en maïs non irrigué (Tableau 56). Elles sont plus élevées en années sèches qu'en années humides, en sol nu (10,0 à 13,7 mm en années sèches, 7,7 à 9,2 mm en années humides) comme en maïs non irrigué (9,2 à 11,3 mm en années sèches, 20,3 à 29,1 mm en années humides). Le maïs non irrigué présente des incertitudes plus élevées que le sol nu (Figure 63). L'irrigation diminue les incertitudes en années

humides par rapport au maïs non irrigué, sauf en 2001 pour le maïs à irrigation restreinte. Par contre, elle augmente les incertitudes en années sèches. Cependant, les incertitudes relatives sont faibles (< 25 %) pour tous les scénarios.

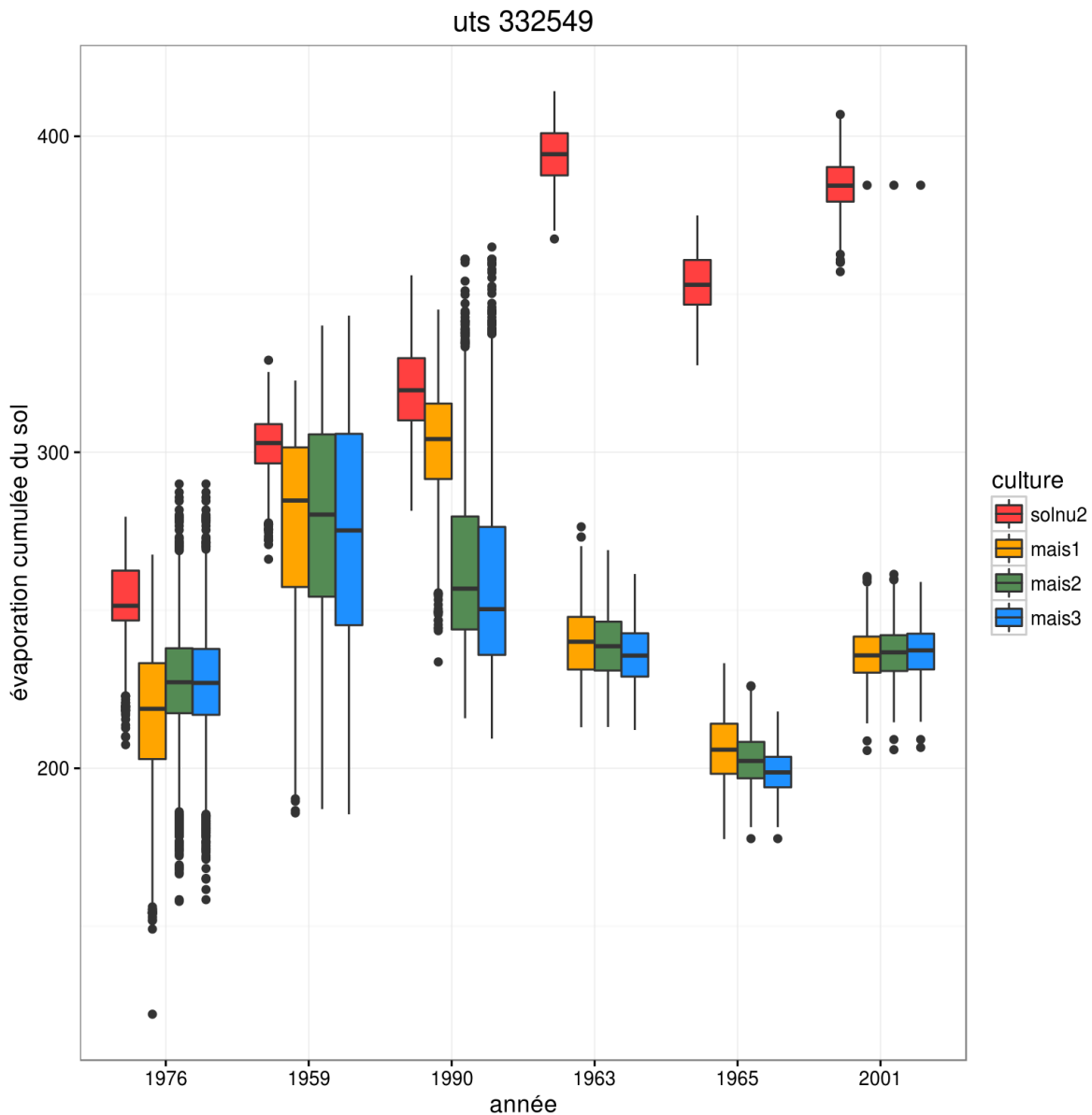


Figure 63 : boxplot de l'évaporation cumulée en fin de simulation (mm) par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

2.2 Drainage cumulé

Le drainage cumulé en fin de simulation est en moyenne plus faible en années sèches qu'en années humides tant en sol nu (9 à 32 mm en années sèches, 174 à 357 mm en années humides) qu'en maïs non irrigué (4 à 17 mm en années sèches, 57 à 219 mm en années humides) (Tableau 57). Le maïs non irrigué diminue le drainage cumulé par rapport au sol nu en moyenne mais présente des médianes identiques en 1976 et en 1990 (Figure 64). Seule l'année 1959 présente une médiane plus faible que celle du sol nu. Comme on pouvait s'y attendre, l'irrigation augmente le drainage cumulé par rapport au maïs non irrigué. En années sèches, on atteint les valeurs du sol nu mais le drainage cumulé reste inférieur à celui du sol nu en années humides.

Tableau 57 : statistiques relatives au drainage cumulé en fin de simulation (mm), calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B

cv = coefficient de variation

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type	cv
sol nu	1976	0	0	9	15	14,6	165
	1959	0	26	32	59	30,4	94
	1990	0	0	14	28	20,1	140
	1963	146	179	174	209	44,9	26
	1965	187	220	216	252	45,0	21
	2001	329	361	357	391	44,6	13
maïs non irrigué	1976	0	0	7	10	12,5	180
	1959	0	1	17	33	23,1	134
	1990	0	0	4	0	10,3	272
	1963	21	60	57	90	39,1	69
	1965	66	105	101	137	45,5	45
	2001	183	225	219	260	52,8	24
maïs irrigation restreinte	1976	0	0	8	13	14,2	167
	1959	0	25	31	55	31,1	99
	1990	0	0	9	14	15,4	172
	1963	33	74	69	105	43,0	62
	1965	81	123	117	156	48,8	42
	2001	209	255	248	289	59,0	24
maïs irrigation optimale	1976	0	0	9	14	14,3	166
	1959	0	27	33	57	32,0	98
	1990	0	0	13	21	18,8	144
	1963	40	79	78	115	49,5	63
	1965	86	129	125	165	51,2	41
	2001	223	275	266	309	60,9	23

Les incertitudes absolues sont plus faibles en années sèches qu'en années humides en sol nu (14,6 à 30,4 mm en années sèches ; 44,6 à 45,0 mm en années humides) comme en maïs non irrigué (10,3 à 23,1 mm en années sèches ; 39,1 à 52,8 mm en années humides). En années sèches, les incertitudes sont plus faibles en maïs non irrigué qu'en sol nu, mais elles sont plus élevées en années humides sauf pour l'année 1963. L'irrigation augmente les incertitudes absolues par rapport au maïs non irrigué en années sèches comme humides.

En raison de valeurs moyennes plus élevées en années humides, les incertitudes relatives sont plus faibles qu'en années sèches. En années humides, elles sont faibles à modérées en sol nu mais faibles à fortes pour le maïs non irrigué ou irrigué. Les incertitudes relatives sont très fortes (> 100 %) en années sèches pour le sol nu comme le maïs, sauf en 1959 où elles sont fortes avec le sol nu et les maïs irrigués. L'irrigation tend à diminuer les incertitudes relatives par rapport au maïs non irrigué.

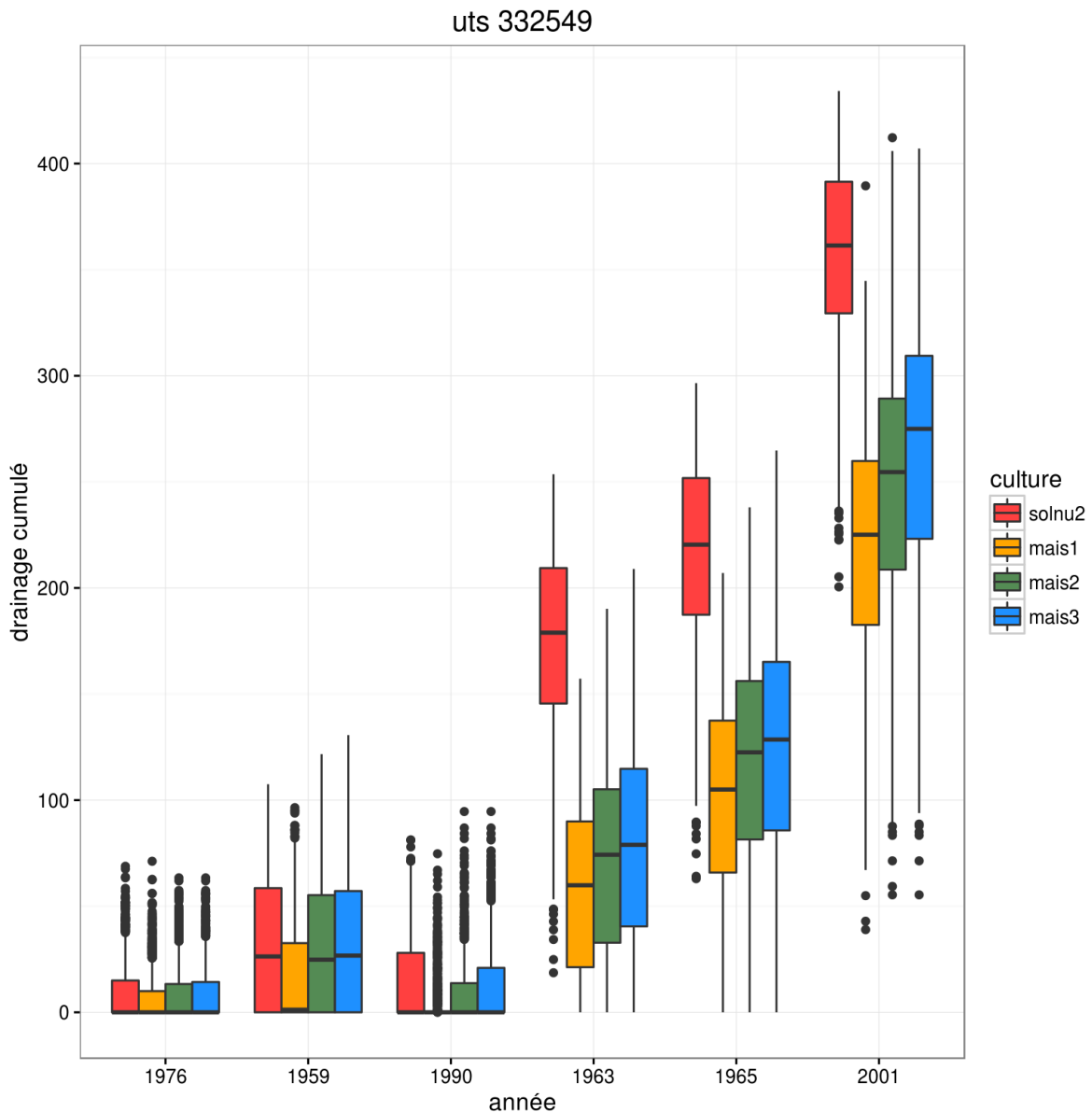


Figure 64 : boxplot du drainage cumulé en fin de simulation par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

2.3 Transpiration cumulée

La transpiration cumulée à la récolte est en moyenne plus faible en années sèches qu'en années humides (40 à 74 mm en années sèches, 263 à 286 mm en années humides) pour le maïs non irrigué (Tableau 58). Avec l'irrigation, la transpiration cumulée est plus grande qu'en maïs non irrigué tant en années sèches qu'en années humides. Cependant, en 1976, l'augmentation de la transpiration cumulée n'est que de 8 à 10 mm sur la moyenne alors qu'elle dépasse 77 mm les deux autres années sèches.

Tableau 58 : statistiques relatives à la transpiration cumulée à la récolte (mm), calculée sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B

cv : coefficient de variation

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type	cv
maïs non irrigué	1976	22	38	40	61	23	58
	1959	15	55	74	131	65	88
	1990	16	30	44	46	43	97
	1963	270	288	285	304	25	9
	1965	245	265	263	280	23	9
	2001	271	290	286	305	26	9
maïs irrigation restreinte	1976	36	48	48	57	31	64
	1959	14	89	151	286	128	85
	1990	244	288	240	305	106	44
	1963	276	290	289	304	19	6
	1965	263	274	273	284	17	6
	2001	283	295	293	306	20	7
maïs irrigation optimale	1976	36	48	50	58	36	73
	1959	15	96	184	367	161	87
	1990	244	350	281	365	129	46
	1963	288	298	298	308	14	5
	1965	277	287	285	295	13	5
	2001	298	305	305	314	15	5

Les incertitudes absolues sont entre 23 et 65 mm en maïs non irrigué. Les années humides présentent les incertitudes les plus faibles (23 à 26 mm) et les années sèches les plus élevées (43 à 65 mm) sauf pour l'année 1976 qui a des incertitudes proches de celles des années humides (23 mm) (Figure 65). Avec l'irrigation, les incertitudes absolues augmentent par rapport au maïs non irrigué en années sèches et diminuent en années humides.

Les incertitudes relatives sont faibles en années humides et diminuent avec l'irrigation. Par contre, elles sont fortes en années sèches et augmentent avec l'irrigation sauf en 1990 où elles diminuent et deviennent modérées.

Il est à noter que les 1000 courbes de la transpiration sont réparties par groupes en 1959. Avec l'irrigation, les écarts entre les familles de courbes sont plus élevés qu'en non irrigué ce qui explique l'augmentation des incertitudes absolues avec l'irrigation (Figure 66).

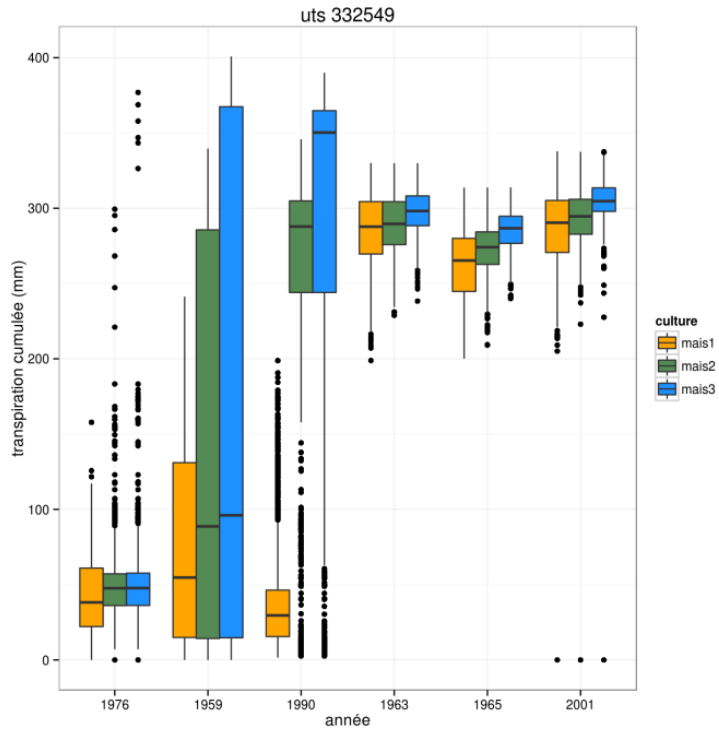


Figure 65 : boxplot de la transpiration cumulée à la récolte par année climatique et par occupation du sol (maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

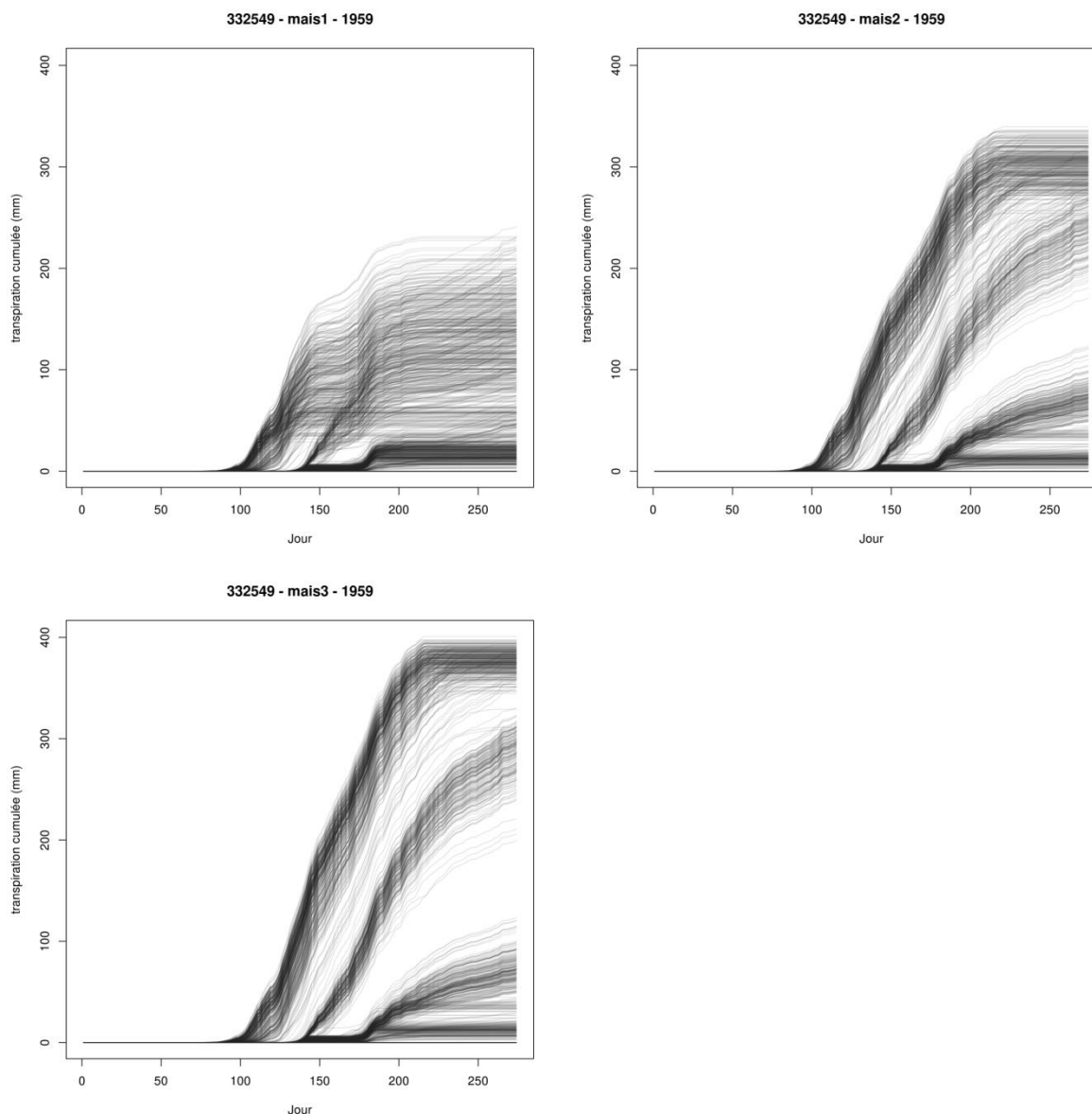


Figure 66 : superposition des courbes des 1000 simulations montrant l'évolution de la transpiration cumulée (mm) pendant l'année 1959 pour les scénarios de maïs non irrigué (mais1), de maïs avec irrigation restreinte (mais2) et de maïs avec irrigation optimale (mais3).

3. Analyse des sorties intégratives sur la culture

3.1 Dates de levée

La date de levée est en moyenne entre le 74^e jour et le 80^e jour de simulation en années humides pour le maïs non irrigué, soit entre 23 et 29 jours après le semis (Tableau 59). Elles sont plus tardives en années sèches : en 1976, la moyenne est au 140^e j, elle au 92^e j en 1959 et au 91^e j en 1990. Ces dates sont trop tardives pour que la culture puisse avoir un cycle complet pendant la simulation.

Les incertitudes absolues sont entre 3 et 8 jours pour les années humides en maïs non irrigué et irrigué. Pour les années sèches, les incertitudes sont très différentes d'une année à l'autre. L'année 1976 présente une incertitude de 14 jours sur la date de levée. Cette incertitude est élevée comparée à l'écart interquartile qui n'est que de 2 jours (Figure 67) car certaines simulations ne lèvent pas (10 simulations ont une date de levée à 0). Or, l'écart-type est sensible aux valeurs

extrêmes. On observe le même phénomène avec l'année 1959 qui présente une incertitude de 40 j en maïs non irrigué en raison d'un nombre important de simulations sans date de levée (121 simulations en maïs non irrigué) mais également d'une gamme plus large de dates de levée (l'écart interquartile est de 50 jours). Pour l'année 1990, l'incertitude est similaire à celle de l'année humide 1965 (8 j en maïs non irrigué). L'irrigation n'a aucun effet sur les incertitudes en années humides. Par contre, elle augmente l'incertitude en 1976 (38 j) et en 1959 (43 j) bien que l'écart interquartile n'ait pas ou peu changé (1 j en 1976, 50 j en 1959) : cela est dû à une augmentation du nombre de simulations sans date de levée (76 en 1976, 148 en 1959). Il semble que l'apport d'eau au semis par l'irrigation automatique (maximum 20 mm) ait, dans certains cas, empêché la levée de la culture. En 1990, l'irrigation fait diminuer les incertitudes absolues (7 j) et l'écart interquartile (qui passe de 13 j en non irrigué à 3 j en irrigué).

Cependant, les incertitudes relatives restent faibles pour tous les scénarios en maïs non irrigué sauf en 1959 où elles sont modérées. Avec l'irrigation, les incertitudes relatives sont similaires à celles du maïs non irrigué en années humides et en 1990. Par contre, elles sont plus élevées en 1959 et en 1976 (où elles deviennent modérées). Cette augmentation de l'incertitude relative est directement liée à l'augmentation de l'incertitude absolue.

Tableau 59 : statistiques relatives à la date de levée (jour depuis le début de la simulation), calculées sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B

cv = coefficient de variation

occupation	climat	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type	cv
maïs non irrigué	1976	141	142	140	143	14	10
	1959	74	105	92	124	40	44
	1990	86	87	91	99	8	8
	1963	74	77	78	82	6	8
	1965	75	76	80	88	8	10
	2001	73	73	74	74	3	4
maïs irrigation restreinte	1976	140	141	130	141	38	29
	1959	74	124	92	124	43	47
	1990	86	87	89	89	7	8
	1963	74	77	78	82	6	8
	1965	74	76	80	88	8	10
	2001	73	73	74	74	3	4
maïs irrigation optimale	1976	140	141	130	141	38	29
	1959	74	124	92	124	43	47
	1990	86	87	89	89	7	8
	1963	74	77	78	82	6	8
	1965	74	76	80	88	8	10
	2001	73	73	74	74	3	4

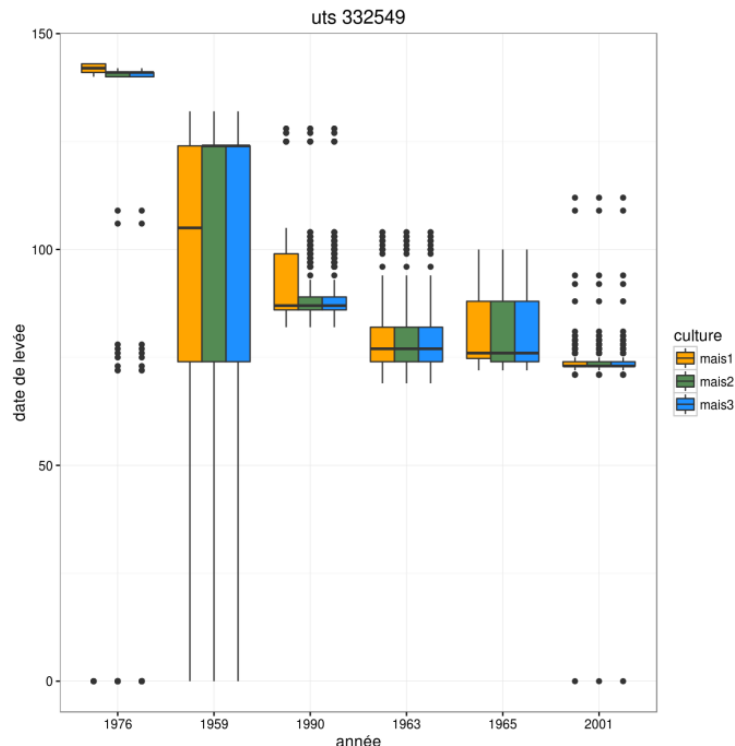


Figure 67 : boxplot des dates de levée (en jour par rapport au début de simulation) par année climatique et par occupation du sol (scénarios maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

3.2 Indice de surface foliaire

L'indice de surface foliaire maximal est en moyenne de 1,44 à 5,61 $m^2 m^{-2}$ en maïs non irrigué. Il est plus faible en années sèches (entre 1,44 et 2,18 $m^2 m^{-2}$) qu'en années humides (5,16 à 5,61 $m^2 m^{-2}$) en maïs non irrigué (Tableau 60). Avec l'irrigation, l'indice de surface foliaire est plus élevé que sans irrigation tant en années sèches qu'humides, sauf en 1976 en irrigation restreinte. Il faut noter que l'évolution des indices de surface foliaire au cours du temps est particulière en années sèches (Figure 68, Figure 69) :

- elles peuvent se répartir par famille de courbes correspondant à des dates de levée différentes : en 1959 et en 1990 ;
- elles peuvent subir une décroissance avant de remonter ce qui laisse penser à un phénomène de senescence au milieu de la période culturale puis de reprise de la croissance.

Les incertitudes absolues sont plus faibles en années humides (entre 0,52 à 0,67 $m^2 m^{-2}$) qu'en années sèches (entre 0,97 et 1,67 $m^2 m^{-2}$) pour le maïs non irrigué (Figure 70). Avec l'irrigation, les incertitudes sont plus élevées en 1959 et en 1990. En 1976, l'irrigation diminue les incertitudes mais l'irrigation restreinte présente des incertitudes plus faibles que l'irrigation optimale alors que c'est l'inverse par ailleurs. L'irrigation diminue les incertitudes absolues en années humides.

Les incertitudes relatives (10 à 13 % en années humides contre 46 à 76 % en années sèches en maïs non irrigué) sont faibles en années humides mais modérées à fortes en années sèches. Avec l'irrigation, elles diminuent en années humides, ainsi qu'en 1976 et en 1990. Par contre, elles augmentent en 1959.

Tableau 60 : statistiques relatives à l'indice de surface foliaire maximal ($m^2 m^{-2}$), calculées sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type	cv
maïs non irrigué	1976	0,46	1,72	1,44	2,08	1,01	70
	1959	0,73	2,36	2,18	3,60	1,67	76
	1990	1,41	1,87	2,10	2,47	0,97	46
	1963	5,18	5,82	5,61	6,11	0,61	11
	1965	4,59	5,16	5,16	5,84	0,67	13
	2001	4,95	5,33	5,30	5,67	0,52	10
maïs irrigation restreinte	1976	1,08	1,37	1,44	1,71	0,83	57
	1959	0,67	1,25	2,53	4,69	2,11	83
	1990	4,13	4,84	4,35	5,17	1,30	30
	1963	5,38	5,82	5,73	6,12	0,42	7
	1965	5,09	5,46	5,43	5,88	0,48	9
	2001	5,38	5,52	5,55	5,71	0,32	6
maïs irrigation optimale	1976	1,09	1,37	1,47	1,71	0,90	61
	1959	0,67	1,34	2,93	5,59	2,48	85
	1990	4,16	5,52	4,77	5,74	1,51	32
	1963	5,82	5,96	5,95	6,12	0,22	4
	1965	5,66	5,82	5,77	5,93	0,24	4
	2001	5,85	5,94	5,92	6,02	0,24	4

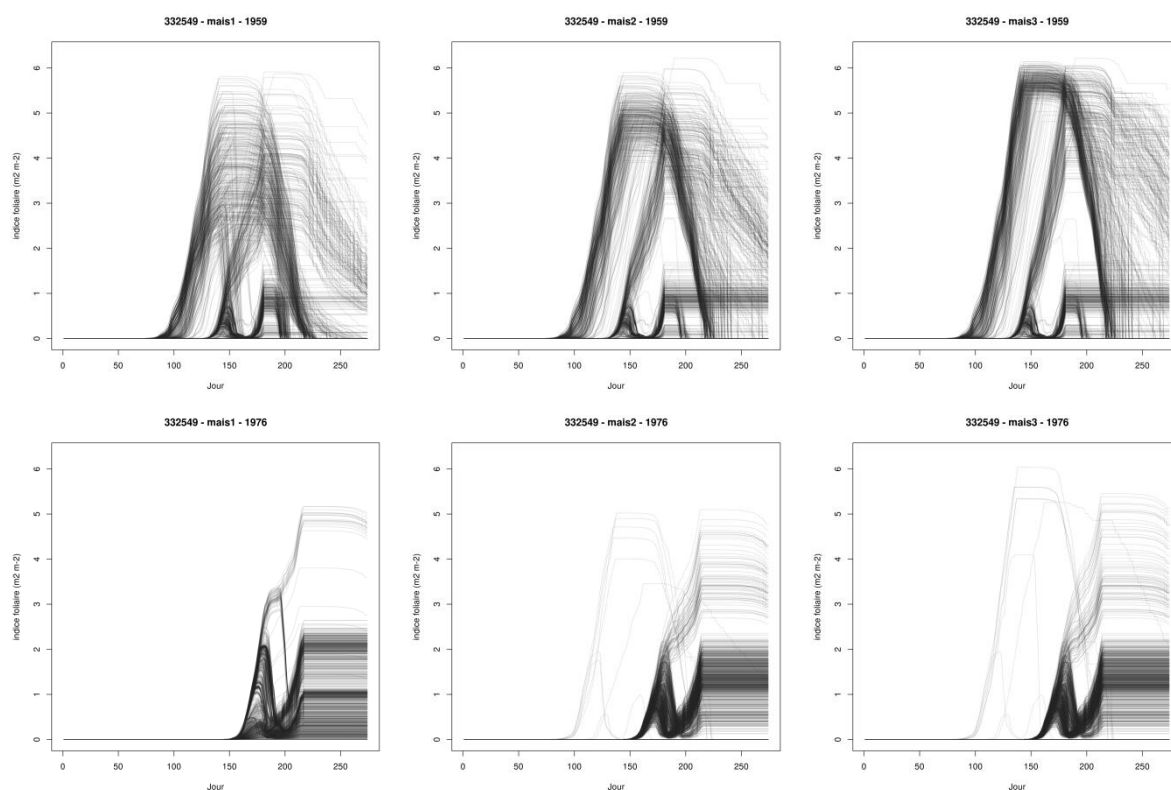


Figure 68 : superposition des courbes des 1000 simulations montrant l'évolution de l'indice de surface foliaire ($m^2 m^{-2}$) pendant l'année 1959, en haut, et pendant l'année 1976, en bas, pour les scénarios de maïs non irrigué (maïs1), de maïs avec irrigation restreinte (maïs2) et de maïs avec irrigation optimale (maïs3).

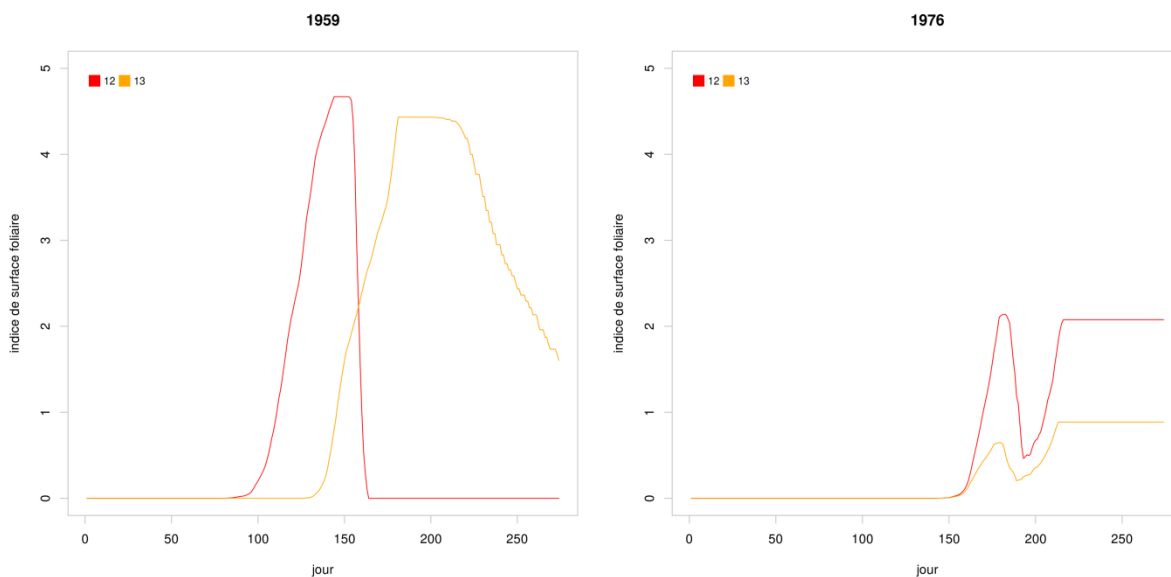


Figure 69 : exemple de courbes d'indice de surface foliaire pour les simulations 12 et 13 en 1959, à gauche, et en 1976, à droite, pour le maïs non irrigué

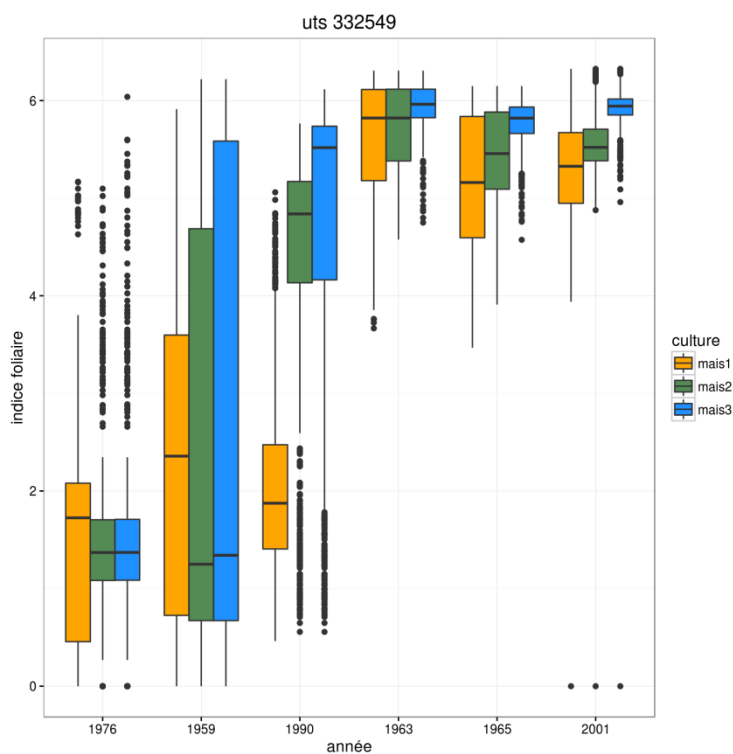


Figure 70 : boxplot de l'indice de surface foliaire maximal ($m^2 m^{-2}$) par année climatique et par occupation du sol ((scénarios maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

3.3 Biomasse aérienne

La biomasse aérienne à la récolte (ou en fin de simulation quand la récolte n'a pas été atteinte) est en moyenne entre 3,16 et 5,66 $t ha^{-1}$ en années sèches et entre 17,01 et 20,29 $t ha^{-1}$ en années humides pour le maïs non irrigué (Tableau 61). Elle est donc plus faible en années sèches qu'en années humides. Avec l'irrigation, la biomasse aérienne augmente par rapport au maïs non irrigué tant en années sèches qu'humides.

Les incertitudes absolues sont également plus faibles en années humides ($1,06$ à $1,42 \text{ t ha}^{-1}$) qu'en années sèches ($1,58$ à $3,69 \text{ t ha}^{-1}$) (Figure 71). L'irrigation augmente les incertitudes en années sèches et les diminue en années humides. Les incertitudes relatives restent faibles ($< 25 \%$) en années humides (7%) mais sont modérées à fortes en années sèches (28 à 68%) pour le maïs non irrigué. L'irrigation augmente les incertitudes relatives en années sèches et les diminue en années humides.

Tableau 61 : statistiques relatives à la biomasse aérienne (t ha^{-1}), calculées sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type	cv
maïs non irrigué	1976	1,63	3,57	3,16	4,31	1,76	55,78
	1959	2,34	5,58	5,43	8,43	3,69	67,94
	1990	4,57	5,53	5,66	6,31	1,58	27,95
	1963	16,29	17,25	17,01	17,96	1,18	6,94
	1965	13,98	14,55	14,67	15,50	1,06	7,20
	2001	19,55	20,59	20,29	21,24	1,42	7,02
maïs irrigation restreinte	1976	2,547	3,21	3,37	4,17	1,90	56,41
	1959	2,28	6,31	9,64	18,48	7,65	79,38
	1990	14,60	16,80	14,70	17,55	4,76	32,40
	1963	16,63	17,30	17,20	17,96	0,95	5,54
	1965	14,34	15,16	15,01	15,76	0,98	6,56
	2001	20,31	20,90	20,68	21,29	1,13	5,45
maïs irrigation optimale	1976	2,55	3,21	3,43	4,18	2,16	62,74
	1959	2,29	6,80	11,33	22,59	9,34	82,41
	1990	15,19	19,69	16,70	20,49	5,78	34,61
	1963	17,16	17,74	17,54	18,09	0,79	4,49
	1965	14,46	15,83	15,42	16,23	0,98	6,34
	2001	21,25	21,53	21,42	21,76	0,88	4,12

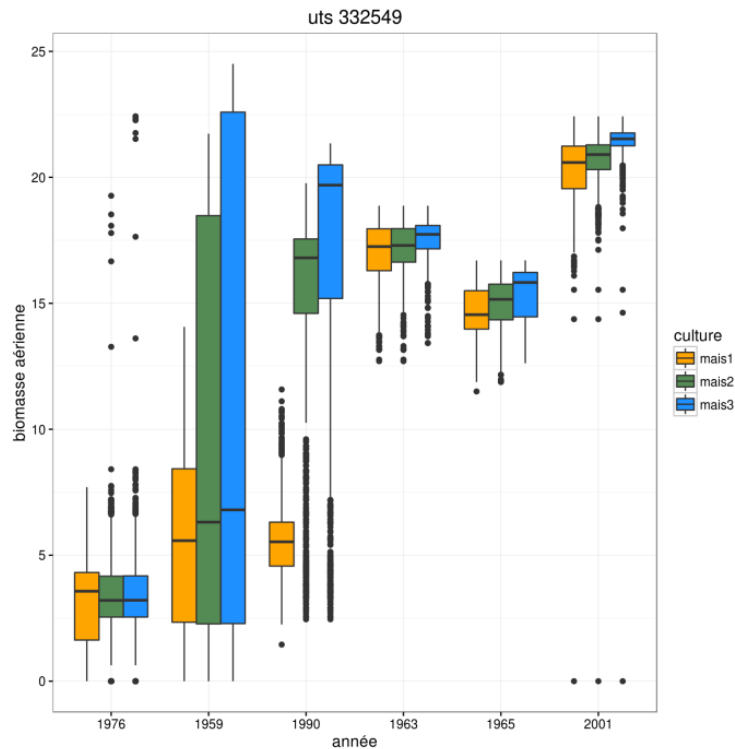


Figure 71 : boxplot de la biomasse aérienne ($t\ ha^{-1}$) par année climatique et par occupation du sol (scénarios maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

3.4 Biomasse des organes récoltés

La biomasse des organes récoltés, à la récolte (ou en fin de simulation lorsque la récolte n'a pas été atteinte), est en moyenne entre $2,65$ et $14\ t\ ha^{-1}$ (Tableau 62). Il faut noter que l'année 1976 ne présente pas de biomasse des organes récoltés en non irrigué, car les dates de levée sont trop tardives pour que le cycle de la culture ait pu atteindre le stade de remplissage des grains. Pour les autres années, la biomasse des organes récoltés est plus faible en années sèches (entre $2,65$ et $3,80\ t\ ha^{-1}$) qu'en années humides (entre $6,70$ et $14,04\ t\ ha^{-1}$). Il faut noter que la récolte n'est pas toujours atteinte (Figure 72). Ce n'est qu'en 2001 que la récolte est atteinte pour toutes les simulations (sauf une qui ne lève pas). Cela explique que c'est l'année qui présente la biomasse la plus élevée. Les années 1963 et 1965 présentent des biomasses plus faibles qu'en 2001 car la culture n'a pas atteint la maturité physiologique pour l'ensemble des simulations. Pour un grand nombre de simulations des années 1959 et 1990, la culture n'atteint pas la récolte, ce qui peut également expliquer les biomasses plus faibles sur les valeurs moyennes. L'irrigation augmente la biomasse des organes récoltés. En 1976, on observe que quelques simulations ont des biomasses des organes récoltés et certaines arrivent même jusqu'à la récolte.

Si l'on excepte l'année 1976, les incertitudes absolues sont entre $0,99$ et $2,06\ t\ ha^{-1}$ en maïs non irrigué. La valeur la plus faible est celle de 2001, année humide et qui a atteint la maturité physiologique. Les années humides 1963 et 1965 présentent des incertitudes plus élevées qu'en 2001 mais aussi plus élevées qu'en 1990 en maïs non irrigué (Figure 72). C'est l'année 1959 qui présente les plus fortes incertitudes ($2,06\ t\ ha^{-1}$) en maïs non irrigué. Avec l'irrigation, les incertitudes augmentent en années sèches et diminuent en années humides sauf pour l'année 1965 qui a des incertitudes qui augmentent avec l'irrigation.

Les incertitudes relatives restent faibles ($< 25\ \%$) en années humides en non irrigué comme en irrigué. En années sèches, elles sont modérées à très fortes et augmentent avec l'irrigation. L'année 1976 est

particulière car sans biomasse en non irrigué et avec des incertitudes relatives extrêmement élevées (> 1000 %) en irrigué car peu de simulations ont une biomasse des organes récoltés.

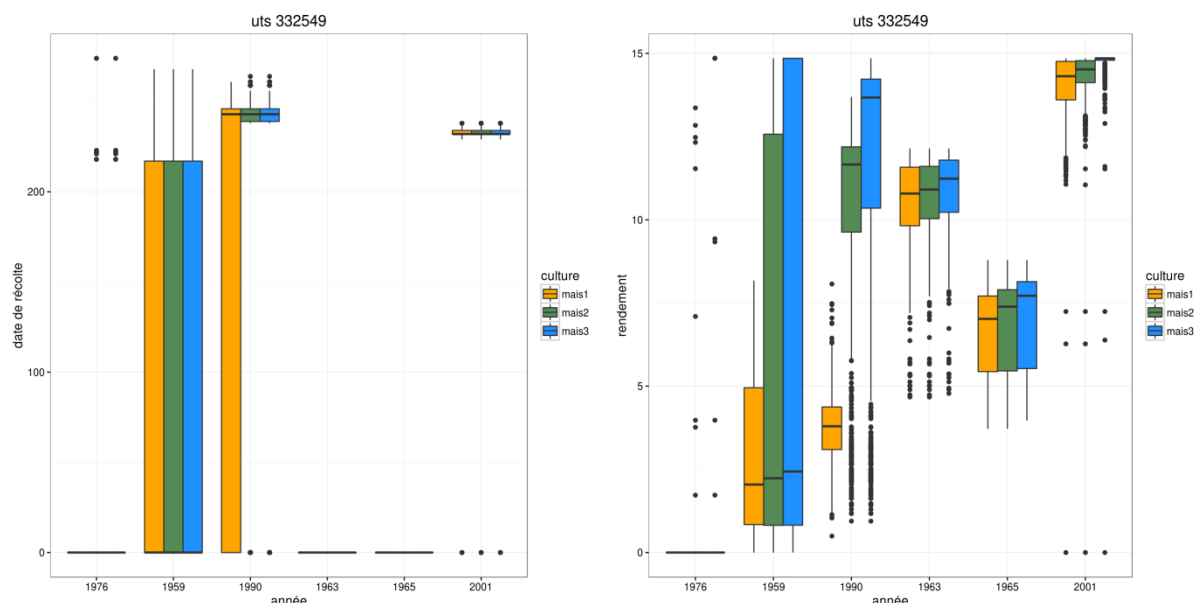


Figure 72 : boxplot de la date de récolte (en jour par rapport au début de simulation), à gauche, et de la biomasse des organes récoltés ($t\ ha^{-1}$), à droite, par année climatique et par occupation du sol (scénarios maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

Tableau 62 : statistiques relatives à la biomasse des organes récoltés ($t\ ha^{-1}$), calculées sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol cv=coefficient de variation

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type	cv
maïs non irrigué	1976	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	NA
	1959	0,84	2,04	2,65	4,95	2,06	78
	1990	3,10	3,79	3,80	4,37	1,03	27
	1963	9,82	10,79	10,56	11,58	1,32	12
	1965	5,44	7,02	6,70	7,71	1,24	19
	2001	13,60	14,31	14,04	14,76	0,99	7
maïs irrigation restreinte	1976	0,00	0,00	0,08	0,00	0,93	1174
	1959	0,82	2,23	5,42	12,57	5,44	100
	1990	9,63	11,66	10,08	12,19	3,43	34
	1963	10,03	10,91	10,68	11,60	1,24	12
	1965	5,46	7,39	6,86	7,90	1,29	19
	2001	14,12	14,52	14,31	14,78	0,80	6
maïs irrigation optimale	1976	0,00	0,00	0,10	0,00	1,14	1150
	1959	0,82	2,43	6,12	14,85	6,16	101
	1990	10,35	13,67	11,46	14,22	4,13	36
	1963	10,22	11,23	10,88	11,79	1,19	11
	1965	5,53	7,72	7,05	8,14	1,35	19
	2001	14,79	14,85	14,73	14,85	0,64	4

4. Analyse de la quantité d'eau apportée par irrigation

En années humides, les quantités d'eau apportée par irrigation sont faibles (*entre 17 et 36 mm en moyenne en irrigation restreinte, entre 33 et 66 mm en moyenne en irrigation optimale*) (Tableau 63). La faible quantité d'eau apportée explique que l'irrigation soit un facteur qui joue peu en années humides. A contrario, en années sèches les quantités d'eau apportées sont plus importantes (*entre 107 et 181 mm en moyenne en irrigation restreinte, entre 142 et 227 mm en moyenne en irrigation optimale*), sauf en 1976 (*22-23 mm en moyenne*). En 1976, l'apport d'eau est très faible ce qui explique que les scénarios irrigués ne présentent que peu de différence avec le scénario sans irrigation.

Les incertitudes absolues sur les apports d'eau d'irrigation sont plus faibles en années humides (*entre 11 et 20 mm en moyenne en irrigation restreinte, entre 20 et 29 mm en moyenne en irrigation optimale*) qu'en années sèches (*entre 75 et 76 mm en moyenne en irrigation restreinte, entre 94 et 110 mm en moyenne en irrigation optimale*), sauf en 1976 (*16 et 24 mm*) (Figure 73). Les incertitudes pour les années sèches s'expliquent surtout par la date de levée qui conditionne fortement le calcul de l'irrigation automatique.

En années sèches, de nombreuses simulations présentent un retard de croissance important, particulièrement en 1976 où la croissance foliaire ne démarre qu'au 150^e jour pour la plupart des simulations (alors qu'en années humides cette croissance démarre avant le 100^e jour de simulation). Ce retard de croissance, dû à un retard à la levée en raison d'un printemps très sec, est également présent dans les scénarios d'irrigation. En effet, dans le mode d'utilisation de Stics « irrigation automatique », les apports d'eau par irrigation (excepté l'apport au semis) ne se font qu'une fois la levée réalisée. La quantité d'eau apportée au semis (elle est au maximum de 20 mm) n'a pas été suffisante pour pallier la sécheresse printanière et permettre une levée à une date permettant un développement normal de la culture. Les seuls apports d'eau d'irrigation ont donc été ceux réalisés au semis. Si, en 1976, ce phénomène concerne la presque totalité des simulations, en 1959 cela n'en concerne qu'une partie : certaines simulations présentent donc une croissance « normale » quand d'autres sont décalées. Cela explique les très forts écarts interquartiles observés sur la transpiration cumulée, l'indice de surface foliaire maximal et les biomasses cette année-là. En 1990, la croissance foliaire démarre comme les années humides avant le 100^e jour de simulation et l'irrigation présente alors une efficacité qui n'est présente ni en 1976, ni en 1959.

Tableau 63 : statistiques relatives à la quantité d'eau d'irrigation apportée (mm), calculées sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios de maïs irrigués

occupation	année	moyenne	écart-type	coefficient de variation
maïs irrigation restreinte	1976	22	16	75
	1959	107	76	71
	1990	181	75	41
	1963	17	12	72
	1965	22	11	51
	2001	36	20	55
maïs irrigation optimale	1976	23	24	103
	1959	142	110	77
	1990	227	94	41
	1963	33	25	76
	1965	39	20	53
	2001	66	29	44

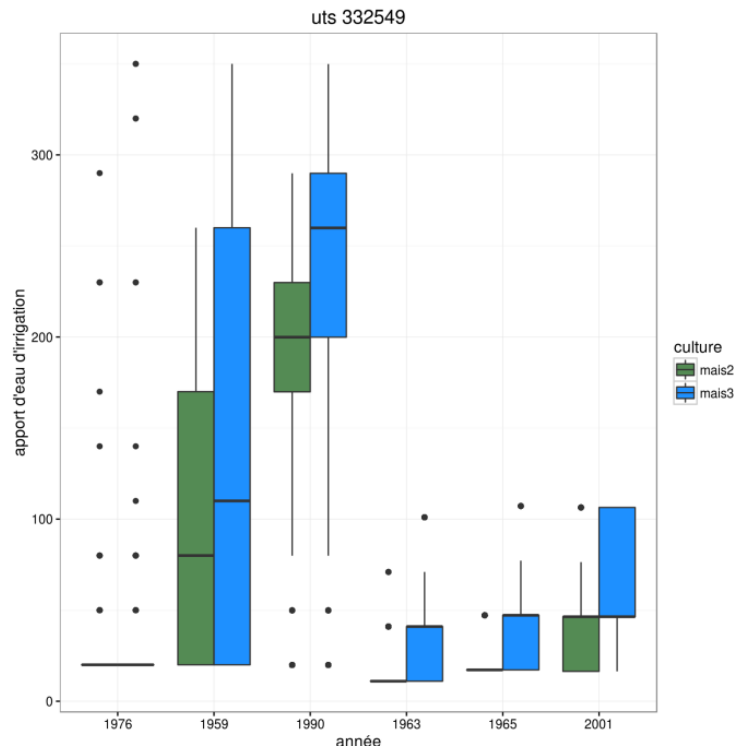


Figure 73 : boxplot de la quantité d'eau d'irrigation (mm) par année climatique et par occupation du sol (scénarios maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

5. Synthèse

Les incertitudes absolues sur l'évaporation journalière du sol sont comprises, en moyenne, entre 0,05 et 0,21 mm j⁻¹ pour le sol nu et le maïs non irrigué. Elles sont inférieures à 0,1 mm j⁻¹ dans 75 % des jours sur la période de simulation pour le sol nu. Pour le maïs non irrigué, elles sont inférieures à 0,1 mm j⁻¹ dans 75 % des jours en années humides mais seulement dans 50 % des jours en années sèches. Cependant, les incertitudes relatives restent faibles.

Pour le drainage journalier, les incertitudes absolues moyennes sont comprises entre 0,05 et 0,33 mm j⁻¹. Elles sont similaires à celles de l'évaporation journalière en années sèches, mais sont plus élevées en années humides. Les incertitudes relatives sont très fortes quels que soient les scénarios. Le nombre de jours de drainage est surtout influencé par le type d'année climatique.

Les incertitudes absolues sur les teneurs en eau sont comprises entre 3 et 4 % et celles sur le rapport RSURRU entre 0,04 et 0,26. Elles sont plus élevées en début de simulation, en raison de l'effet de la teneur en eau initiale qui perdure plus ou moins longtemps selon les années. Les incertitudes relatives sont faibles en moyenne sur la période de simulation en années humides. Mais, en années sèches, elles sont faibles à modérées pour les teneurs en eau, et faibles à fortes pour le rapport RSURRU.

Les incertitudes absolues sont comprises entre 7,7 et 29,1 mm pour l'évaporation cumulée et sont inférieures à celles du drainage cumulé (10,3 à 52,8 mm) et à celles de la transpiration cumulée (22,9 à 65,1 mm). En années sèches, les incertitudes sur le drainage cumulé sont inférieures à celles des années humides et inférieures à celles de la transpiration cumulée. En années humides, elles sont supérieures à celles de la transpiration cumulée. Les incertitudes relatives restent faibles avec l'évaporation cumulée quels que soient les scénarios. Elles sont faibles en années humides pour la transpiration cumulée et fortes en années sèches. Elles sont faibles à fortes en années humides avec le drainage cumulé et très fortes en années sèches.

Les années sèches, un retard, plus ou moins important selon les années, est observé sur les dates de levée avec des incertitudes qui sont plus élevées (8 à 40 j en maïs non irrigué) qu'en années humides (3 à 8 j en maïs non irrigué). Ces retards, lorsqu'ils sont importants, ne permettent pas à la culture d'avoir un cycle complet pendant la période de simulation, ce qui explique les valeurs plus faibles observées en années sèches sur les variables agronomiques.

L'indice de surface foliaire maximal présente des incertitudes absolues entre 0,52 et 1,67 m² m⁻². La biomasse aérienne et la biomasse des organes récoltés ont des incertitudes absolues comprises entre 1,06 et 3,69 t ha⁻¹ et entre 0,99 et 2,06 t ha⁻¹ respectivement. Les incertitudes relatives sont faibles en années humides mais deviennent modérées à fortes ou très fortes en années sèches. Cependant, la maturité physiologique n'est atteinte pour une majorité de simulations que pour les années 1990 et 2001.

En conclusion, le type d'année climatique a une influence forte sur les valeurs d'incertitudes absolues et relatives, avec des valeurs généralement plus élevées en années sèches qu'en années humides. Seuls le drainage et la teneur en eau de l'horizon 1 montrent des valeurs d'incertitudes absolues plus faibles en années sèches.

Il faut noter la particularité des années sèches qui ont, chacune, des comportements différents, surtout avec le maïs. En 1976, le printemps extrêmement sec a retardé les dates de levée empêchant le maïs d'avoir un cycle complet pendant la période de simulation. En 1959, le printemps plus pluvieux génère un peu de drainage et crée une forte hétérogénéité dans les dates de levée. En 1990, bien que le printemps soit sec comparé aux années humides, le maïs réussit quand même à se développer pour une majorité de simulations qui atteignent la maturité physiologique.

L'irrigation en années humides a assez peu d'effet et a tendance à diminuer les incertitudes absolues sauf pour le drainage et la teneur en eau de l'horizon 1. En années sèches, l'irrigation n'a pas eu l'effet escompté car l'apport d'eau au semis n'a pas été suffisant et a généré des dates de levée trop tardives en 1976 et en 1959. En conséquence, elle a eu tendance à augmenter les incertitudes sur une majorité de variables de sortie (évaporation, drainage, transpiration, teneur en eau de l'horizon 1, biomasse aérienne et biomasse des organes récoltés). Elle a également augmenté les incertitudes sur les dates de levée en 1976 et en 1959 en augmentant le nombre de simulations qui n'ont pas pu lever par dépassement du seuil entre date de germination et date de levée.

Chapitre 7 : Confrontation des scénarios des groupes A et B et analyse de l'effet des incertitudes des paramètres sol sur les sorties du modèle

Suite à la présentation détaillée des résultats de simulation sur les scénarios du groupe A (sol nu et/ou culture de blé) et du groupe B (sol nu et/ou culture de maïs) dans les chapitres 5 et 6, ce chapitre a pour objectif d'analyser les effets conjoints des caractéristiques du climat et des caractéristiques du sol sur les sorties du modèle. Pour traiter du premier point, nous confronterons les sorties du modèle pour les deux groupes de scénarios (A et B), à la fois sur sol nu et sur culture. Pour traiter de l'effet des caractéristiques du sol, nous analyserons les gammes de variation des sorties du modèle en fonction des incertitudes sur les facteurs de l'analyse d'incertitude et sur la Réserve Utile.

1. Analyse des effets du climat

Comme nous l'avons précisé au chapitre 4, nous avons choisi de réaliser des simulations sur des années plutôt humides ou des années plutôt sèches, afin d'évaluer si le climat pouvait avoir des conséquences notables sur les sorties du modèle, sachant que les incertitudes liées aux données sol sont modélisées de la même façon pour tous les scénarios. De plus, nous avons choisi d'analyser l'incertitude liée aux données sol sur une culture d'hiver (blé tendre d'hiver) et sur une culture de printemps (maïs). L'analyse des effets du climat sur les sorties du modèle n'est donc pas indépendante a priori du type de culture. Nous comparerons donc, dans un premier temps, les sorties des simulations sur sol nu, puis, dans une seconde partie, les sorties des simulations avec culture. Pour faciliter la fluidité de la lecture, nous avons rédigé ce paragraphe selon deux niveaux de lecture, les illustrations chiffrées étant précisées par des phrases grisées en caractères plus petits.

1.1. Confrontation des sorties du modèle pour les scénarios A et B en sol nu

Rappelons que nous comparons deux périodes de simulation qui diffèrent entre elles à la fois sur leur durée (*365 jours pour le groupe A et 274 jours pour le groupe B*) et par la période concernée (*septembre à août pour le groupe A et mars à novembre pour le groupe B*). Il est donc a priori délicat de comparer les valeurs absolues entre les deux groupes, car elles peuvent ne refléter que la différence liée à la période de simulation. Cette confrontation entre scénarios permet cependant d'évaluer des effets liés à la durée de simulation, à la date d'initialisation du modèle, et à la répartition annuelle des pluies et de l'évapotranspiration de référence.



Figure 74 : moyenne (barres verticales), écart-type (trait) et classement du coefficient de variation (couleur) de l'évaporation cumulée en fin de simulation (en haut, en mm), du drainage cumulé en fin de simulation (au milieu, en mm) et de la transpiration cumulée à la récolte (en bas, en mm) pour tous les scénarios des groupes A et B, par année climatique, de la plus sèche à la plus humide, et par occupation du sol.

Les couleurs correspondent aux classes d'incertitudes relatives déterminées à partir du coefficient de variation : en vert < 25 %, jaune 25-50 %, orange 50-100 %, rouge > 100 %

Pour toutes les sorties du modèle liées aux termes du bilan hydrique, on observe un effet marqué du climat sur la valeur moyenne du paramètre évalué : l'évaporation cumulée, le drainage cumulé, les teneurs en eau dans les horizons du sol, le rapport R/RU **sont plus faibles en années sèches qu'en années humides** (Figure 74, Tableau 64).

Cette différence est peu marquée pour l'évaporation cumulée (Figure 74). Elle est au contraire très marquée pour le drainage cumulé et s'exprime également i) sur la valeur du drainage journalier – plus faible en moyenne, en années sèches qu'en années humides -, ii) sur le nombre de jours de drainage – moindre en années sèches qu'en années humides. Les écarts entre années sèches et années humides sur la teneur en eau du sol sont également moins importants en profondeur qu'en surface, les horizons 2 et 3 ayant un rôle de tampon par rapport à l'horizon 1 (Annexe 9).

Tableau 64 : moyenne, écart-type et coefficient de variation du drainage cumulé et de l'évaporation cumulée en fin de simulation, calculés sur les 1000 simulations, pour les scénarios de sol nu des groupes A et B, par types d'années climatiques.

Moy = moyenne, EC = écart-type, CV = coefficient de variation

		Années sèches						Années humides					
		Sol nu 1			Sol nu 2			Sol nu 1			Sol nu 2		
		1989-1990	1975-1976	1963-1964	1976	1959	1990	1976-1977	1965-1966	2000-2001	1963	1965	2001
Drainage cumulé	Moy (mm)	64	165	84	9	32	14	387	463	537	174	216	357
	EC (mm)	39	44	42	15	30	20	45	45	44	45	45	45
	CV (%)	61	26	49	165	94	140	12	10	8	26	21	13
Evaporation cumulée	Moy (mm)	399	286	350	253	302	320	465	428	458	394	354	384
	EC (mm)	16	9	9	12	10	14	7	9	7	9	9	8
	CV (%)	4	3	3	5	3	4	1,6	2	1,5	2	3	2

Les incertitudes absolues des variables hydriques cumulées (évaporation cumulée et drainage cumulé) sont **remarquablement proches pour les scénarios du groupe A et les scénarios du groupe B pour les années humides**.

Les écarts-types varient entre 7 et 9 mm pour l'évaporation cumulée pour les scénarios du groupe A et entre 8 et 9 mm pour les scénarios du groupe B. Ils sont de l'ordre de 44-45 mm pour le drainage cumulé, pour toutes les années humides et quel que soit le scénario.

Cependant, les incertitudes absolues de l'évaporation cumulée et du drainage cumulé sont un cumul sur la période de simulation des incertitudes journalières. Les périodes étant de durée différente, leur apparente similitude recouvre, en fait, des **incertitudes absolues plus élevées dans le groupe B** puisqu'elles ont atteint le même niveau que pour le groupe A mais en moins de temps.

La durée de simulation est de 365 jours dans le groupe A et de 274 jours dans le groupe B. Si on calcule le rapport entre les incertitudes absolues en fin de simulation et la durée de simulation, on obtient une incertitude absolue plus élevée pour le groupe B que pour le groupe A. Pour l'évaporation cumulée, pour le groupe A, les incertitudes sont de 0,02 mm j⁻¹ contre 0,03 mm j⁻¹ pour le groupe B. Pour le drainage cumulé, les incertitudes absolues sont de 0,12 mm j⁻¹ pour le groupe A et de 0,16 mm j⁻¹ pour le groupe B.

Pour les années sèches, les incertitudes absolues sont proches de celles des années humides pour les scénarios du groupe A, mais sont différentes pour les scénarios du groupe B.

Les écarts-types de l'évaporation cumulée sont généralement plus élevés en années sèches (9-16 mm pour le groupe A, 10-14 mm pour le groupe B) qu'en années humides (7-9 mm pour le groupe A, 8-9 mm pour le groupe B), car cette variable est sensible à la répartition des pluies et de l'ETO au cours de l'année. En revanche, les écarts-types du drainage cumulé sont plus faibles en années sèches (39-44 mm pour le groupe A, 15-30 mm pour le groupe B) qu'en années humides (44-45 mm). Si on calcule le rapport entre les incertitudes absolues en fin de simulation et la durée de simulation, on obtient une incertitude absolue plus élevée pour le groupe B que pour le groupe A pour l'évaporation cumulée et plus faibles pour le drainage cumulé. Pour l'évaporation cumulée, pour le groupe A, les incertitudes sont de 0,02-0,04 mm j⁻¹ contre 0,04-0,05 mm j⁻¹ pour le groupe B. Pour le drainage cumulé, les incertitudes absolues sont de 0,11-0,12 mm j⁻¹ pour le groupe A et de 0,05-0,07 mm j⁻¹ pour le groupe B (sauf en 1959, 0,11 mm j⁻¹).

L'effet des incertitudes liées aux données sols s'exprime donc de façon différenciée en fonction de la période de simulation, de la durée de simulation et de la dynamique des variables climatiques tant en années humides qu'en années sèches.

On notera de façon remarquable que les incertitudes absolues sur le drainage cumulé des scénarios du groupe B en années sèches sont inférieures aux incertitudes absolues de tous les scénarios en années humides (et des scénarios du groupe A en années sèches). Ceci est à mettre en relation avec la période de simulation qui débute au printemps pour le groupe B avec des sécheresses printanières plus ou moins prononcées.

La répartition des pluies entre les scénarios A et les scénarios B influe naturellement sur la dynamique temporelle des variables analysées : par exemple, la répartition des jours de drainage au cours de l'année est **régulière en années humides et se produit seulement à certaines périodes en années sèches**, en fonction de la répartition des pluies. (En années sèches, pour le groupe A, le drainage se produit surtout durant l'hiver donc en début de période de simulation, alors que pour le groupe B, il intervient surtout en fin de période (fin d'été et début d'automne). On note également, **pour les années sèches, des comportements différenciés** de certaines variables liés à la répartition spécifique des pluies selon l'année :

Les valeurs d'évaporation journalière sont plus élevées en février de l'année sèche 1989-1990 (150^e à 180^e jours) que pour les deux autres années sèches, car février 1990 se caractérise par une pluviométrie plus élevée (70 mm contre 52-53 mm en 1964 et 1976) et une évapotranspiration plus élevée également (40 mm contre 23-24 mm). L'année 1976 du groupe B présente *a contrario* des évaporations plus basses que les 2 autres années sèches en raison d'évaporations journalières plus basses entre le 200^e et le 300^e jour (entre avril et juin). Cela est lié à des pluviométries plus basses durant ces trois mois en 1976 par rapport aux 2 autres années sèches.

L'année 1959 qui présente l'écart-type le plus élevé (30 mm) pour le drainage cumulé est la seule des trois années sèches à avoir du drainage en début de période en raison d'un printemps plus pluvieux (mars et surtout avril) alors que les deux autres années sèches, 1976 et 1990, ayant des printemps plus secs, ont des écarts-types de 15 et 20 mm.

Les teneurs en eau de l'horizon 3 dans le sol nu du groupe A, au cours de l'année sèche 1975-1976, sont proches des teneurs en eau observées au cours des années humides. Ceci est à mettre en relation avec un automne 1975-1976 plus pluvieux que les 2 autres années sèches, ce qui a permis « d'effacer » l'effet de l'état hydrique initial très rapidement (32 jours en moyenne contre 100 à 130 jours pour les 2 autres années sèches).

L'effet de la teneur en eau initiale génère des incertitudes absolues sur la teneur en eau du sol et le rapport RSURRU plus élevées en début de simulation, et cet effet perdure moins longtemps en années humides qu'en années sèches, sauf si celles-ci sont plus pluvieuses en début de simulation (c'est le cas, par exemple, de l'année 1975-1976 pour les scénarios du groupe A, ou de l'année 1959 pour les scénarios du groupe B : cette année présente un mois d'avril pluvieux avec 91,9 mm de pluie contre 14,9 et 46,8 mm en 1976 et en 1990 respectivement (Figure 23, Figure 24)).

1.2. Confrontation des sorties du modèle pour les scénarios A et B avec et sans culture

Sur les variables qui sont calculées à la fois en sol nu et en culture, il est possible d'analyser l'effet des incertitudes liées aux données sols sur certains termes du bilan hydrique.

De façon évidente, l'évaporation cumulée, la teneur en eau du sol et le rapport RSURRU sont inférieurs avec la culture par rapport au sol nu, car la culture dessèche le sol plus rapidement et plus significativement.

On notera cependant que cet effet est moins marqué pour les années sèches des scénarios du groupe B pour le maïs non irrigué, et n'est pas visible en 1976, en raison du moins bon développement du maïs durant ces années.

Les incertitudes absolues sont plus faibles avec la culture qu'en sol nu pour l'évaporation cumulée et les teneurs en eau. A contrario, elles sont plus élevées avec la culture qu'avec le sol nu pour le rapport RSURRU, en raison d'une augmentation des incertitudes pendant les périodes de dessèchement. Cependant, en années sèches, le maïs non irrigué présente des incertitudes plus élevées que le sol nu pour l'évaporation cumulée et assez proches du sol nu pour le rapport RSURRU.

La comparaison sol nu/culture est plus subtile pour le drainage cumulé, pour lequel l'effet de la culture n'est visible qu'en années humides : le drainage cumulé en fin de simulation est nettement inférieur sous culture par rapport au sol nu, car les jours de drainage sont répartis assez régulièrement au cours de la période de simulation. De ce fait, pendant la période de développement de la culture, les jours de drainage sont moins nombreux et le drainage moins intense qu'avec le sol nu, tant en blé qu'en maïs. Au contraire, en années sèches, il y a très peu d'écart entre le drainage en sol nu et le drainage avec la culture.

Pour les scénarios du groupe A, le drainage intervient principalement en début de période de simulation alors que la culture n'est pas ou peu développée ; pour les scénarios du groupe B, on constate que le drainage journalier est quasi identique entre sol nu et maïs non irrigué. Seuls les jours de drainage tardifs (au-delà du 210^e-220^e jour de simulation) disparaissent ou ont un drainage plus faible sous blé pour les scénarios du groupe A (Figure 28). Pour les scénarios du groupe B, seule l'année 1959 présente du drainage en début de période mais ce drainage intervient avant la période de développement de la culture (Figure 50). Pour les deux autres années, le drainage a lieu surtout en fin de période alors que la culture ne consomme plus beaucoup d'eau ou est récoltée. Seuls les quelques rares jours de drainage situés pendant la période de plein développement disparaissent ou présentent un drainage plus faible ce qui explique le peu de différences avec le sol nu.

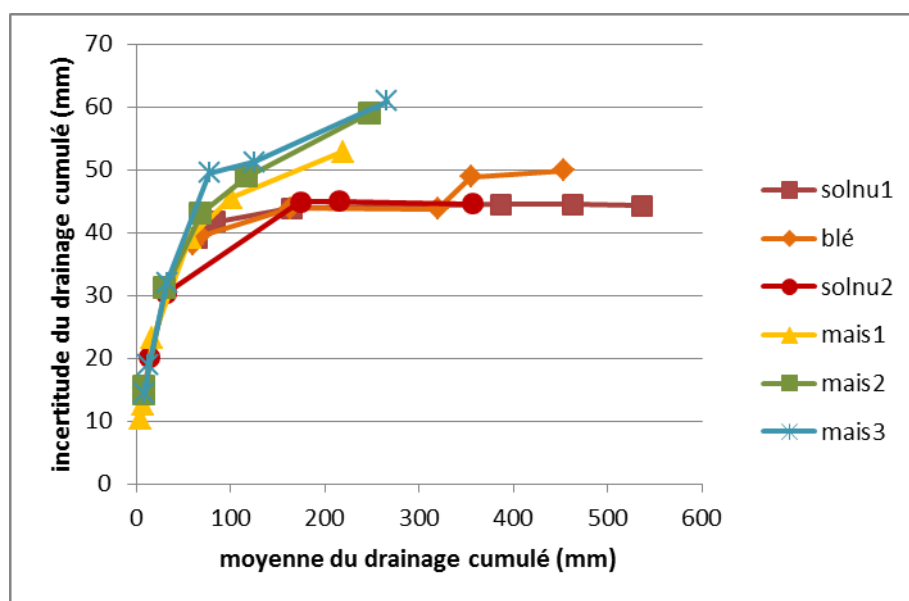


Figure 75 : relation entre la moyenne et l'écart-type du drainage cumulé en fin de simulation (mm), calculés sur les 1000 simulations, par occupation du sol. Chaque point sur une courbe représente une année climatique

Tableau 65 : moyenne, écart-type et coefficient de variation du drainage cumulé, de l'évaporation cumulée, de la transpiration cumulée, de la biomasse aérienne, de la biomasse des organes récoltés, de l'indice de surface foliaire maximal, calculés sur les 1000 simulations, pour les scénarios de blé et de maïs non irrigué, par types d'années climatiques.

Moy = moyenne, EC = écart-type, CV = coefficient de variation

		Années sèches						Années humides					
		Blé			maïs non irrigué			Blé			maïs non irrigué		
		1989-1990	1975-1976	1963-1964	1976	1959	1990	1976-1977	1965-1966	2000-2001	1963	1965	2001
Drainage cumulé	Moy (mm)	61	164	68	7	17	4	320	355	454	57	101	219
	EC (mm)	38	44	39	12	23	10	44	49	50	39	45	53
	CV (%)	63	27	58	180	134	272	14	14	11	69	45	24
Evaporation cumulée	Moy (mm)	316	270	267	218	277	301	309	315	310	240	206	236
	EC (mm)	17	7	9	21	29	20	5	8	5	11	11	9
	CV (%)	6	3	3	10	11	7	1	2	2	5	5	4
Transpiration cumulée	Moy mm	185	129	199	40	74	44	227	225	232	285	263	286
	EC mm	42	35	27	23	65	43	3	21	14	25	23	26
	CV %	23	27	14	58	88	97	1	9	6	9	9	9
Indice de surface foliaire maximal	Moy (m ² m ⁻²)	7,6	6,1	8,2	1,4	2,2	2,1	9,3	8,2	9,5	5,6	5,2	5,3
	EC (m ² m ⁻²)	1,0	1,2	0,8	1,0	1,7	1,0	0,1	0,1	0,05	0,6	0,7	0,5
	CV (%)	13	20	10	70	76	46	1,5	1,6	0,5	11	13	10
Biomasse aérienne	Moy (t ha ⁻¹)	21,2	13,5	22,3	3,2	5,4	5,7	26,4	26,1	27,0	17,0	14,7	20,3
	EC (t ha ⁻¹)	4,5	3,3	2,6	1,8	3,7	1,6	0,2	2,1	1,5	1,2	1,1	1,4
	CV (%)	21	24	12	56	68	28	0,8	8	6	7	7	7
Biomasse des organes récoltés	Moy (t ha ⁻¹)	9,6	3,7	9,3	0	2,6	3,8	10,4	10,6	9,6	10,6	6,7	14,0
	EC (t ha ⁻¹)	2,0	1,0	1,2	0	2,06	1,03	0,1	0,6	0,1	1,3	1,2	1,0
	CV (%)	21	27	13	-	78	27	0,5	5	1	12	19	7

On observe enfin que les incertitudes absolues du drainage cumulé sont plus faibles avec la culture qu'en sol nu en années sèches mais plus élevées en années humides. L'écart entre culture et sol nu est plus grand avec le blé qu'avec le maïs non irrigué. Cela est lié à la relation entre l'écart-type de drainage et la valeur du drainage (Figure 75) car les simulations sans drainage, plus nombreuses en années sèches font diminuer les écarts-types du drainage cumulé. Or, avec la culture, ce nombre est plus élevé qu'en sol nu et l'écart est plus marqué dans le groupe B.

1.3. Confrontation des sorties du modèle pour les scénarios A et B sous cultures

Outre des dates et des durées de simulation différentes, les deux cultures diffèrent par les caractéristiques physiologiques des plantes et une comparaison est délicate. Si l'on ne peut donc confronter systématiquement les deux cultures, on peut cependant dégager deux éléments saillants des simulations que nous avons réalisées pour le blé et le maïs non irrigué (Figure 76, Tableau 65) :

- les valeurs moyennes des caractéristiques agronomiques étudiées (indice de surface foliaire

maximal, biomasse aérienne, biomasse des organes récoltés) et de la transpiration cumulée sont peu influencées par le climat pour les scénarios du groupe A (blé), de même que les dates de levée et les dates de récolte. On notera cependant la spécificité de l'année 1975-1976 pour laquelle l'indice de surface foliaire maximal est sensiblement plus bas que celui des autres années. En conséquence, la transpiration cumulée, la biomasse aérienne et la biomasse des organes récoltés sont elles aussi plus faibles. Ceci est dû à un printemps particulièrement sec (il a plu seulement 50,6 mm entre mars et juin contre 194,7 mm en 1964 et 136,2 mm en 1990 sur la même période).

En revanche, les valeurs moyennes des caractéristiques agronomiques et de la transpiration cumulée sont très dépendantes du climat pour le maïs non irrigué, où les valeurs observées sont logiquement plus élevées en années humides qu'en années sèches. Ceci est à mettre en relation à la fois avec des dates de levée en moyenne plus tardives en années sèches, mais également avec des défauts de développement de la culture ces années-là. En effet, pour le maïs non irrigué, il n'y a aucune année où toutes les simulations peuvent atteindre la maturité physiologique et où une date de récolte peut être estimée. Il existe même des années pour lesquelles la récolte n'est possible pour aucune simulation. Logiquement, on y trouve l'année sèche 1976 qui présente des dates de levée beaucoup trop tardives pour que la culture puisse faire un cycle complet. Mais c'est le cas également des années humides 1963 et 1965. Les dates de levée sont décalées par rapport à 2001 de seulement 4 à 6 jours. Par contre les dates de floraison et surtout de début de remplissage des grains sont très décalées : 8 et 14 jours respectivement en 1963 et 16 et 23 jours en 1965 en médianes. Cela ne semble pas lié au stress hydrique car la récolte ne se fait pas davantage en irrigué. Cela est sans doute lié à des températures plus basses en juillet et en août sur ces deux années humides par rapport à 2001. Pour l'année 1990, plus de 50 % des simulations atteignent la récolte avec des dates de récolte assez proches fin octobre (l'écart entre médiane et 3^e quartile est de 3 jours). Pour 1959, le nombre de simulations atteignant la récolte est plus faible, puisque la médiane des dates de récolte est à 0. Les dates de récolte sont également plus dispersées.

- Les incertitudes absolues de l'évaporation cumulée, de la transpiration cumulée et des caractéristiques agronomiques étudiées sont **plus élevées pour les années sèches que pour les années humides**, que ce soit pour le blé ou le maïs non irrigué. Cependant, certaines années présentent des exceptions sur une variable de sortie : 1975-1976 pour l'évaporation cumulée en blé, 1976 pour la transpiration cumulée, 1963 et 1965 pour la biomasse des organes récoltés. Pour ces variables, **les incertitudes liées aux données sol s'expriment donc de façon plus intense pour les climats secs**, et ce quels que soient la durée de simulation, la date d'initialisation, et la dynamique des données climatiques. En revanche, **les incertitudes absolues sur le drainage cumulé sont plus faibles en années sèches qu'en années humides** tant en blé qu'en maïs mais cela est particulièrement marqué pour les scénarios du groupe B. Ces différences sont à mettre en relation avec les valeurs moyennes de drainage comme le montre la figure 75 : les écarts-types sont liés à la valeur moyenne avec un effet de seuil observable sur le sol nu. Cette relation est liée au nombre de simulations sans drainage qui augmentent en années sèches et qui font diminuer les moyennes et les écarts-types du drainage cumulé.

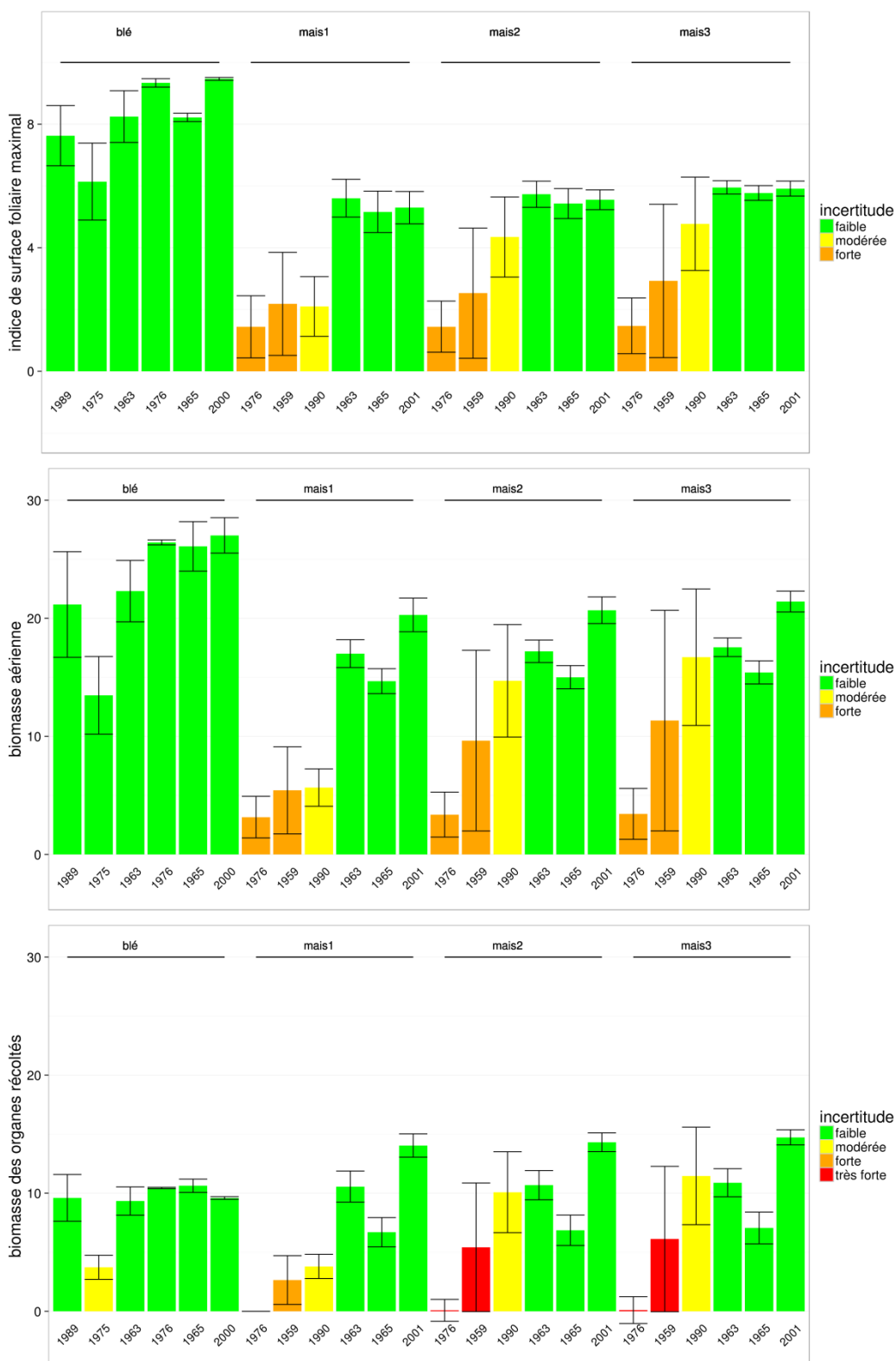


Figure 76 : moyenne (barres verticales), écart-type (trait) et classement du coefficient de variation (couleur) de l'indice de surface foliaire maximal (en haut, en mm), de la biomasse aérienne à la récolte (au milieu, en mm) et de la biomasse des organes récoltés à la récolte (en bas, en mm) pour tous les scénarios des groupes A et B, par année climatique, de la plus sèche à la plus humide, et par occupation du sol.

1.4. Relation entre les termes du bilan hydrique et les caractéristiques des années climatiques

Bien que les scénarios des groupes A et B ne couvrent pas les mêmes périodes, on observe une relation linéaire significative entre le drainage cumulé et la somme des pluies en sol nu et avec la culture ($R^2=0,96$ en solnu1, $R^2=0,97$ en solnu2, $R^2=0,94$ en blé, $R^2=0,85$ en maïs non irrigué) et, bien que moins déterminée, entre l'évaporation cumulée et la somme des pluies en sol nu ($R^2=0,70$ en solnu1, $R^2=0,79$ en solnu2, $R^2=0,46$ en blé, $R^2=0,18$ en maïs non irrigué) (Figure 77, Figure 78).

Pour les scénarios en sol nu, et quelle que soit l'année climatique, il est donc possible de prévoir de façon fiable la valeur moyenne de la quantité d'eau drainée, avec une simple connaissance de la quantité de pluie cumulée, malgré des incertitudes sur les données sol. Avec une précision moindre, il est également possible de prédire la valeur moyenne de l'évaporation cumulée pour l'UTS testée.

1.5. Influence de l'irrigation sur les sorties du modèle

Dans notre plan d'expérience, nous avons choisi de réaliser des simulations en culture de maïs avec des scénarios sans irrigation et avec irrigation. Nous souhaitons, en effet, analyser l'effet d'un apport d'eau complémentaire aux pluies, notamment en années sèches, car nous pressentons que la contrainte hydrique majeure empêcherait le développement du maïs en années sèches ce qui limiterait la comparaison avec le groupe A. De plus, l'irrigation fait partie des pratiques culturales habituelles en Région Centre et risque d'augmenter avec le changement climatique.

Les simulations effectuées conduisent à des résultats très différenciés entre années sèches et années humides (Tableau 66).

En années humides, l'irrigation a un effet très faible sur les valeurs moyennes des variables observées : quel que soit le scénario d'irrigation, l'évaporation moyenne cumulée ne varie que de quelques millimètres et la date de levée est inchangée. Le drainage augmente légèrement, de même que la transpiration cumulée, l'indice de surface foliaire maximal, la biomasse aérienne et la biomasse des organes récoltés. **Pour ces variables, les incertitudes absolues et les incertitudes relatives diminuent avec la quantité d'eau apportée par irrigation**, sauf pour le drainage cumulé où les incertitudes absolues augmentent. Cela montre que ces variables sont de moins en moins sensibles à l'effet des incertitudes sur les données d'entrée sol avec l'irrigation. On notera qu'en 1965, les incertitudes absolues augmentent avec l'irrigation pour la biomasse des organes récoltés.

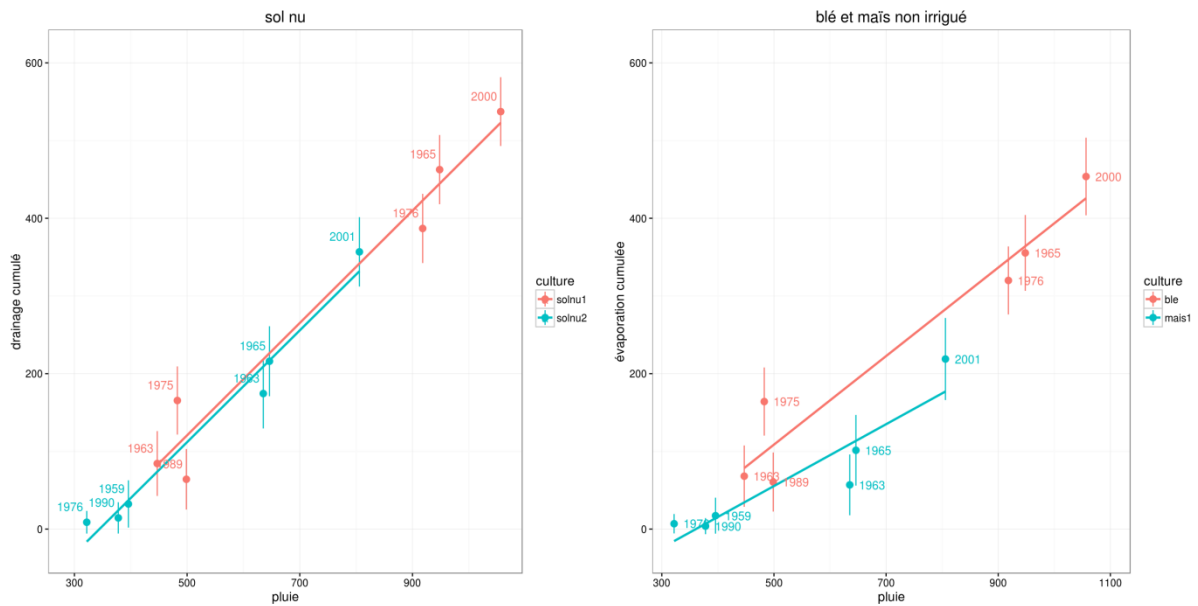


Figure 77 : Drainage cumulé en fin de simulation (moyenne sur les 1000 simulations, en mm) en fonction de la somme des pluies sur la période de simulation (en mm) pour les scénarios de sol nu des groupes A (solnu1) et B (solnu2), à gauche, pour les scénarios de blé et de maïs non irrigué, à droite.

Pour solnu1 : $drainage = 0,72 \cdot pluie - 240,62$ et pour solnu2 : $drainage = 0,72 \cdot pluie - 247,71$

Pour blé : $drainage = 0,57 \cdot pluie - 176,05$ et pour maïs non irrigué : $drainage = 0,40 \cdot pluie - 143,45$

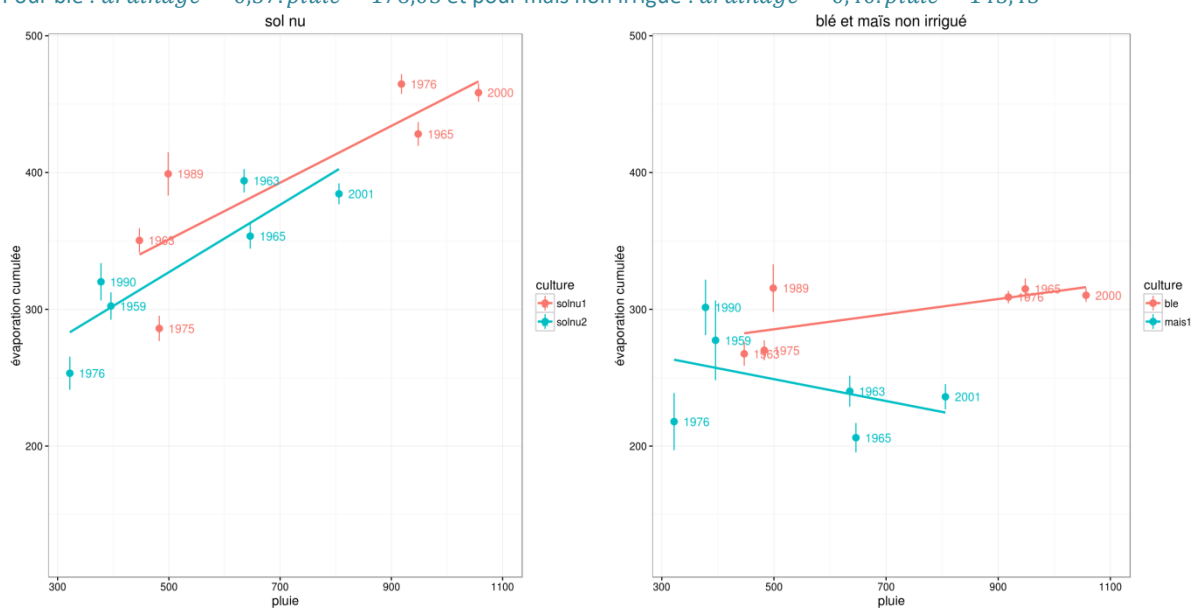


Figure 78 : Evaporation cumulée en fin de simulation (moyenne sur les 1000 simulations, en mm (point), \pm écart-type en mm (bâton)) en fonction de la somme des pluies sur la période de simulation (en mm) pour les scénarios de sol nu des groupes A (solnu1) et B (solnu2), à gauche, pour les scénarios de blé et de maïs non irrigué, à droite.

Pour solnu1 : $évaporation = 0,21 \cdot pluie + 247,21$ pour solnu2 : $évaporation = 0,25 \cdot pluie + 203,81$

Pour blé : $évaporation = 0,06 \cdot pluie + 257,76$ Pour maïs non irrigué : $évaporation = -0,08 \cdot pluie + 288,88$

En années sèches, l'irrigation n'a pas eu le résultat escompté deux années sur trois, à savoir lever la contrainte hydrique majeure pour avoir un développement « normal » de la culture. De fait, les résultats sont beaucoup plus contrastés : l'évaporation moyenne cumulée augmente légèrement ; le drainage cumulé, l'indice de surface foliaire maximal, la biomasse aérienne et la biomasse des organes récoltés augmentent sensiblement, mais **les incertitudes absolues associées à ces variables sont de plus en plus élevées avec l'augmentation de la quantité d'eau d'irrigation**. Ce comportement remarquable est cependant à analyser en fonction des années :

- en 1976, année la plus sèche des scénarios que nous avons choisis, les dates de levée pour le scénario sans irrigation sont trop tardives pour que le cycle de la culture ait pu atteindre le stade de remplissage des grains ; il n'y a donc pas de récolte (la valeur moyenne et l'écart-type associé de la biomasse des organes récoltés sont égales à zéro). On attend donc de l'irrigation qu'elle avance la date de levée. Lorsque l'on analyse les simulations pour le maïs irrigué, on observe que certaines d'entre elles présentent des dates de levée plus précoces – ce qui est conforme à l'effet attendu de l'irrigation – mais également que le nombre de simulations sans date de levée est plus important que pour le scénario sans irrigation. Ce point a priori étonnant s'explique par la forte sensibilité du maïs à la sécheresse entre la germination et la levée telle que modélisée dans Stics : l'apport d'eau au semis par irrigation augmente la teneur en eau du sol et permet ainsi une germination plus précoce. Cependant, le climat étant très sec, la teneur en eau du sol diminue ensuite rapidement jusqu'à atteindre éventuellement la teneur en eau au point de flétrissement permanent ; dans ce cas, la croissance de la plantule est stoppée et ne redémarre que lorsque la teneur en eau remonte au-dessus de la teneur en eau au point de flétrissement qui n'apparaît qu'en juillet. La durée entre la date de la germination et la date de levée dépasse alors le seuil autorisé par le modèle entre ces 2 stades. La plante ne lève pas et la densité de la culture est mise à 0 dans le modèle. En raison d'un grand nombre de simulations sans levée, l'indice de surface foliaire maximal, la biomasse aérienne et la biomasse des organes récoltés – qui sont non nuls pour les simulations avec une date de levée plus précoce – présentent des incertitudes relatives et absolues très élevées.
- en 1990, l'apport d'eau par irrigation permet une germination et une levée correcte, tant pour le scénario en irrigation restreinte que pour le scénario en irrigation optimale. La somme des quantités d'eau apportées par irrigation et de la quantité de pluie cumulée est proche de la pluie cumulée de l'année humide 1963 (559 mm pour le scénario en irrigation restreinte et 605 mm pour le scénario en irrigation optimale, alors que la pluie cumulée en 1963 est de 635 mm, entre mars et novembre). En conséquence, les valeurs moyennes de certaines variables de sortie du modèle - drainage cumulé, biomasse aérienne, biomasse des organes récoltés – pour l'irrigation optimale sont très proches des valeurs de l'année humide 1963, mais les écarts-types et les coefficients de variation sont plus élevés. Ces variables sont donc sensibles à la fois à l'incertitude sur les données sol, mais également à la répartition des pluies, de l'irrigation et de la demande évaporatoire.
- en 1959, on observe une situation intermédiaire entre les années 1976 et 1990 : le nombre de simulations sans levée en situation irriguée est plus important que le nombre de simulations sans levée en situation non irriguée. Mais pour les simulations qui présentent une date de levée non nulle, les apports d'eau par irrigation permettent un meilleur développement de la plante que dans les situations sans irrigation. Les variables transpiration cumulée, indice de surface foliaire maximal, biomasse aérienne et biomasse des organes récoltés sont donc, en moyenne, plus élevées avec l'irrigation, mais les incertitudes absolues et relatives associées à ces variables sont également plus importantes.

Tableau 66 : moyenne, écart-type et coefficient de variation, calculés sur les 1000 simulations, pour le drainage cumulé et l'évaporation cumulée en fin de simulation, la transpiration cumulée, la biomasse aérienne et la biomasse des organes récoltés à la récolte, et l'indice de surface foliaire maximal, pour les scénarios de maïs non irrigué et de maïs à irrigation optimale, par types d'années climatiques.

Moy = moyenne, EC = écart-type, CV = coefficient de variation

		Années sèches						Années humides					
		maïs non irrigué			maïs irrigation optimale			maïs non irrigué			maïs irrigation optimale		
		1976	1959	1990	1976	1959	1990	1963	1965	2001	1963	1965	2001
Drainage cumulé	Moy (mm)	7	17	4	9	33	13	57	101	219	78	125	266
	EC (mm)	12,5	23,1	10,3	14,3	32,0	18,8	39,1	45,5	52,8	49,5	51,2	60,9
	CV (%)	180	134	272	166	98	144	69	45	24	63	41	23
Evaporation cumulée	Moy (mm)	218	277	301	228	272	262	240	206	236	236	199	237
	EC (mm)	20,9	29,1	20,3	21,3	37,0	35,3	11,3	10,8	9,2	9,2	6,7	9,1
	CV (%)	10	11	7	9	14	14	5	5	4	4	3	4
Transpiration cumulée	Moy (mm)	40	74	44	50	184	281	285	263	286	298	285	305
	EC (mm)	23,3	65,1	43,1	36,1	161,0	128,7	24,6	22,9	26,4	13,9	13,0	15,1
	CV (%)	58	88	97	73	87	46	9	9	9	5	5	5
Indice de surface foliaire maximal	Moy (m ² m ⁻²)	1,44	2,18	2,10	1,47	2,93	4,77	5,61	5,16	5,30	5,95	5,77	5,92
	EC (m ² m ⁻²)	1,01	1,67	0,97	0,90	2,48	1,51	0,61	0,67	0,52	0,22	0,24	0,24
	CV (%)	70	76	46	61	85	32	11	13	10	4	4	4
Biomasse aérienne	Moy (t ha ⁻¹)	3,16	5,43	5,66	3,43	11,33	16,70	17,01	14,67	20,29	17,54	15,42	21,42
	EC (t ha ⁻¹)	1,76	3,69	1,58	2,16	9,34	5,78	1,18	1,06	1,42	0,79	0,98	0,88
	CV (%)	56	68	28	63	82	35	7	7	7	4	6	4
Biomasse des organes récoltés	Moy (t ha ⁻¹)	0	2,65	3,80	0,1	6,12	11,46	10,56	6,70	14,04	10,88	7,05	14,73
	EC (t ha ⁻¹)	0	2,06	1,03	1,14	6,16	4,13	1,32	1,24	0,99	1,19	1,35	0,64
	CV (%)	-	78	27	1150	101	36	12	19	7	11	19	4

1.6 Synthèse

Un effet marqué du climat est donc observé avec des incertitudes absolues différentes selon que l'année est sèche ou humide. Pour la majorité des variables de sortie analysées, les années sèches présentent des incertitudes absolues plus élevées et, en raison de la diminution des valeurs moyennes, des incertitudes relatives plus fortes. Le drainage cumulé, par contre, réagit dans l'autre sens, avec des valeurs moyennes et des incertitudes absolues qui diminuent en années sèches en raison de l'importance des simulations non drainantes. Cependant, cela génère des incertitudes relatives modérées à très fortes.

Le groupe A présente en général des écarts moins importants que le groupe B, car la sécheresse est surtout printanière ou estivale dans les années étudiées et la période hivernale permet toujours d'effacer l'effet de la teneur en eau initiale.

Le maïs non irrigué présente également des écarts plus importants que le blé, car il est plus sensible à la sécheresse printanière en raison de son semis au printemps, et, pour les trois années sèches étudiées, les dates de levée ont, de ce fait, été retardées.

L'irrigation a généré une augmentation des incertitudes en années sèches : en augmentant le nombre de simulations sans levée durant les années 1976 et 1959 d'une part, mais également en augmentant les contrastes entre simulations ayant eu un développement « normal ».

2. Analyse des incertitudes des sorties du modèle en fonction des incertitudes sur les facteurs de l'analyse d'incertitude

2.1 Cadre méthodologique de l'analyse

Pour discuter des effets des incertitudes des données sol sur les sorties du modèle, nous avons procédé de la façon suivante :

- nous avons analysé uniquement les sorties du modèle pour lesquelles nous avons vu, dans les chapitres précédents, qu'elles présentaient de la variabilité. Ainsi, nous ne discuterons pas ici de la variable « **évaporation cumulée** », très peu variable pour tous les scénarios que nous avons analysés. De même, nous ne discuterons pas de la **date de levée** du blé en années humides, qui est très peu variable pour une année donnée (des éléments sur ces deux variables sont cependant disponibles à l'annexe 9) ;
- nous avons analysé spécifiquement l'effet de la teneur en eau initiale, car c'est un facteur que nous avons traité dans notre analyse d'incertitude de la même façon que les facteurs sol ;
- nous avons analysé les effets des incertitudes des facteurs sol qui sont des données d'entrée du modèle Stics, mais également l'effet de l'incertitude de la Réserve Utile, caractéristique qui intègre plusieurs facteurs de l'analyse d'incertitude.

Nous illustrerons nos propos par des graphiques que l'on doit lire de la façon suivante (Figure 79) : l'axe des abscisses représente la gamme de variation du facteur incertain, et l'axe des ordonnées représente l'étendue des valeurs de la variable de sortie analysée. Chaque point du graphique représente l'une des 1000 simulations. On s'attachera ici à décrire l'évolution de la dispersion des points en fonction du facteur incertain, c'est-à-dire à la fois leur évolution en fonction du facteur étudié - qui décrit le lien entre la sortie du modèle et le facteur, en orange sur le graphique - mais également leur dispersion pour une valeur donnée du facteur, en rouge sur le graphique - qui décrit l'incertitude résiduelle liées aux autres facteurs incertains. Un code couleur permettra, le cas échéant, d'analyser conjointement l'effet d'un second facteur incertain ou d'une autre sortie du modèle.

Nous rappelons que les valeurs des incertitudes relatives et absolues des sorties analysées sont présentées dans les tableaux 67 et 68 de ce chapitre.

Cette analyse a été conduite de façon systématique pour l'ensemble des sorties d'intérêt, et pour chaque facteur de l'analyse d'incertitude. Nous synthétisons ici les résultats principaux de cette analyse. Des graphiques complémentaires sont présentés dans l'annexe 9.

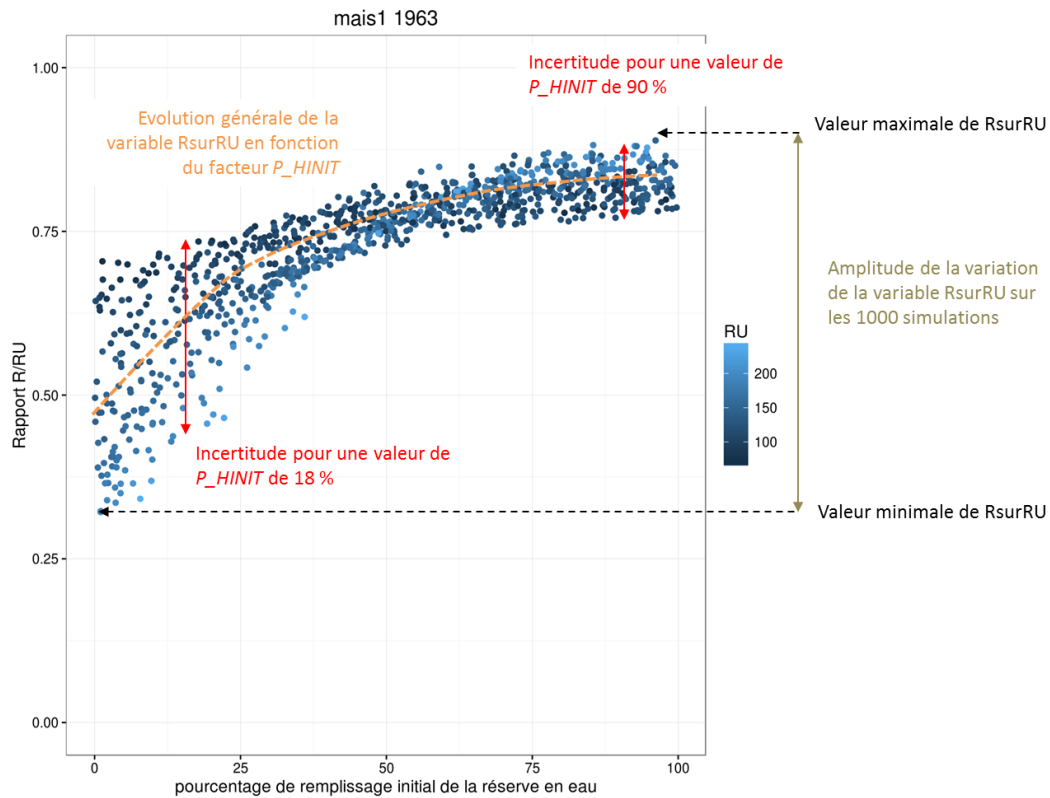


Figure 79 : exemple d'analyse d'un graphique montrant les valeurs d'une variable de sortie (rapport RSURRU) en fonction de deux facteurs de l'analyse d'incertitude (un en abscisses (P_HINIT), l'autre en gamme de couleurs (RU))

2.2 Effet des incertitudes de la teneur en eau du sol initiale sur les sorties du modèle

La teneur en eau initiale, représentée par le facteur P_HINIT qui décrit la proportion de remplissage initial du réservoir sol a un effet marqué sur **les incertitudes du rapport RSURRU et du drainage cumulé**, quels que soient les groupes de scénario et les années climatiques et pour tous les scénarios. Elle a un **effet différencié sur les incertitudes de la teneur en eau des horizons** selon les scénarios, avec un effet qui s'accroît avec la profondeur, surtout en années sèches. Pour la teneur en eau des horizons et le rapport RSURRU, l'analyse porte sur la valeur moyenne de chaque simulation calculée sur la période de simulation.

Les incertitudes sur le facteur P_HINIT génèrent des incertitudes sur la valeur moyenne annuelle de la variable RSURRU.

- Dans le cas où les pluies sont abondantes en début de simulation, les amplitudes de variation du rapport RSURRU sont faibles (inférieures à 0,25) et les incertitudes de la variable RSURRU sont faibles (inférieures à 0,10) pour une valeur donnée de P_HINIT . (Figure 80). La faible variation du rapport RSURRU est expliquée majoritairement par le facteur P_HINIT . Il subsiste quand même une incertitude pour une valeur donnée de P_HINIT qui est liée à la valeur de la RU : celle-ci a d'autant plus d'impact que P_HINIT est faible. Cela est cohérent avec l'évolution du rapport RSURRU qui, pendant ces années, atteint plus ou moins rapidement la valeur 1 (réserve pleine) selon la valeur de P_HINIT , mais les pluies sont suffisamment abondantes pour que la réserve se remplisse vite quelle que soit la valeur de la RU . Ensuite, le rapport RSURRU reste relativement proche de 1 le reste de l'année (Figure 37).
- En revanche, lorsque les pluies sont peu abondantes en début de simulation (cas des années sèches 1963-1964 et 1989-1990 pour le groupe A, et de toutes les années sauf 2001 pour les

scénarios du groupe B), les amplitudes de variation du rapport RSURRU sont fortes (supérieures à 0,5) et les incertitudes de la variable RSURRU sont plus élevées pour les faibles valeurs de P_HINIT (Figure 81). Dans ce cas, les valeurs de RSURRU sont d'autant plus faibles que la RU est forte. Pour ces années, le rapport RSURRU met plus de temps à atteindre la réserve pleine selon la valeur de P_HINIT mais aussi selon la valeur de la RU : plus la RU est forte pour de faibles valeurs de P_HINIT , plus la réserve met de temps à se remplir et plus l'effet de la teneur en eau initiale perdue.

Il est à noter que pour les deux années sèches 1976 et 1990 dans le groupe B, la relation entre RSURRU et P_HINIT est encore plus marquée avec une relation significativement linéaire car le printemps est tellement sec que le rapport RSURRU décroît rapidement et l'effet de la teneur en eau initiale perdue quasiment pendant toute la durée de la simulation.

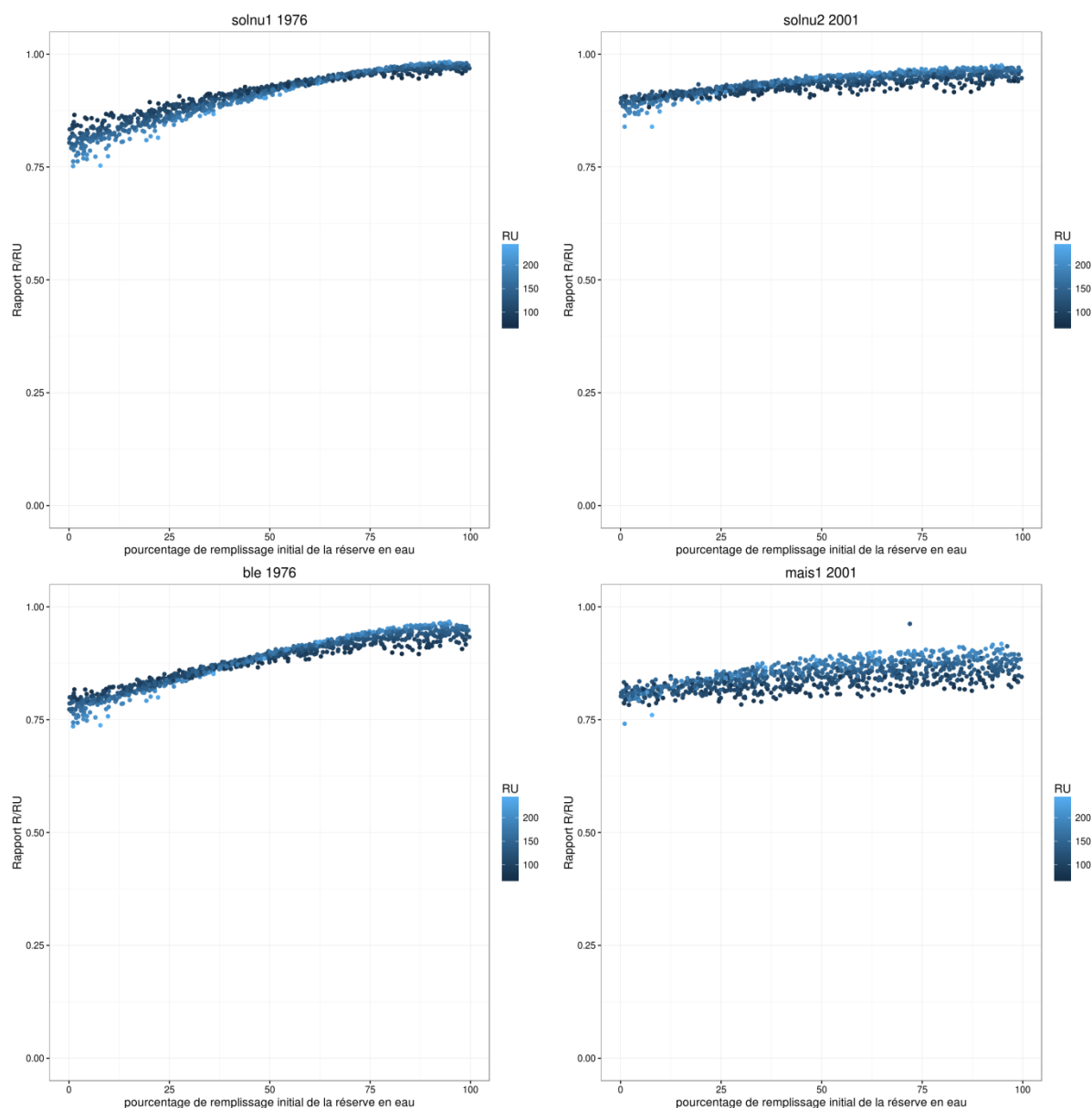


Figure 80 : rapport RSURRU (moyenne calculée sur la période de simulation) en fonction de la proportion de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT) (en abscisses, en %) et de la RU (en mm) pour les scénarios sol nu (en haut) en 1976-1977 (groupe A solnu1) à gauche, et en 2001 (groupe B solnu2) à droite, et pour les scénarios (en bas) blé en 1976-1977 à gauche, et maïs non irrigué(mais1) en 2001 à droite.

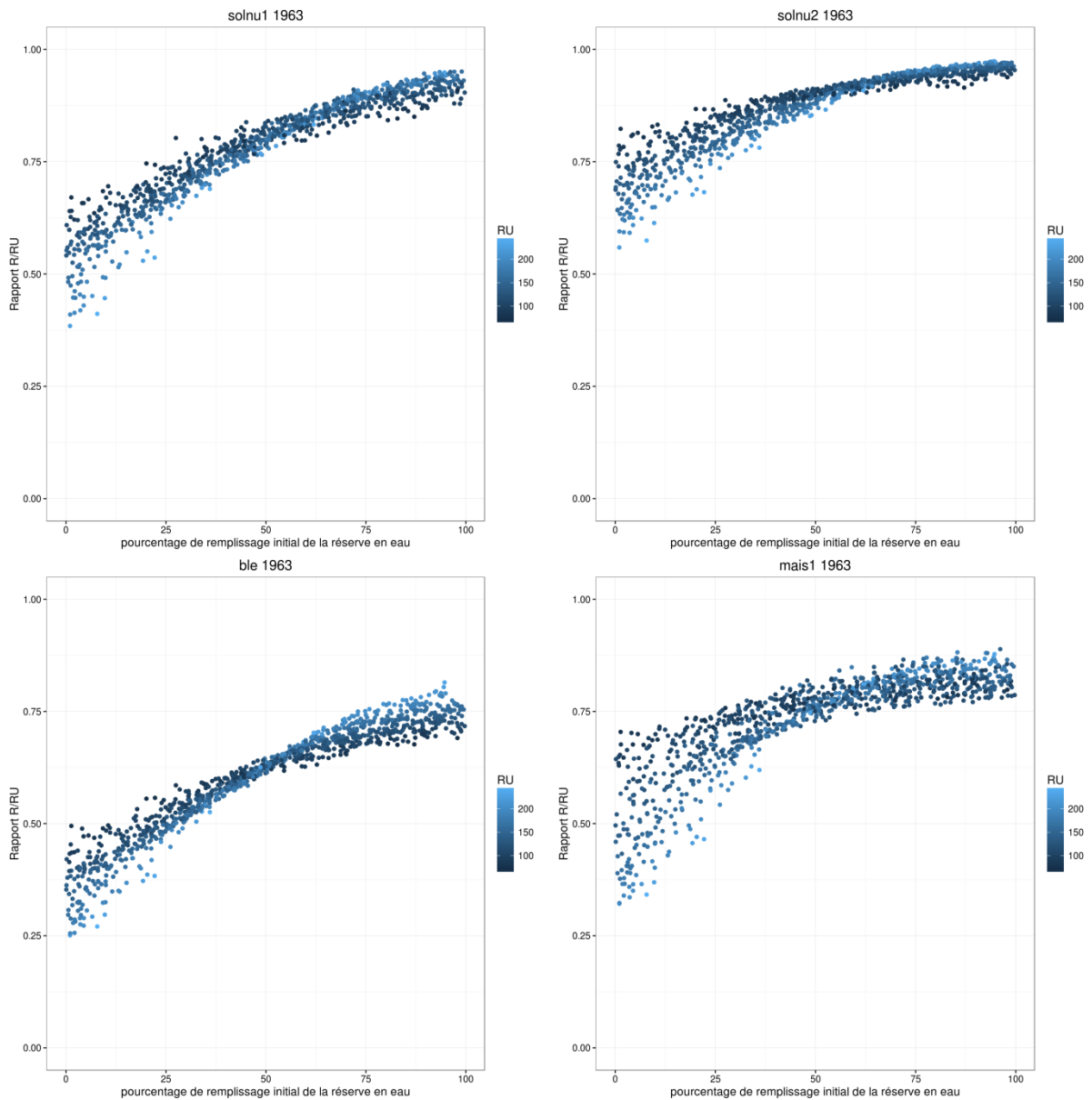


Figure 81 : rapport RSURRU (moyenne calculée sur la période de simulation) en fonction de la proportion de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT}) (en abscisses, en %) et de la RU (en mm) pour les scénarios de sol nu (en haut) en 1963-1964 (groupe A) à gauche, et en 1963 (groupe B) à droite, et pour les scénarios (en bas) de blé en 1963-1964 à gauche, et de maïs non irrigué en 1963 à droite.

Les incertitudes de P_{HINIT} génèrent également des incertitudes importantes sur la valeur du drainage cumulé :

- pour les années où les pluies sont peu abondantes en début de simulation (années sèches 1963-1964 et 1989-1990 dans le groupe A ; 1959, 1976, 1990 pour le groupe B et 1963 et 1965 en maïs non irrigué), P_{HINIT} est le principal déterminant pour la présence ou non de drainage pendant la période de simulation : en effet un effet de seuil est observé sur ces années pour une valeur de P_{HINIT} plus ou moins élevée selon les années (Figure 82). Lorsque P_{HINIT} est inférieur à ce seuil, les simulations ne drainent pas sauf si la RU est faible. Cela est cohérent avec ce qui est observé sur le rapport RSURRU : si P_{HINIT} est faible, le rapport RSURRU reste inférieur à 1 sauf pour de faibles valeurs de RU car la réserve en eau se remplit plus vite pour ces valeurs. En raison de ces simulations non drainantes, l'amplitude des valeurs du drainage cumulé est plus faible que pour les années ayant une pluviométrie abondante en début de

simulation : par exemple, l'amplitude des valeurs du drainage pour le scénario A sous blé pour l'année humide 1965-1966 est de 285 mm, et elle est de 207 mm pour le scénario B sous maïs non irrigué pour l'année humide 1965 ; cette amplitude est de 132 mm pour le scénario A sous blé pour l'année sèche 1989-1990, et de 75 mm pour le scénario B sous maïs non irrigué de l'année sèche 1990.

- pour les années où les pluies sont abondantes en début de simulation (années humides du groupe A et année sèche 1975-1976 ; années humides en sol nu du groupe B et 2001 pour le maïs non irrigué), toutes les simulations sont drainantes et l'amplitude de variation du drainage cumulé est majoritairement due à P_HINIT (Figure 83). En effet, plus P_HINIT est faible, plus la réserve en eau du sol mettra de temps à se remplir et plus l'occurrence de drainage sera retardée. Pour de faibles valeurs de P_HINIT , l'incertitude du drainage cumulé est plus élevée que pour de fortes valeurs de P_HINIT , car, pour ces faibles valeurs, plus la RU est élevée, plus elle ralentit le remplissage de la réserve en eau, ce qui explique que les plus faibles valeurs de drainage sont observées pour des RU fortes.

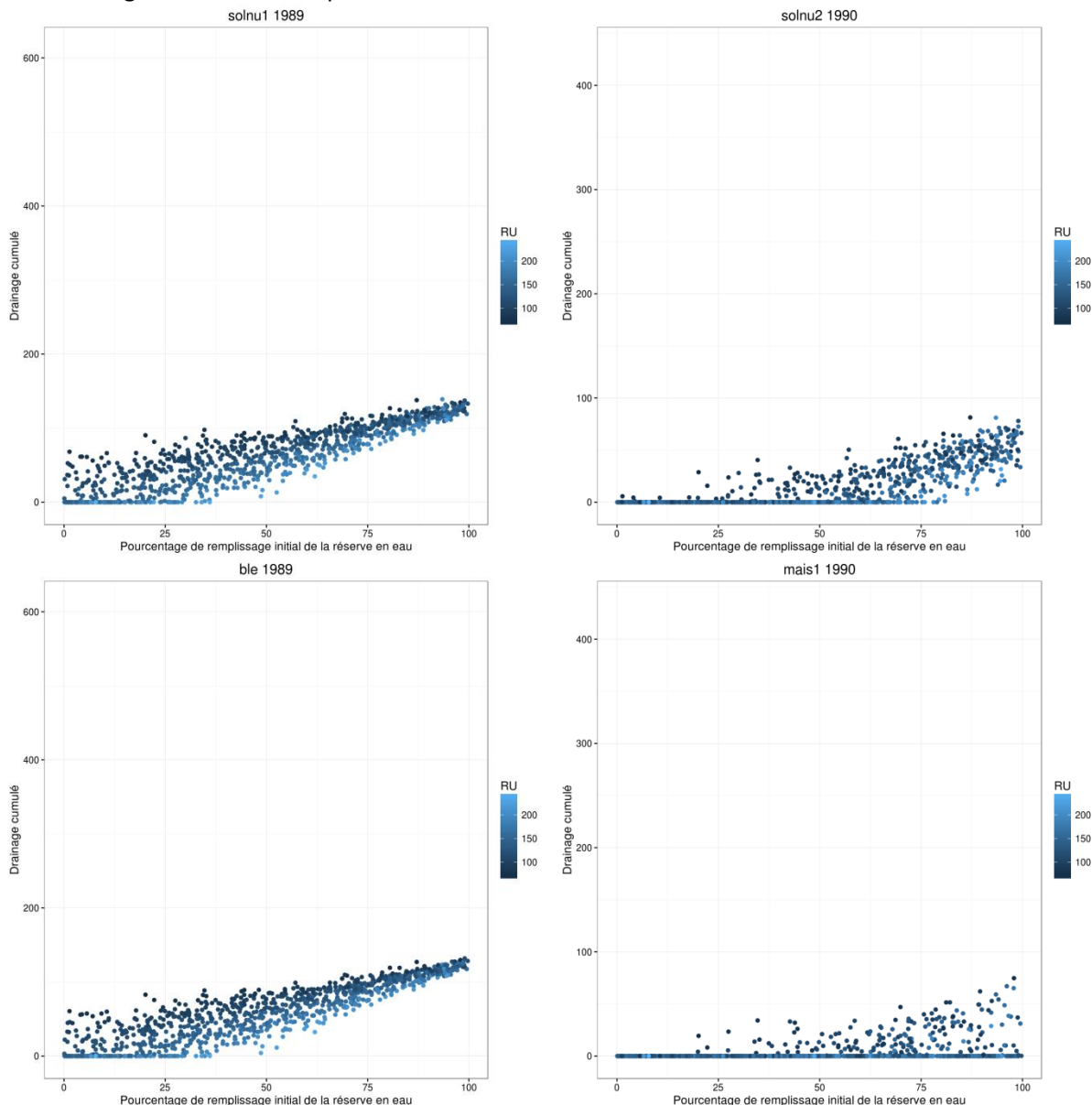


Figure 82 : drainage cumulé en fin de simulation (en mm) en fonction de la proportion de remplissage initial de la réserve en eau (en abscisses, en %) et de la valeur de la Réserve Utile du sol (RU , en mm) pour les scénarios de sol nu (en haut) du groupe A (solnu1) de l'année climatique sèche 1989-1990 à gauche et du groupe B (solnu2) pour l'année climatique 1990, et pour les scénarios (en bas) du blé en 1989-1990 à gauche et du maïs non irrigué en 1990 à droite.

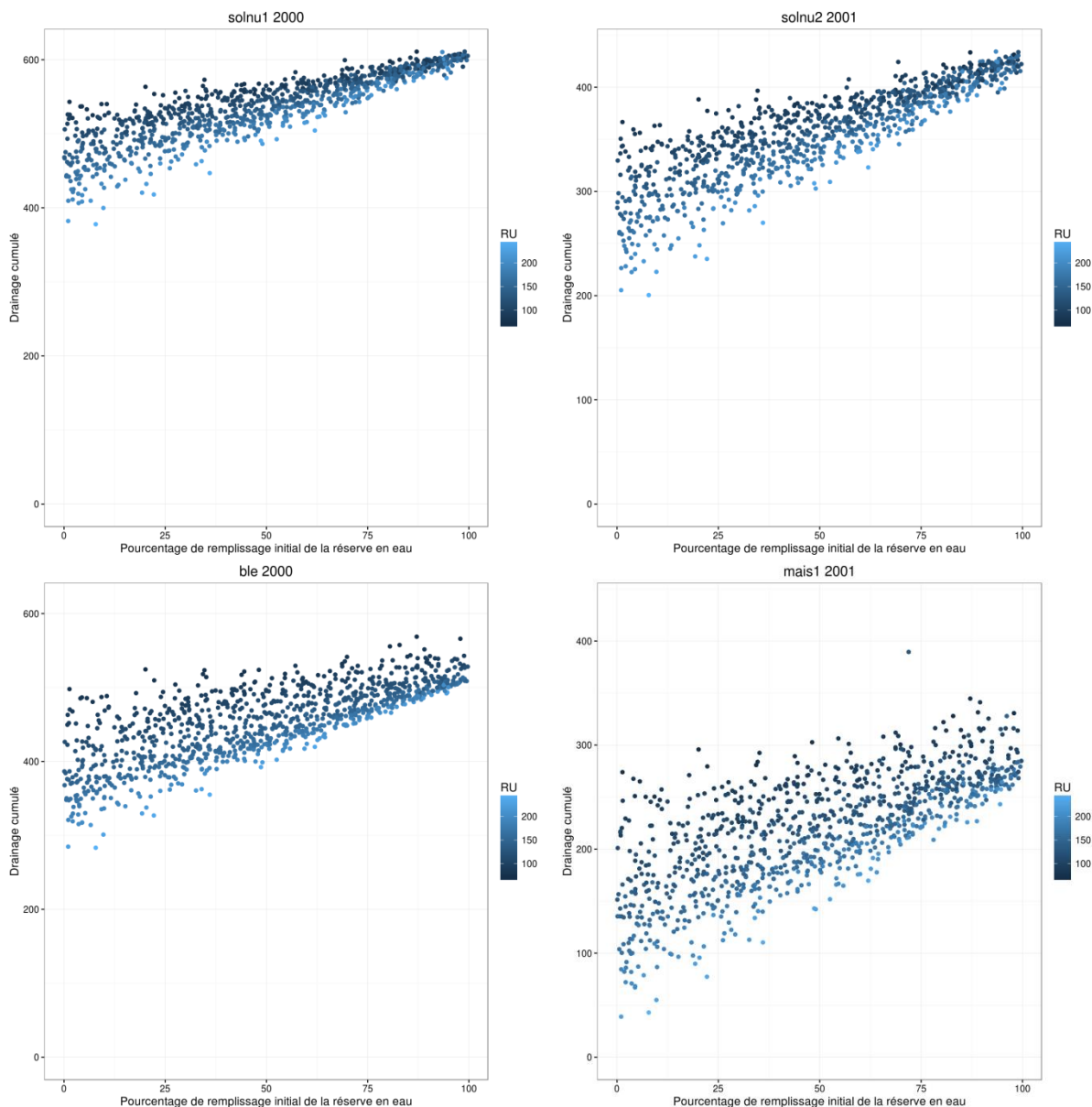


Figure 83 : drainage cumulé en fin de simulation (en mm) en fonction de la proportion de remplissage initial de la réserve en eau (en abscisses, en %) et de la valeur de la Réserve Utile du sol (RU , en mm) pour les scénarios de sol nu (en haut) du groupe A (solnu1) de l'année climatique humide 2000-2001 à gauche et du groupe B (solnu2) pour l'année climatique 2001, et pour les scénarios (en bas) du blé en 2000-2001 à gauche et du maïs non irrigué en 2001 à droite.

En résumé, les incertitudes liées à l'état de remplissage initial du réservoir sont déterminantes sur les incertitudes du rapport $RSURRU$ et du drainage cumulé. Pour ces deux variables, leurs incertitudes sont d'autant plus élevées que le réservoir est initialement peu rempli surtout lorsque les pluies sont peu abondantes en début de simulation. Dans ce cas, l'incertitude due à la RU s'ajoute à celle liée à l'état hydrique initial. Par contre, pour la teneur en eau des trois horizons, l'effet de l'état hydrique initial n'est pas prépondérant et apparaît surtout pour les horizons profonds en années sèches.

2.3. Effet de l'incertitude des facteurs sol sur les sorties du modèle

2.3.1 Identification des facteurs sol générant ou non de l'incertitude sur les sorties du modèle

Parmi les facteurs analysés dans cette étude (voir la liste dans le tableau 9 au chapitre 4), certains sont peu influents sur les sorties du modèle (Figure 84). Il s'agit de l'albédo du sol nu (*ALBEDO*), de la teneur en argile (*ARGI*), et de la rugosité du sol nu (*ZOSOLNU*).

Parmi les facteurs en lien avec l'évaporation, le cumul d'évaporation au-dessus duquel l'évaporation décroît (*Q0*) est peu influent, de même que le coefficient décrivant la forme de la courbe de répartition de l'évaporation dans le sol (*CFES*). En revanche, le facteur *P_ZESX*, qui décrit la proportion du réservoir sol dans lequel l'eau est puisée pour l'évaporation peut être influent sur certaines sorties du modèle. Un exemple est présenté à l'annexe 9 (date de levée = $f(P_ZESX)$).

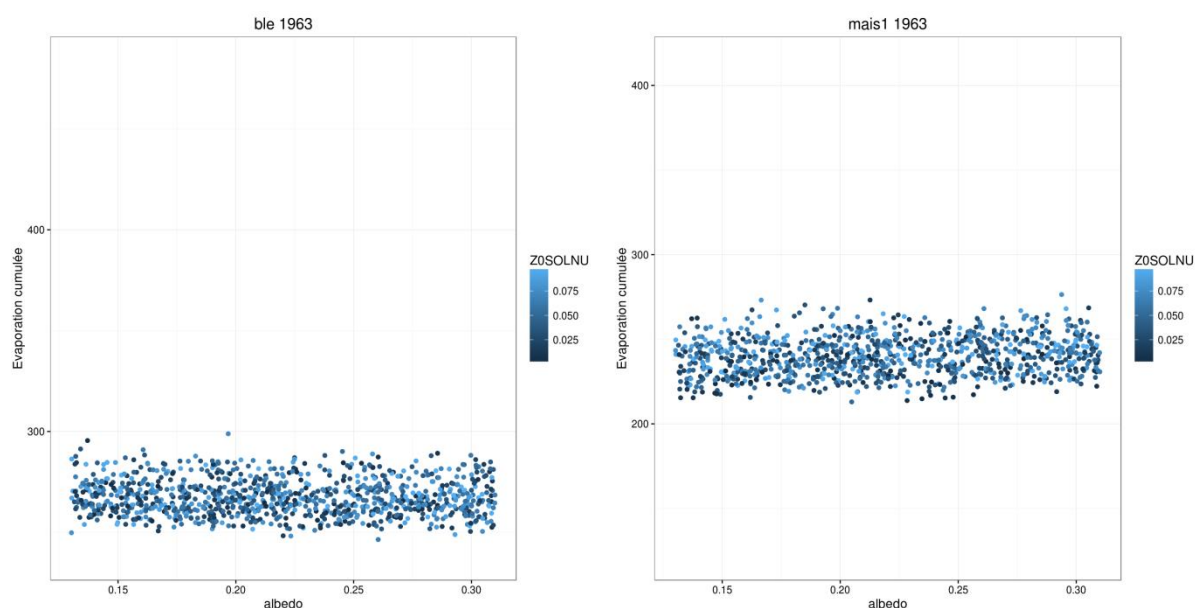


Figure 84 : évaporation cumulée en fin de simulation (en mm) en fonction de l'albédo (en abscisses) et de *ZOSOLNU* (en m) pour les scénarios du blé en 1963-1964, à gauche, et du maïs non irrigué en 1963, à droite.

Les autres facteurs de l'analyse d'incertitude interviennent dans le calcul de la réserve utile (RU). Nous précisons donc, dans un premier temps, leur rôle sur le calcul de la RU et donc sur les incertitudes créées dans l'évaluation de la RU ; nous analyserons ensuite l'effet des incertitudes de ces facteurs sur certaines sorties du modèle ; nous analyserons enfin l'effet des incertitudes de la RU sur les sorties du modèle.

2.3.2 Relation entre la RU et les facteurs de l'analyse d'incertitude

La réserve utile (RU) est une donnée d'entrée essentielle dans les modèles utilisant un formalisme de type réservoir pour décrire les échanges hydriques dans le compartiment sol. C'est une caractéristique intégratrice, qui nécessite la connaissance i) de la profondeur totale du sol, ii) de l'épaisseur des différents horizons qui constituent le profil de sol, et iii) de l'humidité utile de chaque horizon. Cette dernière caractéristique est elle-même déterminée à partir des teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement permanent, pour chaque horizon.

Dans notre travail, la RU nécessite la connaissance de plusieurs facteurs de l'analyse d'incertitude :

- l'humidité utile de surface (*RUS*) et l'humidité utile de profondeur (*RUPS* et *RUPP*) qui donnent les valeurs de l'humidité utile pondérale par unité de profondeur de sol pour l'horizon de

- surface et les horizons de profondeur respectivement ;
- la teneur en eau au point de flétrissement de surface (*HMINS*) et de profondeur (*HMINPS* et *HMINPP*) pour l'horizon de surface et les horizons de profondeur respectivement ;
- les masses volumiques apparentes de surface (*DAS*) et de profondeur (*DAPS* et *DAPP*) qui donnent les valeurs de masse volumique apparente pour l'horizon de surface et les horizons de profondeur respectivement ;
- la profondeur du changement textural (*PDT*), la profondeur de la couche imperméable (*PIL*) et la profondeur du sol (*PR*) qui permettent de déterminer les épaisseurs des horizons.

Les attributs estimés *RUPS* et *RUPP* se distinguent par la classe de texture utilisée pour leur estimation, *RUPS* étant estimé avec la classe de texture de surface et *RUPP* avec celle de profondeur. Cependant, pour l'UTS test, la texture de surface et la texture de profondeur sont identiques. En conséquence, seul l'attribut *RUPS* est utilisé dans l'analyse d'incertitude. Cela s'applique aussi aux attributs estimés *HMINPS* et *HMINPP*, ainsi que *DAPS* et *DAPP*, et l'on n'analysera donc que l'effet des paramètres *HMINPS* et *DAPS*.

La RU, pour l'UTS test analysée, varie de 63 mm à 248 mm ; sa valeur moyenne est de 139 mm, et son écart-type de 35 mm.

L'analyse de la relation entre la RU et les facteurs de l'analyse d'incertitude montre qu'il existe une relation linéaire croissante entre la RU et le facteur « humidité utile de profondeur » (*RUPS*) (Figure 85). La profondeur du sol (*PR*) intervient en interaction avec *RUPS*. Les autres facteurs ont un effet moins important sur les incertitudes de la Réserve Utile (non présenté ici). L'impact important du facteur « humidité utile de profondeur » sur la RU s'explique par la nature de l'UTS test. En effet, il s'agit d'un sol profond (entre 90 et 130 cm) et, les horizons profonds représentent 67 à 89 % de l'épaisseur totale du sol. C'est pourquoi, les facteurs de l'analyse d'incertitude qui ont le plus d'impact sur la valeur de la RU sont surtout ceux qui concernent le dimensionnement du réservoir profond (humidité utile de profondeur (*RUPS*) et profondeur du sol (*PR*)).

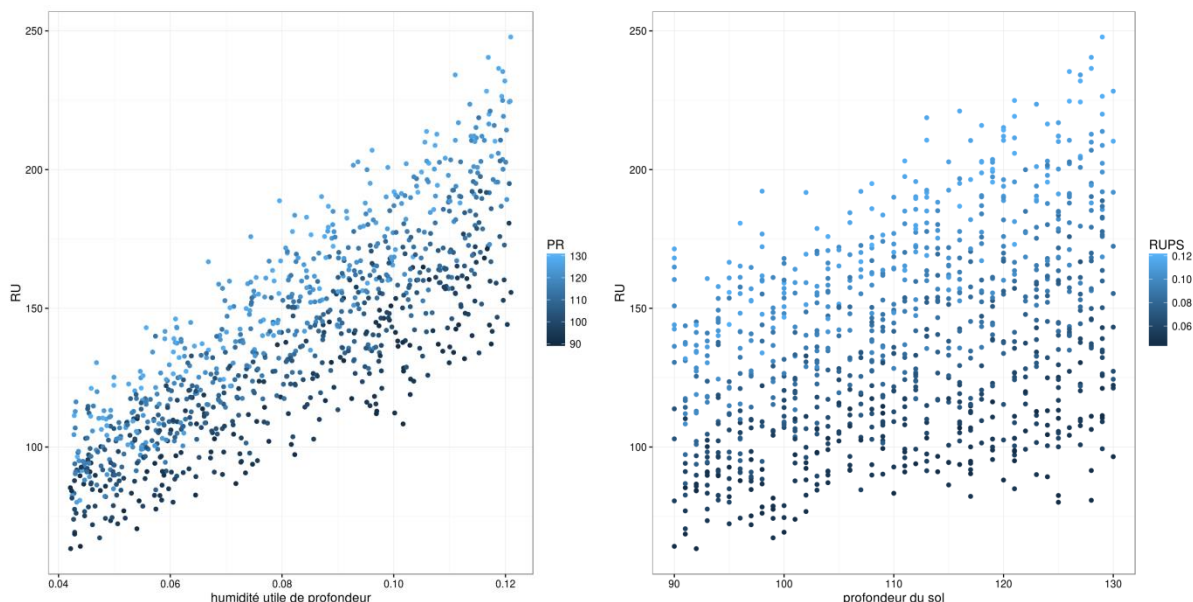


Figure 85 : Réserve Utile du sol (*RU*, en mm) en fonction de l'humidité utile de profondeur (*RUPS*) (en abscisses à gauche, en légende à droite, en $g\ g^{-1}$) et de la profondeur du sol (*PR*) (en abscisses à droite, en légende à gauche, en cm).

On observe que les incertitudes résiduelles pour une valeur donnée de *RUPS* sont plus faibles que celles obtenues pour une valeur donnée de *PR* (Figure 85) ce qui montre que c'est le facteur *RUPS* qui est prépondérant pour expliquer les variations de la RU dans l'UTS test, devant le facteur *PR*. Ce résultat est surprenant et est contraire à ce qui est généralement admis sur la prédominance de la

profondeur du sol sur la variabilité de la RU au sein d'un type de sol. Il serait nécessaire de vérifier cette hypothèse sur des profils réels.

2.3.3 Effet de l'incertitude des facteurs liés au dimensionnement de la RU, sur les sorties du modèle

Nous focalisons ici notre analyse sur les facteurs qui dimensionnent le réservoir en eau de chaque horizon, à savoir la teneur en eau au point de flétrissement (*HMIN*S pour l'horizon 1 et *HMIN*PS pour l'horizon 2 et l'horizon 3), et l'humidité utile (*RUS* pour l'horizon 1 et *RUPS* pour l'horizon 2 et l'horizon 3).

La teneur en eau moyenne de chaque simulation, calculée sur la période de simulation, est fortement influencée par ces deux familles de facteurs : l'incertitude sur la teneur en eau d'un horizon est très élevée avec une amplitude de variation de l'ordre de 15 points de teneur en eau pour les scénarios du groupe A et de 20 points pour les scénarios du groupe B (Figure 86). Cette incertitude est constante (de l'ordre de 10 points de teneur en eau) pour les deux facteurs étudiés.

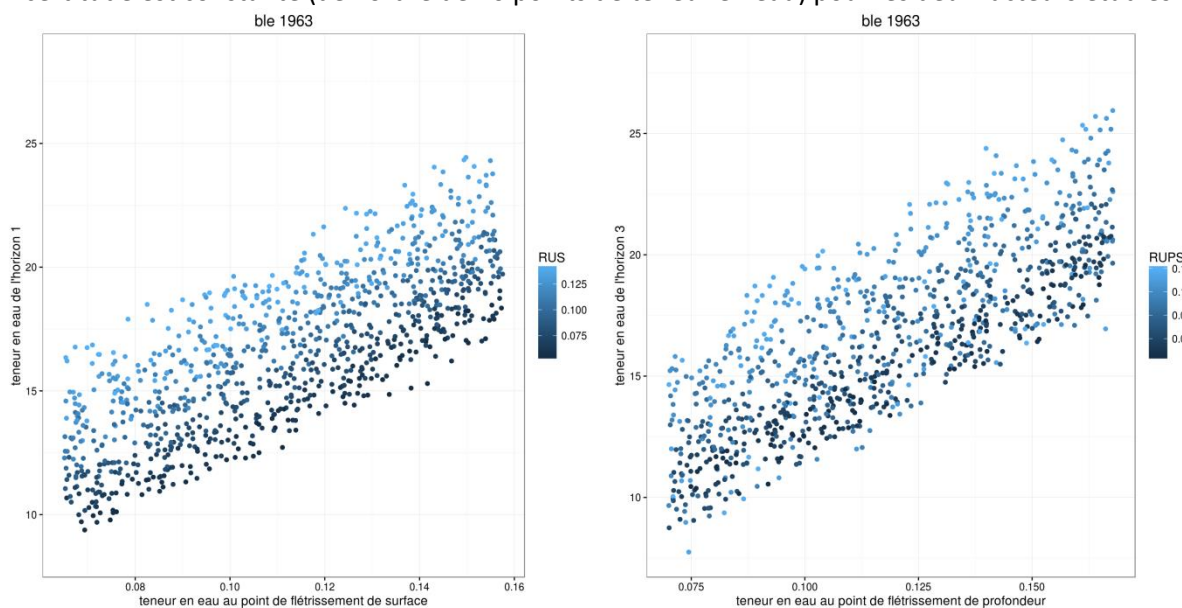


Figure 86 : teneur en eau de l'horizon 1, à droite, et de l'horizon 3, à gauche, (moyenne sur la période de simulation, en %) en fonction de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ou de profondeur (en abscisses, en $g\ g^{-1}$) et de l'humidité utile de surface (*RUS*) ou de profondeur (*RUPS*) (en $g\ g^{-1}$) pour le blé en 1963-1964.

Le rapport RSURRU est très influencé par le paramètre « humidité utile de profondeur » (*RUPS*) (Figure 87) :

- Lorsque l'année climatique est assez pluvieuse au début de simulation (années humides du groupe A et année sèche 1975-1976 ; 2001 pour le groupe B), les incertitudes sont faibles lorsque l'humidité utile de profondeur est faible, car la réserve est plus rapidement remplie. Les incertitudes augmentent avec le facteur « humidité utile de profondeur ».
- Lorsque l'année climatique est peu pluvieuse au début de simulation (années sèches du groupe A, années humides 1963 et 1965 du groupe B et année sèche 1959 du groupe B), les incertitudes sur le rapport RSURRU sont deux fois plus élevées pour les faibles valeurs du facteur « humidité utile de profondeur » qu'en années humides et deviennent 3 fois plus élevées pour des valeurs fortes de ce facteur. Cela augmente l'impact du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau mais le facteur *RUPS* agit toujours.
- Pour les années sèches 1976 et 1990 du groupe B, par contre, le facteur « humidité utile de profondeur » n'a plus d'effet marqué. C'est le pourcentage de remplissage initial de la réserve

en eau qui domine la variabilité du rapport RSURRU.

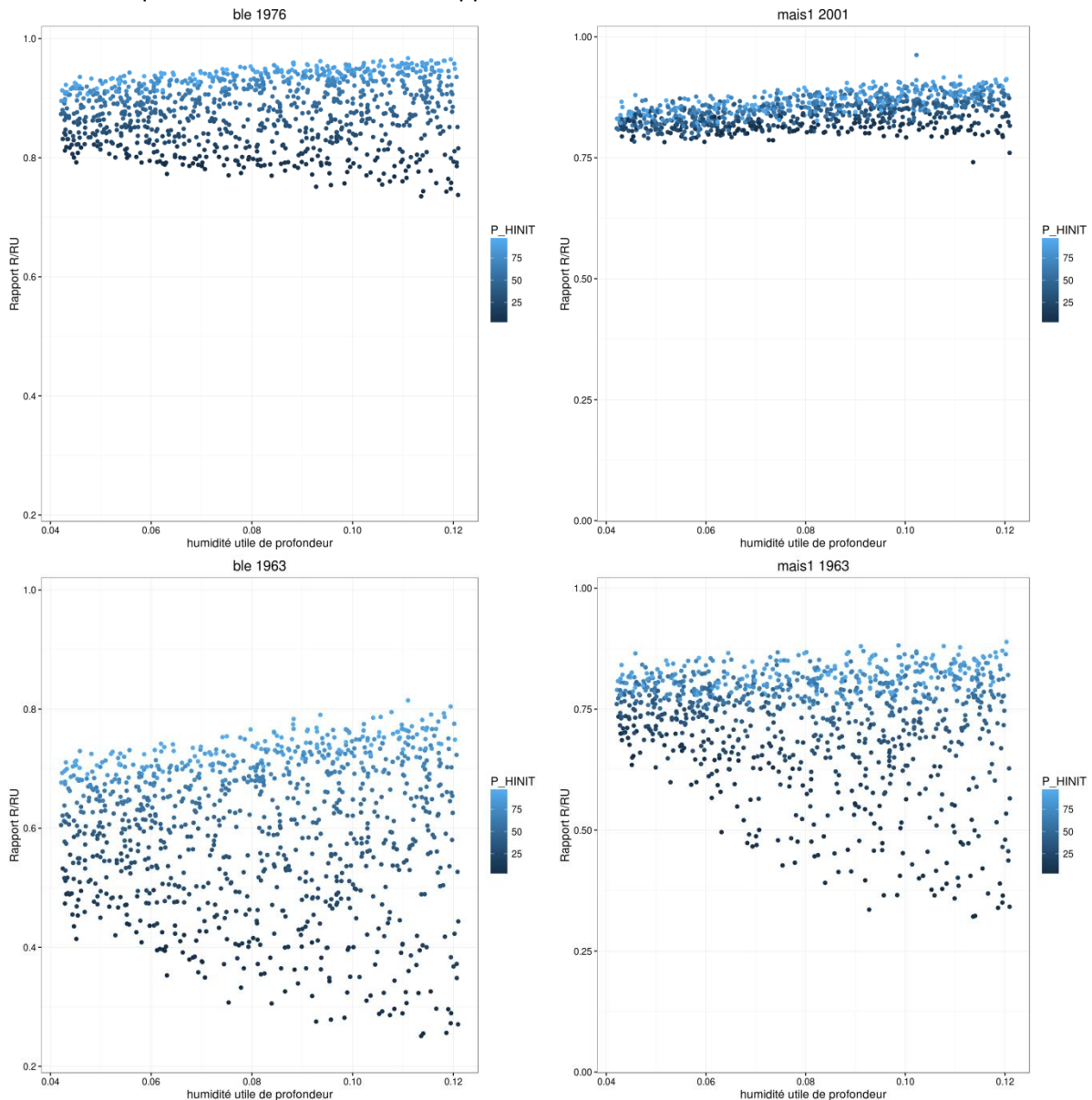


Figure 87 : rapport RSURRU (moyenne sur la période de simulation) en fonction de l'humidité utile de profondeur ($RUPS$, en $g\ g^{-1}$), et de la proportion de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) pour le blé à gauche en 1976-1977 en haut et en 1963-1964 en bas, et le maïs non irrigué à droite en 2001 en haut et en 1963 en bas.

2.3.4 Effet de l'incertitude de la RU sur les sorties du modèle

Nous focalisons ici notre analyse sur quatre sorties d'importance, le drainage cumulé, la transpiration cumulée, l'indice de surface foliaire maximal et la biomasse des organes récoltés. Toutes ces variables sont très influencées par la valeur de la RU dont les incertitudes génèrent des incertitudes importantes sur leur estimation par le modèle Stics.

Comme nous l'avons vu au paragraphe 2.2 de ce chapitre, les incertitudes sur les valeurs du drainage cumulé sont élevées, notamment en années humides (Tableau 64, Tableau 65), et fortement dépendantes de la RU, en interaction avec le pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (Figure 82, Figure 83). Les incertitudes sur le drainage sont :

- pour les années où les pluies sont peu abondantes en début de simulation (années sèches 1963-

1964 et 1989-1990 dans le groupe A ; 1959, 1976, 1990 pour le groupe B et 1963 et 1965 en maïs non irrigué), un effet de seuil est observé sur ces années pour les fortes valeurs de RU (Figure 88), avec une valeur seuil variable selon les années. Lorsque la RU est forte, les simulations ne drainent pas sauf si P_HINIT est élevé. En effet, la réserve en eau se remplit plus lentement pour ces valeurs et si l'année n'est pas assez pluvieuse, la réserve en eau peut ne jamais se remplir totalement et donc ne jamais drainer. Lorsqu'il y a drainage, plus la RU est faible, plus les incertitudes sur le drainage cumulé diminuent, car la réserve en eau se remplit plus vite et l'impact de la teneur en eau initiale s'estompe plus vite.

- pour les années où les pluies sont abondantes en début de simulation (années humides du groupe A et année sèche 1975-1976 ; années humides en sol nu du groupe B et 2001 pour le maïs non irrigué), toutes les simulations sont drainantes et plus la RU est faible, plus les incertitudes sur le drainage cumulé diminuent, car la réserve en eau se remplit plus vite et l'impact de la teneur en eau initiale s'estompe plus vite (Figure 89). Pour les fortes valeurs de RU, les incertitudes sont plus élevées car la réserve en eau est plus longue à se remplir et l'impact de la teneur en eau initiale perdure plus longtemps.

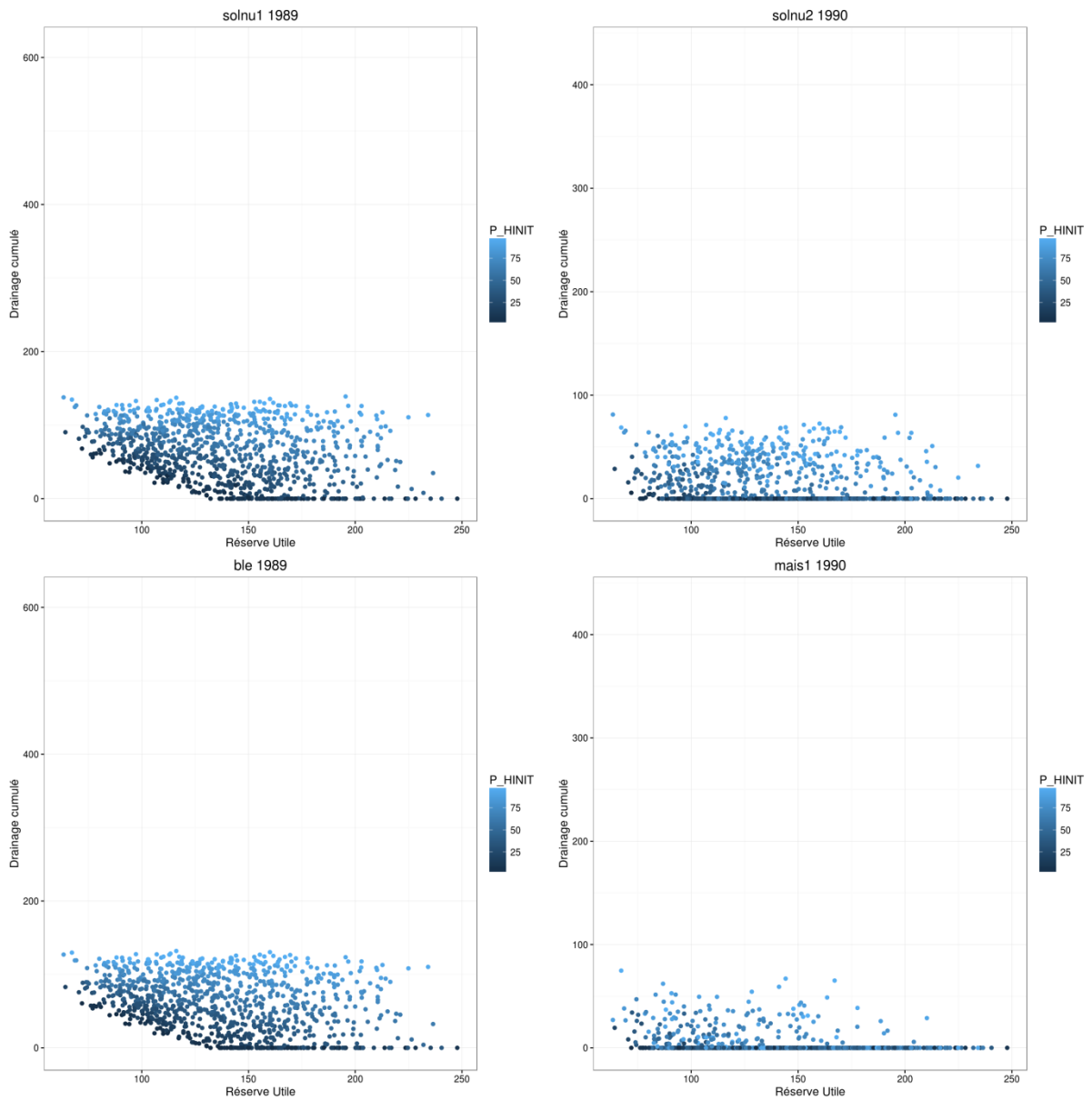


Figure 88 : drainage cumulé en fin de simulation (en mm) en fonction de la Réserve Utile du sol (en abscisses, en mm) et de la proportion de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) pour les scénarios de sol nu (en haut) du groupe A (solnu1) de l'année climatique sèche 1989-1990, à gauche, et du groupe B (solnu2) pour l'année climatique 1990, à droite, et pour les scénarios (en bas) du blé en 1989-1990, à gauche, et du maïs non irrigué en 1990, à droite.

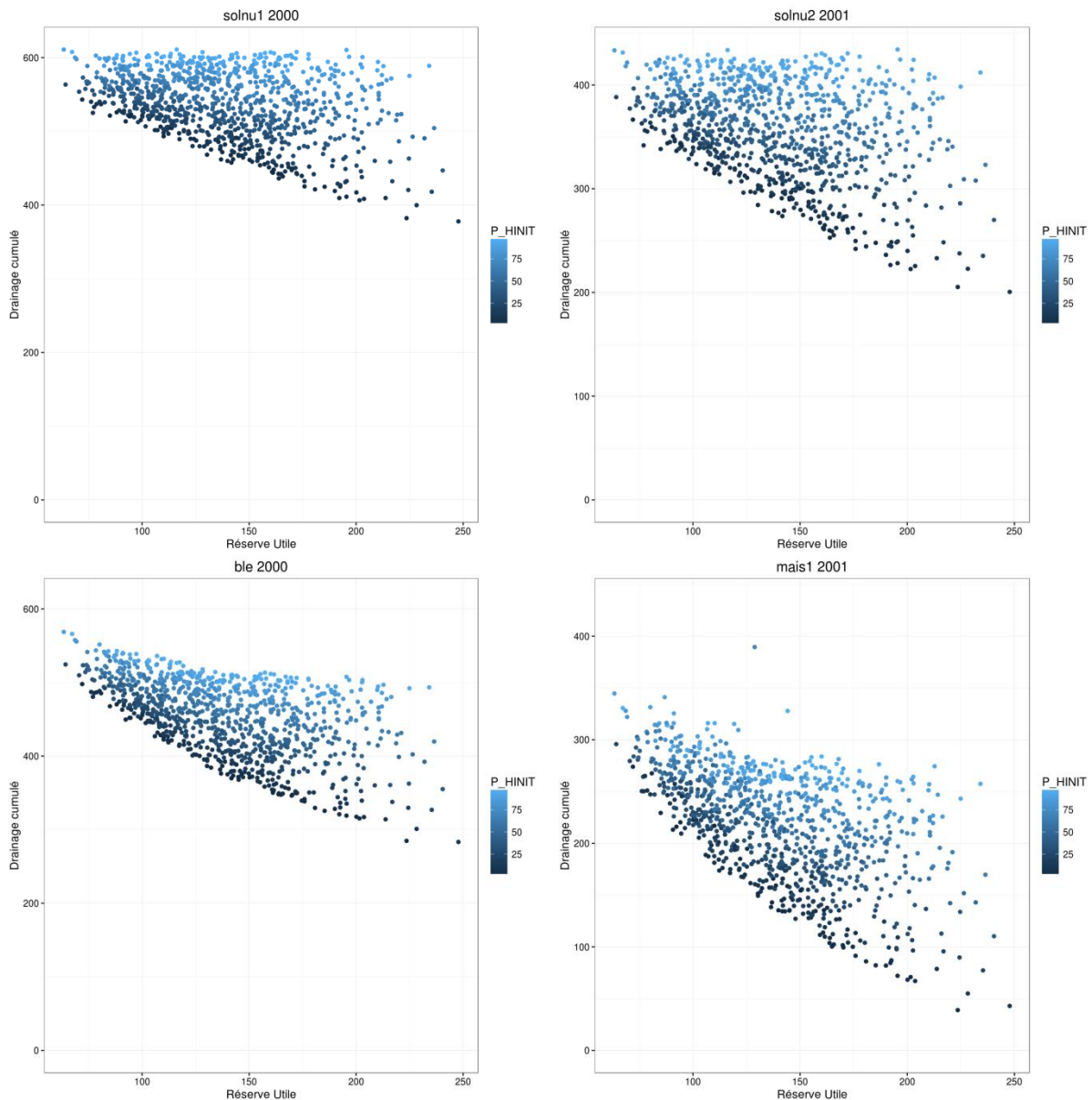


Figure 89 : drainage cumulé en fin de simulation (en mm) en fonction de la Réserve Utile du sol (en abscisses, en mm) et de la proportion de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) pour les scénarios de sol nu (en haut) du groupe A (solnu1) de l'année climatique humide 2000-2001, à gauche, et du groupe B (solnu2) pour l'année climatique 2001, à droite, et pour les scénarios (en bas) du blé en 2000-2001, à gauche, et du maïs non irrigué en 2001, à droite.

Pour la transpiration et les sorties agronomiques du modèle, les incertitudes liées à des valeurs incertaines de la RU sont très dépendantes de la culture, mais s'expriment différemment en fonction des années climatiques.

Cas des années humides

Pour le blé, la transpiration augmente en fonction de la RU jusqu'à un certain seuil puis n'évolue plus (l'amplitude de la transpiration varie ainsi de ~30 mm en 1976-1977 à ~100 mm pour 1965-1966) (Figure 90). Pour les années 1976-1977 et 2000-2001 pour lesquelles l'amplitude de la transpiration est inférieure à 80 mm, la RU n'a pas d'effet sur l'indice de surface foliaire maximal et ni sur la biomasse des organes récoltés (). Elle a, en revanche, une influence sur la biomasse des organes récoltés pour l'année 1965-1966 pour les faibles valeurs de RU (peut-être est-ce dû à un mois de mai plus sec (42,9 mm de pluie) au moment où débute le remplissage des grains).

Pour le maïs non irrigué, l'amplitude de la transpiration varie de 100 à 150 mm et varie peu en fonction de la RU (Figure 92). Pour chaque valeur de RU, les incertitudes sur la transpiration restent élevées, mais de même ordre de grandeur quelle que soit la RU. On retrouve ces éléments sur l'indice de surface foliaire maximal et sur la biomasse des organes récoltés.

Cas des années sèches

Pour le blé, la valeur de la transpiration augmente en fonction de la RU sans atteindre de seuil, et les valeurs de l'indice de surface foliaire maximal et de la biomasse des organes récoltés augmentent également (Figure 91). Cette augmentation de la transpiration s'atténue légèrement pour les fortes valeurs de RU pour les années 1989-1990 et 1963-1964, et cette atténuation s'accompagne d'une augmentation de l'incertitude pour une RU donnée ; pour ces années-là, l'indice de surface foliaire maximal et la biomasse des organes récoltés atteignent un seuil au-dessus duquel l'effet global de la RU n'est plus significatif mais pour lequel les incertitudes pour une valeur donnée de RU sont importantes.

Pour le maïs, l'amplitude de la transpiration est très élevée (plus de 200 mm pour l'année 1959) et la valeur de la transpiration est fortement variable pour une valeur de RU donnée (Figure 93). Cette variabilité est liée à la date de levée. Lorsque celle-ci est trop tardive, les valeurs de transpiration et d'indice de surface foliaire sont faibles et la RU ne montre pas d'effet significatif. Lorsque la date de levée est plus précoce (en 1959 et en 1990), on constate que les valeurs de transpiration et d'indice de surface foliaire maximal augmentent avec la valeur de la RU : pour une RU faible et des précipitations peu abondantes, la plante peut potentiellement être soumise à un stress hydrique important et elle se développe peu. Lorsque la RU est élevée, le stress hydrique est moindre et la plante se développe davantage. Pour la biomasse des organes récoltés, l'effet de la RU est peu marqué mais seule l'année 1990 a permis à certaines simulations d'atteindre la maturité physiologique.

Ces relations au stress hydrique sont donc très différentes, selon la culture, ce qui est lié à la façon dont le stress est pris en compte dans le modèle. Entre la germination et la levée, les racines et la tige croissent en fonction d'un indice de stress *HUMIRAC* qui est dépendant de la teneur en eau au point de flétrissement, de la teneur en eau à la capacité au champ, de la teneur en eau du sol et d'un paramètre de sensibilité de la plante au stress hydrique *SENSRSEC* (cf. équations 1.1 et 1.2). Ce paramètre est très différent entre blé et maïs :

- avec le blé, l'indice de stress *HUMIRAC* vaut 0 si la teneur en eau du sol est nulle (*SENSRSEC* = 0,5). La plantule peut donc croître pour des teneurs en eau inférieures à la teneur en eau au point de flétrissement ;
- avec le maïs (*SENSRSEC* = 0), *HUMIRAC* vaut 0 si la teneur en eau du sol est au point de flétrissement.

L'indice *HUMIRAC* vaut 1 si la teneur en eau du sol est à la capacité au champ. Cet indice est multiplicatif ce qui signifie que s'il vaut 1 il n'a pas d'effet et s'il est inférieur à 1, il diminue l'élongation de la tige ou la croissance des racines. Cette différence de sensibilité de la culture au stress hydrique implique qu'à une même teneur en eau du sol, la croissance du blé est plus importante que celle du maïs.

Cette plus grande sensibilité du maïs au stress hydrique explique que les dates de levée puissent être aussi tardives. Sur l'année 1976 par exemple, la teneur en eau du sol après le semis est inférieure à la teneur en eau au point de flétrissement et ne remonte au-dessus de cette teneur qu'en juillet, d'où la date de levée tardive. Cela explique l'influence du facteur *P_ZESX* sur l'incertitude de la date de levée qui est liée à un assèchement plus rapide des couches de surface lorsque *P_ZESX* est faible ; en effet, pour de faibles valeurs de *P_ZESX*, ce ne sont que les premières couches de surface qui alimentent l'évaporation du sol et la teneur en eau du sol dans le lit de semence diminue donc rapidement.

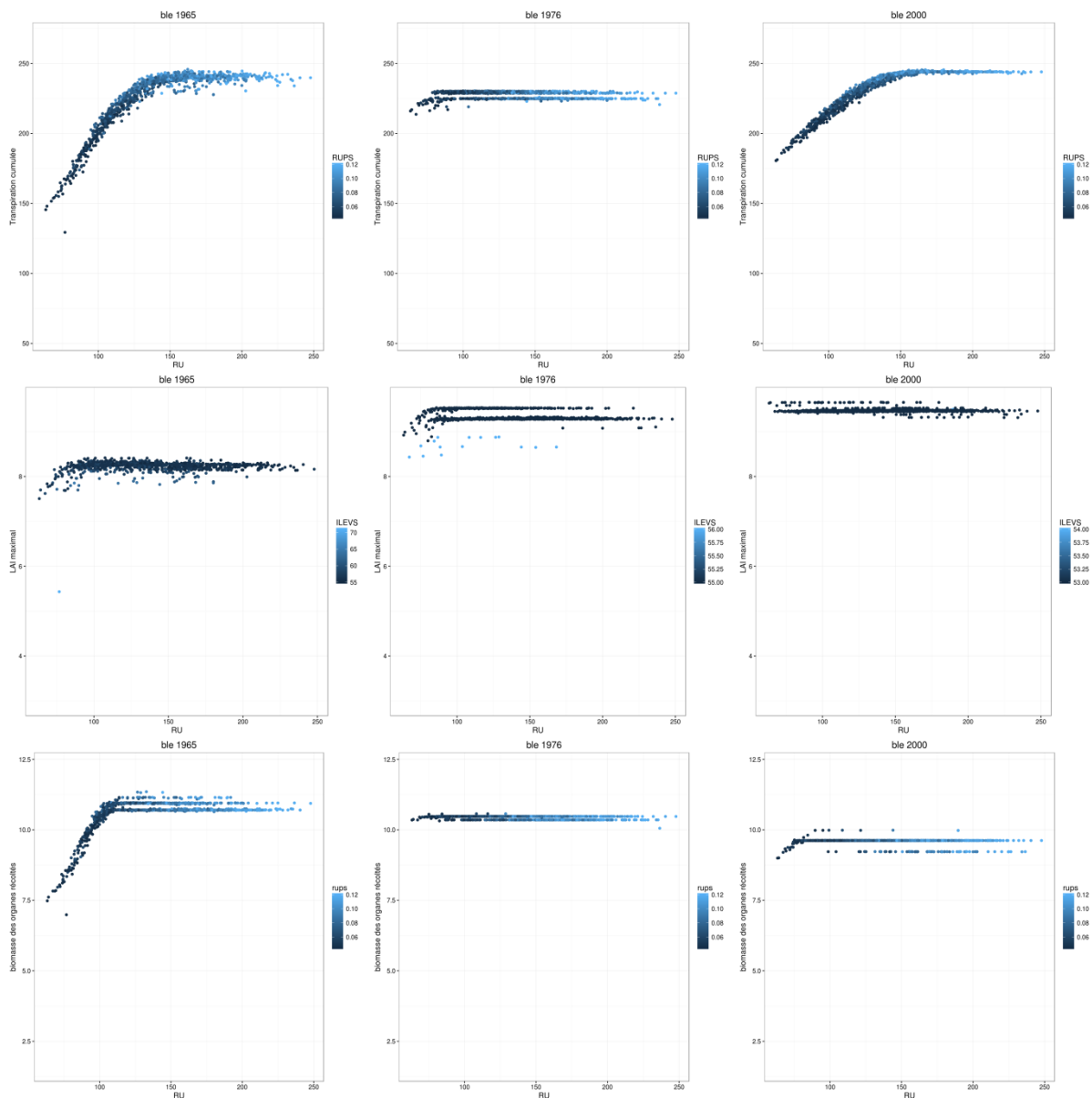


Figure 90 : transpiration cumulée à la récolte (en haut), indice de surface foliaire maximal (au milieu) et biomasse des organes récoltés à la récolte (en bas), en fonction de la Réserve Utile en eau (RU , en abscisses, en mm) et de l'humidité utile de profondeur ($RUPS$, en $g\ g^{-1}$) pour la transpiration et la biomasse des organes récoltés, ou la date de levée ($ILEVS$, en jour depuis le début de la simulation) pour l'indice de surface foliaire, pour le blé en années humides 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.

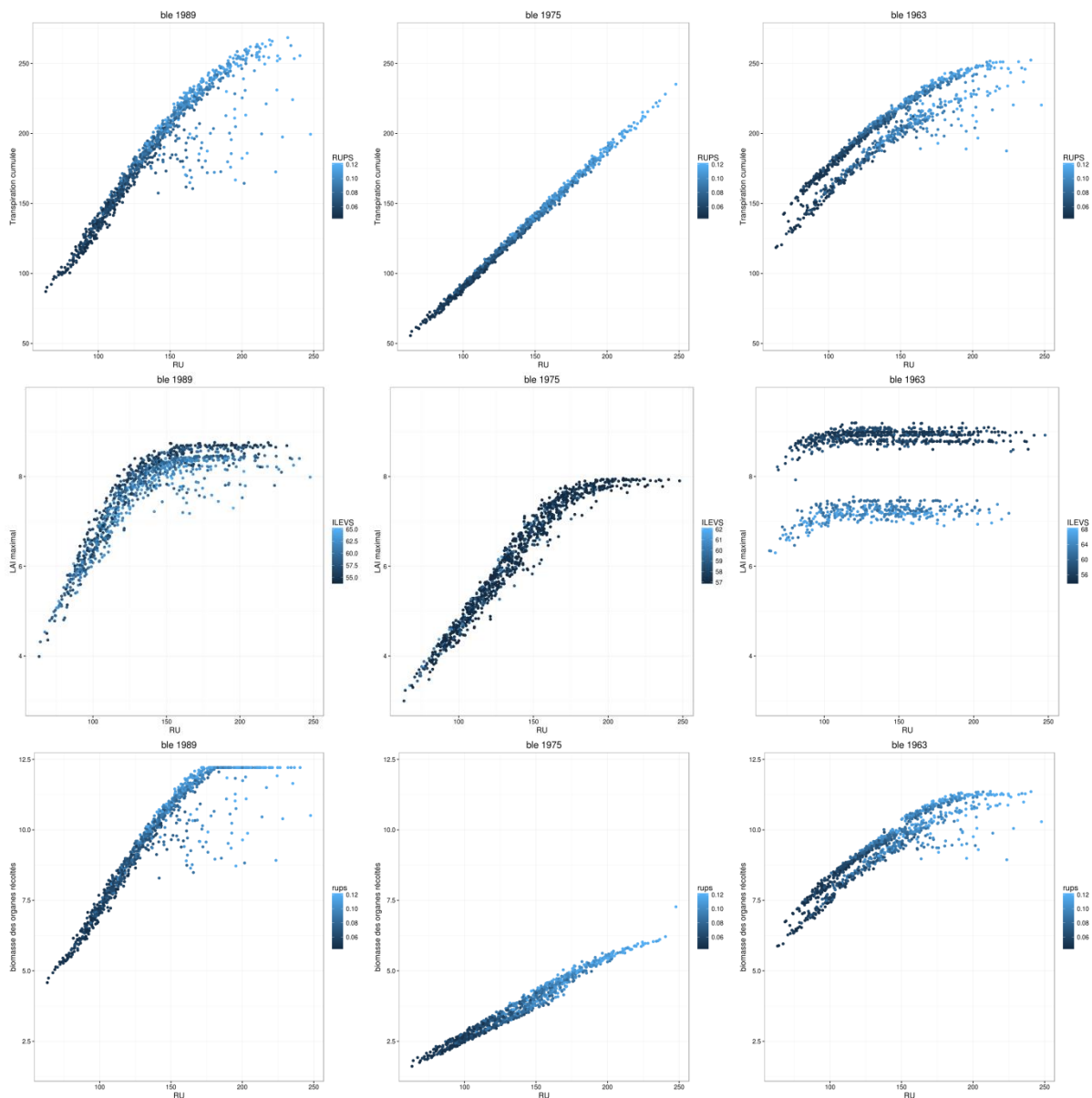


Figure 91 : transpiration cumulée à la récolte (en haut), indice de surface foliaire maximal (au milieu) et biomasse des organes récoltés à la récolte (en bas), en fonction de la Réserve Utile en eau (RU, en abscisses, en mm) et de l'humidité utile de profondeur (RUPS, en g g-1) pour la transpiration et la biomasse des organes récoltés, ou la date de levée (ILEVS, en jour depuis le début de la simulation) pour l'indice de surface foliaire, pour le blé en années sèches 1989-1990, 1975-1976 et 1963-1964.

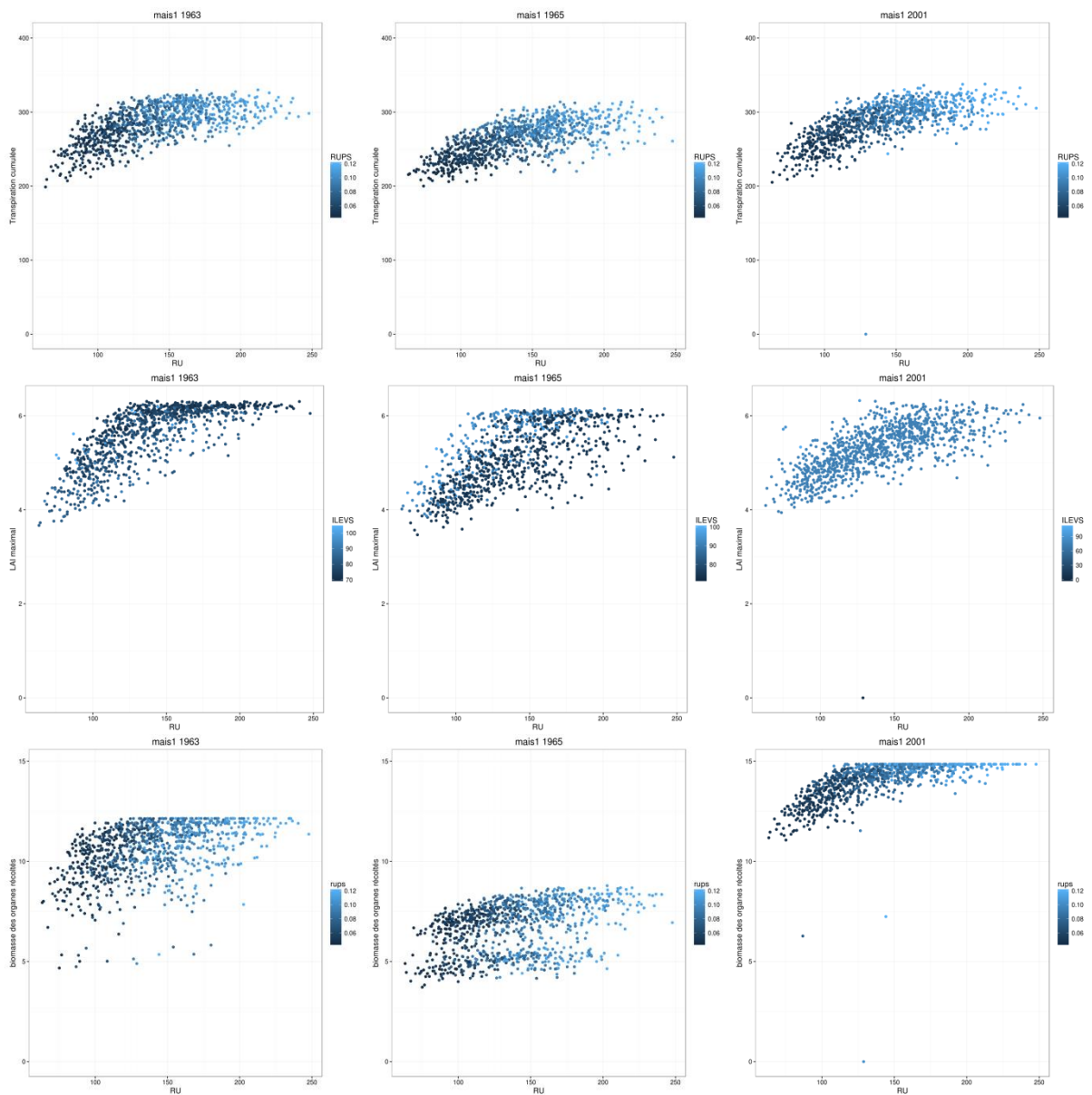


Figure 92 : transpiration cumulée à la récolte (en haut), indice de surface foliaire maximal (au milieu) et biomasse des organes récoltés à la récolte (en bas), en fonction de la Réserve Utile en eau (RU, en abscisses, en mm) et de l'humidité utile de profondeur (RUPS, en g g⁻¹) pour la transpiration et la biomasse des organes récoltés, ou la date de levée (ILEVS, en jour depuis le début de la simulation) pour l'indice de surface foliaire, pour le maïs non irrigué en années humides 1963, 1965 et 2001

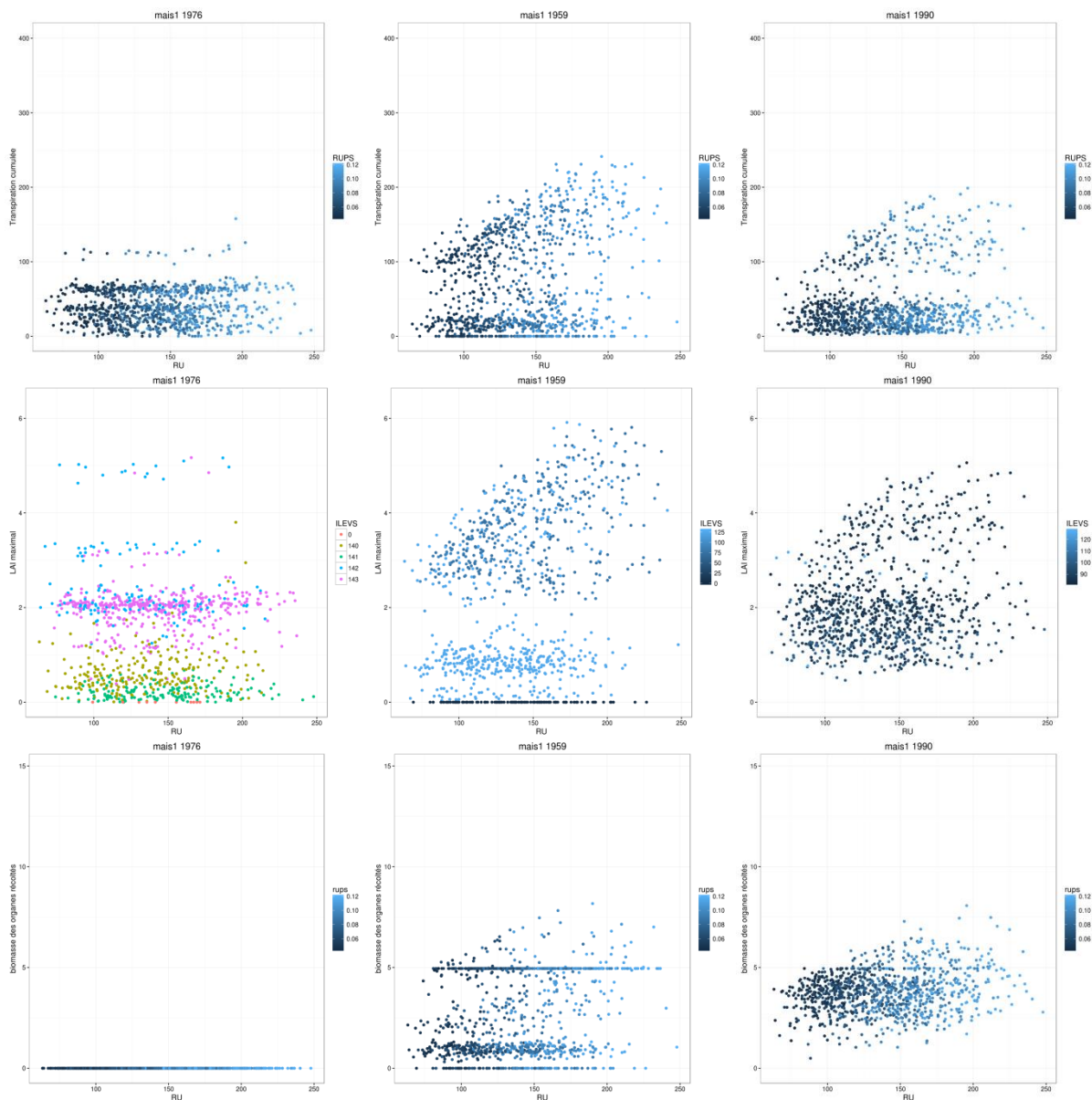


Figure 93 : transpiration cumulée à la récolte (en haut), indice de surface foliaire maximal (au milieu) et biomasse des organes récoltés à la récolte (en bas), en fonction de la Réserve Utile en eau (*RU*, en abscisses, en mm) et de l'humidité utile de profondeur (*RUPS*, en $g\ g^{-1}$) pour la transpiration et la biomasse des organes récoltés, ou la date de levée (*ILEVS*, en jour depuis le début de la simulation) pour l'indice de surface foliaire, pour le maïs non irrigué en années sèches 1976, 1959 et 1990.

3. Conclusion

Les facteurs prépondérants dans l'impact des incertitudes liées aux données sols sur les sorties du modèle sont ceux qui sont liés au dimensionnement du réservoir, à savoir la **Réserve Utile**. En effet, la Réserve Utile, propriété intégratrice de plusieurs facteurs de l'analyse d'incertitude, se révèle être un facteur déterminant dans l'impact des incertitudes liées aux données sols sur les sorties du modèle. Pour la majorité des variables de sortie, les *RU* faibles augmentent l'impact des incertitudes sur les variables de sortie comme *RSURRU* ou les variables agronomiques. Seul le **drainage cumulé** réagit de manière inverse avec des incertitudes plus faibles avec de faibles valeurs de *RU*. Cela est lié à la forte dépendance du drainage cumulé avec la teneur en eau initiale, surtout pour les valeurs élevées de teneur en eau initiale.

Sur l'UTS test et avec la méthodologie utilisée pour déterminer les incertitudes sur les facteurs de l'analyse, c'est **l'humidité utile des horizons profonds** qui se révèle être le facteur déterminant de la variation de la Réserve Utile du sol, devant la profondeur du sol.

Dans notre plan d'expérience, des apports d'eau par irrigation avaient été prévus, afin que le maïs développe un cycle complet en années sèches. Or, pour la majorité des simulations en 1976 et en 1959, la maturité physiologique n'a pu être atteinte, malgré l'irrigation, car les plantes ont germé mais la teneur en eau du sol a ensuite été trop basse pour permettre la levée. Cela démontre la **grande sensibilité à la sécheresse du module de développement de Stics entre germination et levée**, notamment pour une culture comme le maïs, plus sensible à la sécheresse que le blé. Une alternative aurait consisté à moduler la quantité d'eau d'irrigation apportée au semis afin de permettre une levée des plantules. Ce scénario aurait d'ailleurs été probablement plus en accord avec les pratiques réelles des agriculteurs.

PARTIE 4

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Chapitre 8 : Conclusion et perspectives

L'objectif de cette thèse était de développer une méthodologie d'étude de l'impact des incertitudes des paramètres sols sur les sorties du modèle Stics, lorsque ces paramètres sont estimés à partir de la base de données géographique des sols de France à 1/1 000 000. Cette méthodologie a été développée en considérant les paramètres sols de Stics liés au bilan hydrique. Elle a été testée sur une Unité Typologique de Sol (UTS) test située en Région Centre.

Dans ce chapitre conclusif, je ferai tout d'abord une synthèse de la méthodologie développée en donnant des pistes d'amélioration, puis une synthèse des résultats obtenus sur l'UTS test. Enfin, je présenterai les différentes perspectives à ce travail.

1. Retour sur la méthodologie

L'analyse d'incertitude repose sur 4 étapes (Monod *et al.*, 2006) : 1) définir les lois de distribution des facteurs incertains de l'analyse, 2) générer un échantillon de valeurs issues de ces distributions, 3) calculer les sorties du modèle à partir de cet échantillon de valeurs et 4) analyser les distributions des valeurs de sortie. Je vous propose donc ici une analyse réflexive de mes choix méthodologiques, sur la base de ces quatre étapes.

Choix des facteurs incertains

Les facteurs incertains que nous avons choisi d'analyser correspondent aux **paramètres sols du modèle Stics intervenant dans le bilan hydrique**. Afin de simplifier la liste des paramètres, nous avons opté pour une utilisation de Stics la plus simple possible, en excluant les options liées à la macroporosité, à la présence de cailloux ou de drainage artificiel. Cette option est cohérente avec l'utilisation de Stics sur de vastes territoires où ces options sont plus rarement utilisées. Nous avons également choisi de ne pas considérer les paramètres sols liés à l'azote, car l'estimation de ces paramètres avec la Base de Données Géographique des Sols de France (BDGSF) n'est pas encore au point et n'a été tentée que très récemment (Beaudoin *et al.*, 2016).

En termes de méthodologie, nous avons également choisi de considérer les paramètres analysés comme indépendants afin de faciliter une analyse de sensibilité ultérieure. Ceci nous a amené à modifier la manière d'estimer les paramètres sols à partir de la BDGSF (teneurs en eau à la capacité au champ, ZESX) afin de s'assurer de cette indépendance.

Choix des lois de distribution des facteurs incertains

Nous avons choisi d'utiliser des lois de **distribution uniformes**, car ce type de distribution est largement utilisé en analyse d'incertitude lorsque la distribution réelle est inconnue (Monod *et al.*, 2006). Plusieurs analyses d'incertitude réalisées avec le modèle Stics ou d'autres modèles ont déjà utilisé la distribution uniforme (Shen *et al.*, 2008 ; DeJonge *et al.*, 2012 ; Varella *et al.*, 2012). Cependant, d'autres auteurs ont utilisé d'autres types de distribution (normales, beta, triangulaires (Aggarwal, 1995 ; Woli *et al.*, 2013)). Le choix de la distribution a de grandes conséquences sur la distribution des variables de sortie (Warren-Hicks *et al.*, 2002 ; Monod *et al.*, 2006 ; Woli *et al.*, 2013). Cependant, Warren-Hicks *et al.* (2002) indiquent que le choix de la distribution uniforme est une alternative raisonnable au choix d'une autre forme de distribution lorsque la distribution réelle est inconnue. De plus, les bornes minimales et maximales, essentielles à la qualification d'une distribution uniforme, sont souvent plus faciles à déterminer à dire d'expert ou par l'analyse de la littérature que la forme de la distribution.

Pour la majorité des paramètres sols utilisés dans l'analyse, la distribution des valeurs est inconnue et difficile à déterminer, car nous ne disposons pas de données permettant de l'établir expérimentalement (par exemple pour *ALBEDO*, *CFES*, *ZESX*). De plus, pour les paramètres liés à l'épaisseur des horizons, nous ne disposons que des bornes des classes de profondeur de la BDGSF. Enfin, pour d'autres paramètres comme les teneurs en eau caractéristiques ou les masses volumiques apparentes, disponibles dans la base de données SOLHYDRO, les densités de probabilité obtenues sont différentes d'une classe de texture à l'autre rendant difficile le choix d'une fonction plutôt qu'une autre. De plus, au niveau de chaque UTS, la valeur moyenne réelle de chaque paramètre n'est pas connue. La distribution uniforme semble donc mieux correspondre à la connaissance réelle de la distribution des valeurs qu'une autre fonction au niveau de chaque UTS, suivant en cela les recommandations de Warren-Hicks *et al.* (2002). Mais nous sommes conscients que ce choix maximise les incertitudes (Woli *et al.*, 2013).

Détermination des bornes minimales et maximales

L'estimation des paramètres sols de Stics à partir de la BDGSF s'effectue par l'utilisation de règles ou de classes de pédotransfert, sauf pour quelques paramètres pour lesquels aucune règle n'a encore été développée (*ZESX*, *CFES*, *ZOSOLNU*). Afin d'analyser l'impact des incertitudes d'estimation de ces paramètres sur certaines variables de sortie de Stics, nous avons donc choisi de renseigner les incertitudes via les règles de pédotransfert, en les modifiant de manière à ce qu'elles puissent donner une valeur minimale et maximale pour chaque attribut en sortie de règle. Les incertitudes sont déterminées principalement par les classes de profondeur (bornes des classes) et par la variabilité des propriétés dépendant de la classe texturale. Nous avons choisi d'utiliser des sources nationales de données (DoneSol, SolHydro) pour définir les bornes minimales et maximales des taux d'argile, de limon et de sable, des masses volumiques apparentes et des teneurs en eau caractéristiques, en raisonnant par classe de texture. Par conséquent, la même incertitude est attribuée aux UTS de même classe texturale.

Les incertitudes ont donc été estimées à partir de données établies à l'échelle nationale et n'ont pas été régionalisées. Cela est cohérent avec le système actuel des règles de pédotransfert. Régionaliser les incertitudes nécessiterait une modification en profondeur des règles actuelles.

Bien que la méthodologie ait été mise au point et testée sur une Unité Typologique de Sol (UTS) test située en Région Centre-Val-de-Loire, notre méthode d'estimation des incertitudes des paramètres sols de Stics a été développée pour une application sur toutes les UTS (cf. annexe 4) (à l'exception des sols de texture organique qui sont en dehors du domaine de validité de Stics).

Sur l'UTS test, les bornes des paramètres sols sont du même ordre de grandeur que celles utilisées par Varella *et al.* (2012) pour la teneur en argile, l'albédo, le paramètre Q0 et les teneurs en eau à la capacité au champ (Tableau 67). Cependant, les bornes maximales que nous avons utilisées pour les masses volumiques apparentes sont beaucoup plus élevées que celles de Varella *et al.* (2012) : 1,62 g.cm⁻³ en surface et 1,68 g.cm⁻³ en profondeur pour l'UTS test contre 1,42 g.cm⁻³ en surface et 1,59 g.cm⁻³ en profondeur pour Varella *et al.* (2012). Varella *et al.* (2012) utilisent donc des masses volumiques apparentes dont l'étendue est de 0,2 g cm⁻³, ce qui correspond à une variation de ±10 % autour de la valeur centrale de la gamme. Pour l'UTS test, l'étendue est deux fois plus importante et correspond à une variation de ±21 % en surface et ±18 % en profondeur. Avec la base de données Solhydro, nous obtenons des étendues du même ordre sur les autres classes de texture, sauf pour la classe 5 (très fine) mais pour laquelle on dispose de peu d'horizons (2 et 6 horizons respectivement en surface et profondeur). Les étendues sont comprises entre 0,4 et 0,6 g cm⁻³, représentant des variations entre 18 et 30 % pour les quatre classes de texture, tant en surface qu'en profondeur, à l'exception de la classe de texture 5 où l'étendue est de 0,14 g cm⁻³ en surface (7 %) et de 0,25 g cm⁻³ en profondeur (13 %). On peut donc penser que les incertitudes sur les masses volumiques apparentes que nous avons appliquées sont peut-être un peu trop importantes au regard de ce qui

est utilisé habituellement, Varella *et al.* (2012) ayant des incertitudes du même ordre de grandeur que celle d'autres auteurs (Dubus *et al.*, 2003 ; Ma *et al.*, 2004 ; DeJonge *et al.*, 2012).

Tableau 67 : comparaison des bornes des paramètres sols de Stics utilisées pour l'UTS test et celles utilisées par Varella *et al.* (2012).

* : pour l'UTS test, la teneur en eau à la capacité au champ est calculée à partir de la teneur en eau au point de flétrissement et de l'humidité utile. Les bornes mentionnées correspondent à celles obtenues après ce calcul.

Paramètre	Signification	Bornes pour l'UTS test	Bornes de Varella <i>et al.</i> (2012)
ARGI	Teneur en argile décarbonatée (%)	5,1-35,0	14-37
ALBEDO	Albédo du sol sec (-)	0,13-0,31	0,13-0,31
Q0	Cumul d'évaporation au-dessus duquel l'évaporation du sol décroît (mm)	8,0-10,8	7,5-14,5
DAF(1)	Masse volumique apparente de surface	1,20-1,62	1,22-1,42
DAF(2)	Masse volumique apparente de profondeur	1,33-1,68	1,39-1,59
HCCF(1)*	Teneur en eau à la capacité au champ de surface (% pondéral)	12-29	14-30
HCCF(2)*	Teneur en eau à la capacité au champ de profondeur (% pondéral)	11-28	14-30

Méthode d'échantillonnage

Pour générer les échantillons de valeurs des paramètres d'entrée du modèle Stics, j'ai choisi d'utiliser la méthode de Monte Carlo, car c'est une méthode simple à mettre en œuvre, largement utilisée en analyse d'incertitudes (Monod *et al.*, 2006). Cependant, elle présente quelques inconvénients : elle est sensible à la fonction de distribution de probabilité choisie pour les paramètres étudiés, et elle requiert un nombre important de simulations, ce qui peut être limitant en temps de calcul.

J'ai choisi de faire 1000 simulations ; elles sont réalisées, pour un scénario donné, en 15 à 20 minutes. Cette durée, pour une seule UTS, semble raisonnable. La figure 94 représente la variation de l'écart-type du drainage cumulé en fin de simulation en fonction du nombre de simulations réalisées pour le maïs non irrigué en 2001. On observe une relative stabilité du résultat dès 400 simulations, montrant que le nombre choisi de 1000 simulations permet bien d'atteindre une stabilité du résultat.

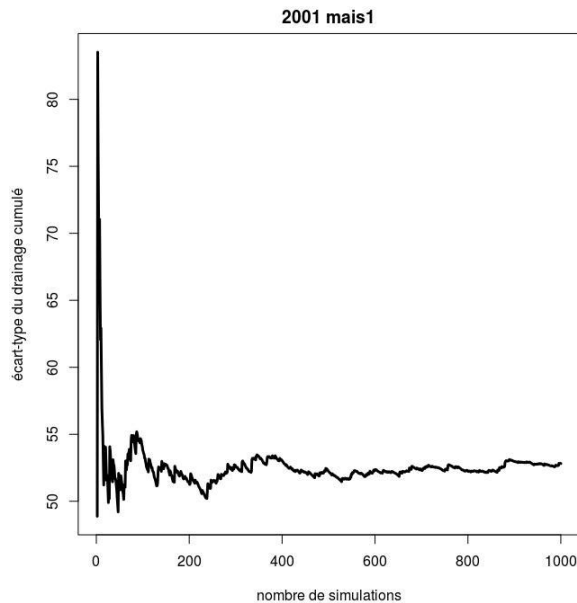


Figure 94 : écart-type du drainage cumulé en fin de simulation en fonction du nombre de simulations pour le maïs non irrigué en 2001.

Choix des scénarios

Nous avons choisi de réaliser l'analyse d'incertitude sur plusieurs scénarios combinant 3 années sèches et 3 années humides avec des cultures différentes (blé, maïs). En effet, les analyses de sensibilité précédentes qui ont pu être réalisées sur le modèle Stics (Ruget *et al.*, 2002 ; Varella *et al.*, 2010 ; Varella *et al.*, 2012) ont montré que le modèle était sensible à certains paramètres sols de manière différente selon le scénario, notamment selon le type de climat (sec ou humide) et selon la culture (culture de printemps ou culture d'hiver). Nous avons également choisi de comparer les analyses réalisées sous culture avec un sol nu afin de mieux comprendre l'effet de la culture sur les résultats.

Contrairement aux études précédentes sur le modèle Stics, nous avons choisi de caractériser les climats secs et humides par trois années climatiques au lieu d'une seule afin que l'effet climat sec ou humide ne soit pas influencé par une année particulière. En effet, au sein d'un même type de climat, certaines années présentent des caractéristiques saisonnières qui les différencient des autres années du même type et qui ont des conséquences importantes sur les incertitudes des variables de sortie. On peut citer, par exemple, pour les scénarios du groupe A, l'année sèche 1975-1976, qui présente un automne plus pluvieux que les années sèches 1989-1990 et 1963-1964. Ainsi, l'effet de l'état hydrique initial du sol sur les sorties du modèle s'estompe rapidement cette année-là, car le sol revient vite à la capacité au champ. Les incertitudes absolues et/ou relatives des sorties du modèle sont donc plus faibles que pour les autres années sèches.

Concernant les cultures, notre choix s'est porté sur le blé tendre d'hiver - culture semée en automne et récoltée en début d'été – et le maïs - culture semée au printemps et récoltée à l'automne, car ces cultures présentent des sensibilités différentes à la sécheresse et sont soumises à des périodes de sécheresse différentes. De plus, elles sont parmi les cultures les plus cultivées en France. Le blé étant récolté en début d'été, il échappe aux périodes de sécheresse estivale, mais pourra, par contre, être soumis à des sécheresses printanières. Le maïs est semé au printemps et a son plein développement en été. Il pourra donc être soumis à des sécheresses printanières et estivales. Ruget *et al.* (2002), dans leur analyse de sensibilité de Stics, ont d'ailleurs utilisé ces deux cultures et ont montré une sensibilité différente du modèle Stics aux paramètres sols analysés (teneur en eau à la capacité au champ de l'horizon 1 et Q0 pour le bilan hydrique) selon la culture : le maïs s'est révélé sensible aux paramètres sols liés au bilan hydrique tandis que le blé était plus sensible à ceux du bilan azoté. Dans

leur analyse, Varella *et al.* (2010, 2012) ont également utilisé le blé, mais avec la betterave au lieu du maïs car leur étude se situait en Picardie où la betterave sucrière est une des cultures majoritaires. La betterave est également une culture qui se récolte en automne et qui a donc son plein développement en été. Là encore, la sensibilité du modèle Stics aux incertitudes sur les paramètres sols est différente selon les cultures. Par exemple, en climat sec, les sorties du modèle Stics analysées par Varella *et al.* (2012) pour la betterave (indice de surface foliaire, quantité d'azote absorbé par la plante, rendement et teneur en azote minéral) sont toutes fortement affectées par les incertitudes des paramètres sols alors que, pour le blé, seules trois des variables de sortie sont affectées (indice de surface foliaire, teneur en protéine du grain, rendement).

En termes d'itinéraire technique pour le blé comme le maïs, nous avons choisi un itinéraire technique moyen cohérent avec les études précédentes (Justes *et al.*, 2012) et avec l'enquête Pratiques culturales 2006 (Agreste). Les dates de fertilisation ont été fixées à des stades et non à dates fixes de manière à permettre une adaptation à l'année climatique suivant en cela ce qui avait été réalisé dans le projet Climator (Brisson et Levrault, 2010).

Pour les scénarios de maïs, nous avons introduit deux scénarios d'irrigation, présentant des difficultés de culture en années sèches. Nous avons proposé un scénario d'irrigation restreinte correspondant à un seuil de stress hydrique de 50 % et un autre avec un seuil de stress hydrique de 80 %, représentant un scénario d'irrigation optimale. L'utilisation du mode d'irrigation automatique de Stics permet, là aussi, une adaptabilité à l'année climatique. Cependant, l'irrigation automatique ne se déclenche qu'une fois la plante levée. Pour permettre cette levée, un apport d'eau est réalisé au semis qui est dépendant d'un paramètre général de Stics que nous n'avons pas modifié. Son rôle est de permettre de lever la contrainte hydrique à la germination. Cependant, sur les simulations réalisées sur l'UTS test, cette difficulté n'a pas pu être levée comme attendu. Une analyse plus précise a même montré que cet apport d'eau avait retardé davantage la levée sur certaines simulations. Il serait donc nécessaire, pour la suite de cette étude, de réviser la valeur de ce paramètre.

Analyse des résultats

Notre analyse des résultats a porté essentiellement sur les écarts-types comme indicateurs des incertitudes absolues et sur les coefficients de variation comme indicateurs des incertitudes relatives. Cependant, nous avons également calculé d'autres métriques comme la médiane, le 1^{er} et le 3^e quartile dont les résultats sont présentés dans la thèse et qui peuvent parfois être intéressants à analyser surtout pour les variables présentant des valeurs à 0 qui ont un statut différent des valeurs non nulles. C'est le cas par exemple de la date de levée. La valeur 0 signifie que la levée n'a pas eu lieu alors que la valeur non nulle correspond à une date de levée. Les moyennes ou les écarts-types ont été calculés en incluant les valeurs nulles et sont dès lors plus difficiles à interpréter.

Par ailleurs, nous avons choisi de focaliser notre analyse soit sur la valeur en fin de simulation ou à la récolte pour les variables cumulées, soit sur la valeur moyenne calculée sur l'ensemble de la période de simulation pour les variables journalières. Cela a peut-être sous-estimé l'influence de certains paramètres sur les incertitudes, notamment en années humides. Varella *et al.* (2012) ont analysé la sensibilité du modèle à des stades phénologiques différents, montrant que, selon les stades, les paramètres ayant le plus d'influence sur les sorties ne sont pas les mêmes. Par exemple, pour le blé, en climat sec et sur un sol peu épais, la teneur en eau initiale explique plus de 90 % de la variance de l'indice de surface foliaire au stade AMF (stade du taux maximum de croissance foliaire correspondant au démarrage de l'élongation de la tige), mais cet effet disparaît au stade de l'indice de surface foliaire maximal et à la floraison au profit de l'épaisseur de l'horizon 2 et de la teneur en eau à la capacité au champ de l'horizon 1.

La méthodologie développée dans cette thèse a permis de déterminer un protocole de simulation et de développer les outils permettant l'analyser l'impact des incertitudes des paramètres sols de Stics

estimés à partir de la BDGSF. Elle a été définie pour une application à l'ensemble des UTS de la BDGSF, même si elle n'a été testée que sur une seule UTS. Même si certains choix ont eu pour conséquence une maximisation des incertitudes, la méthodologie permet toutefois de classer les variables de sortie vis-à-vis de leur sensibilité aux paramètres sols.

2. Synthèse des résultats obtenus sur l'UTS test

L'application sur l'UTS test de la méthode élaborée dans le cadre de cette thèse a permis de montrer que les incertitudes des paramètres sols de Stics estimés à partir de la BDGSF ont un impact différent selon les variables de sortie du modèle et selon les scénarios.

Un **effet climatique** est observé, avec des incertitudes absolues plus élevées en climat sec qu'en climat humide pour l'évaporation journalière et cumulée, le rapport RSURRU, la transpiration cumulée, l'indice de surface foliaire maximal, la biomasse aérienne et la biomasse des organes récoltés. Pour le drainage journalier et le drainage cumulé, l'effet climatique est inverse avec des incertitudes absolues plus faibles en climat sec qu'en climat humide, dues à un nombre important de simulations sans drainage. Pour les teneurs en eau, les incertitudes absolues sont plus faibles en climat sec qu'en climat humide pour l'horizon de surface avec les scénarios du groupe A (blé et sol nu associé) quelle que soit l'année. C'est également le cas avec les scénarios du groupe B (maïs non irrigué et sol nu associé) pour la majorité des années. A contrario, pour l'horizon 3, les incertitudes absolues sont plus élevées en climat sec qu'en climat humide pour la majorité des scénarios tant pour le groupe A que le groupe B. Pour les incertitudes relatives, elles sont, dans la grande majorité des scénarios, plus élevées en climat sec qu'en climat humide, pour l'ensemble des variables (Tableau 68). Les incertitudes sur les paramètres sols s'expriment donc de manière plus intense en climat sec qu'en climat humide, ce qui a été également observé par Varella *et al.* (2012).

Cependant, la **saisonnalité des pluies** peut moduler l'effet climatique, notamment pour les variables de sortie plus sensibles à l'état hydrique initial (drainage cumulé, rapport RSURRU) lorsque les pluies sont importantes en début de simulation. C'est le cas par exemple de l'année 1975-1976 qui présente un automne plus pluvieux que les deux autres années sèches. Une analyse par saison, ou selon d'autres critères décrivant mieux l'hétérogénéité intra-annuelle du climat, pourrait permettre de mieux analyser l'impact des incertitudes sur les sorties selon les types de climat comme l'ont fait par exemple Woli *et al.* (2013).

Un **effet occupation du sol** est également observé avec un effet climatique d'autant plus marqué que le scénario débute au printemps (groupe B). La présence d'une culture exacerbe également l'effet climatique surtout en culture de printemps. Varella *et al.* (2012) observent également des effets plus importants avec la betterave qu'avec le blé sur l'indice de surface foliaire maximal et le rendement.

Les variables de sortie de Stics ne réagissent pas toutes de la même façon aux incertitudes sur les paramètres sols (Tableau 68). Quels que soient les scénarios, l'évaporation cumulée présente des incertitudes relatives faibles (< 25 %) et est la variable de sortie où l'effet des incertitudes sols s'exprime le moins. Le drainage cumulé présente des incertitudes relatives modérées à très fortes, et d'autant plus fortes que les années sont sèches dès le début de la période de simulation.

Les teneurs en eau du sol présentent des incertitudes faibles pour la majorité des scénarios notamment en profondeur. Elles peuvent devenir modérées pour certaines années, et pour le groupe B (maïs et sol nu correspondant) uniquement. Les incertitudes absolues des teneurs pondérales en eau sont de l'ordre de 3,2 à 3,9 % et les incertitudes relatives de l'ordre de 18 à 32 %, largement au-dessus des erreurs de prédiction absolues et relatives (respectivement de 2,9 % et de 10 % sur l'horizon de surface) évaluées par Coucheney *et al.* (2015) sur un ensemble contrasté de situations agropédologiques, avec le paramétrage standard de Stics (version 8.2.2).

Pour le rapport RSURRU, la transpiration cumulée, l'indice de surface foliaire maximal, la biomasse aérienne et la biomasse des organes récoltés, les incertitudes relatives sont faibles en années

humides pour tous les scénarios, et deviennent plus élevées en années sèches. Le blé présente néanmoins des incertitudes relatives qui restent faibles dans la majorité des cas tandis qu'elles deviennent modérées à fortes avec le maïs non irrigué.

Les incertitudes absolues pour la biomasse aérienne sont, pour le blé, en années humides entre 0,2 et 2,1 t ha⁻¹, ce qui donne des incertitudes relatives entre 1 et 8 %. On se situe alors en deçà de l'erreur de prédiction évaluée à 3,5 t ha⁻¹ soit 35 % (Coucheney *et al.*, 2015). Par contre, en années sèches, les incertitudes absolues du blé (2,6 à 4,5 t ha⁻¹) sont du même ordre de grandeur que l'erreur de prédiction estimée par Coucheney *et al.* (2015), et les incertitudes relatives (12 à 24 %) restent par contre inférieures à l'erreur relative de prédiction. Avec le maïs, en années humides, les incertitudes absolues sont plus élevées (de 0,8 à 1,4 t ha⁻¹) qu'avec le blé mais restent néanmoins inférieures à l'erreur de prédiction obtenue par Coucheney *et al.* (2015), surtout avec irrigation. Les incertitudes relatives (entre 4 et 7 %) sont, elles, nettement inférieures à l'erreur de prédiction. En années sèches, pour le maïs non irrigué, les incertitudes absolues présentent une forte variabilité selon les années, pouvant être inférieures (1,8 t ha⁻¹ en 1976 et 1,6 t ha⁻¹ en 1990) ou similaires (3,7 t ha⁻¹ en 1959) à l'erreur de prédiction estimée par Coucheney *et al.* (2015). Les incertitudes relatives sont supérieures à l'erreur relative du modèle en 1976 et en 1959 tant en maïs non irrigué qu'irrigué mais, en 1990, elles sont inférieures avec le maïs non irrigué (28 %) et du même ordre de grandeur avec l'irrigation (32 et 35 %).

Pour la biomasse des organes récoltés, les erreurs de prédiction absolues et relatives ont été évaluées par Coucheney *et al.* (2015) à 2,4 t ha⁻¹ et 38 %. Avec le blé, on observe des incertitudes absolues (entre 0,1 et 2 t ha⁻¹) et relatives (entre 0,5 et 27 %) inférieures à l'erreur de prédiction tant en absolu qu'en relatif. Cependant, en années sèches, les incertitudes sont plus élevées et peuvent être assez proches de l'erreur absolue de prédiction (2 t ha⁻¹ en 1989-1990). Avec le maïs non irrigué, on observe des incertitudes absolues et relatives plus faibles que l'erreur de prédiction sauf en 1959 où l'incertitude relative est le double de l'erreur relative de prédiction. Avec l'irrigation, en années sèches, les incertitudes absolues et relatives sont plus élevées que l'erreur de prédiction. Elles restent inférieures en années humides.

Tableau 68 : schéma de répartition par classes d'incertitudes relatives des variables de sortie selon les scénarios.

En vert, scénarios du groupe A (blé et sol nu associé), en bleu scénarios du groupe B (maïs et sol nu associé)

Variable	Faible (< 25 %)	Modérée (25-50 %)	Forte (50-100 %)	Très forte (> 100 %)
évaporation cumulée	tous scénarios groupe A			
	tous scénarios groupe B			
drainage cumulé	années humides groupe A			
		années sèches sol nu groupe A 1975-1976 + 1963-1964	1989-1990	
		années sèches blé groupe A 1975-1976	1963-1964 + 1989-1990	
	année humide sol nu groupe B 2001 + 1965	1963		
	année humide maïs non irrigué 2001	1965	1963	
			années sèches sol nu groupe B 1959	1976 + 1990
				années sèches maïs non irrigué
teneur en eau de l'horizon 1	tous scénarios groupe A			
	années humides groupe B			
	années sèches groupe B 1959	1976 + 1990		
teneur en eau de l'horizon 2	tous scénarios groupe A			
	années humides groupe B			
	années sèches sol nu groupe B 1959	1976 + 1990		
		années sèches maïs non irrigué		
teneur en eau de l'horizon 3	tous scénarios groupe A			
	tous scénarios sol nu groupe B			
	années humides maïs non irrigué	années sèches maïs non irrigué 1959	1976 + 1990	
RSURRU	années humides groupe A			
	années sèches sol nu groupe A			
	années sèches blé 1975-1976	1963-1964 1989-1990		
	années humides groupe B		années sèches sol nu groupe B 1959	1976 + 1990
				années sèches maïs non irrigué
transpiration cumulée	années humides blé			
	années humides maïs non irrigué			
	années sèches blé 1989-1990 + 1963-1964	1975-1976	année sèches maïs non irrigué	
indice de surface foliaire biomasse aérienne	tous scénarios blé			
	années humides maïs non irrigué	années sèches maïs non irrigué 1990	1976 + 1959	
biomasse des organes récoltés	années humides blé			
	années sèches blé 1989-1990 + 1963-1964	1975-1976		
	années humides maïs non irrigué	années sèches maïs non irrigué 1990	1959	

L'état hydrique initial s'est avéré un facteur prépondérant pour expliquer les variations de certaines sorties du modèle (rapport RSURRU, drainage cumulé). Il faut noter cependant que les simulations ne démarrent pas au semis, mais plus d'un mois avant le semis. Dans d'autres conditions de simulation, la teneur en eau initiale pourrait donc avoir un effet encore plus important. Pour pallier l'effet de la teneur en eau initiale, certains recommandent de faire préalablement un temps de chauffe (Chanzy *et al.*, 2008) ; cela n'est pas toujours possible, notamment lors de simulations à court terme, par exemple sur une seule saison culturale. Faire un temps de chauffe pour un modèle comme Stics suppose de définir également une culture avec ses pratiques culturales, etc. Or, selon la culture et les pratiques choisies, on n'aura vraisemblablement pas les mêmes effets sur la teneur en eau d'une part, mais surtout sur le reliquat azoté, l'initialisation de Stics ne concernant pas que l'eau du sol. De plus, en années très sèches, une année culturale n'est pas toujours suffisante pour effacer l'impact de la teneur en eau initiale, et le choix de la durée de temps de chauffe peut complexifier le travail de modélisation. Il ne faut pas oublier que la BDGSF est généralement utilisée pour des modélisations sur de vastes territoires où le nombre d'unités de simulation, issues du croisement entre les données sols, les données climatiques et les données sur les cultures, est important et peut parfois devenir limitant en temps de calcul.

Les incertitudes sur les paramètres sols à l'échelle de l'UTS test sont importantes avec une Réserve Utile variant entre 63 et 248 mm. Avec notre méthode, la variation de la Réserve Utile est d'abord expliquée par la variation de **l'humidité utile des horizons profonds** et ensuite par la profondeur du sol. Cela est contradictoire avec ce qui est couramment admis concernant la variation spatiale de la Réserve Utile, pour laquelle la profondeur du sol est souvent désignée comme le facteur prépondérant. Le résultat que nous avons obtenu est sans doute lié à la méthodologie utilisée et mériterait d'être confrontée à la réalité de terrain. Il montre cependant l'importance des teneurs en eau caractéristiques puisque leurs incertitudes influent sur les sorties du modèle. La fonction de pédotransfert utilisée pour l'estimation des teneurs en eau caractéristiques aura donc un impact important sur les sorties du modèle et devra être choisie avec soin.

Les incertitudes sur la Réserve Utile ont un impact important sur plusieurs variables de sortie de Stics (drainage cumulé, indice de surface foliaire, biomasses, transpiration, rapport RSURRU) avec, pour certaines variables, des effets de seuil (indice de surface foliaire, transpiration, drainage cumulé) plus ou moins marqués selon les années et les cultures.

Cependant, l'analyse de la relation entre facteurs incertains et variables de sortie a concerné essentiellement la recherche d'effets plus ou moins linéaires. Une analyse de sensibilité permettrait de quantifier les effets des facteurs ainsi que leurs interactions.

Ce travail n'a également pas tenu compte de toutes les incertitudes liées aux paramètres sols de Stics : nous n'avons considéré les paramètres hydriques que dans le mode d'utilisation de Stics le plus simple possible, sans tenir compte de l'effet des cailloux, ni de certaines options (macroporosité, remontées capillaires, etc.). De plus, nous avons réalisé les simulations sans tenir compte de tous les stress que le modèle Stics peut simuler, notamment le stress azoté. Le blé étant sensible à l'azote, les incertitudes s'exprimeront peut-être différemment avec stress azoté. Le stress lié à l'engorgement du sol pourrait également, notamment en années humides, avoir un effet non négligeable. Enfin, nous avons considéré que la BDGSF était vraie, mais nous savons qu'elle est elle-même entachée d'incertitudes sur les propriétés des UTS, sur la composition des UCS et sur leurs limites. Il est également probable que l'occupation du sol joue un rôle sur la variabilité de certaines propriétés y compris sur les propriétés hydriques comme l'ont montré Cousin *et al.* (2014) sur le site de Lusignan. Or, cette dimension n'a pas encore été prise en compte dans les estimations des paramètres sols de Stics.

3. Perspectives

L'utilisation de la Base de Données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000 (BDGSF) couplée à un modèle nécessite d'estimer les paramètres sols du modèle à partir des données des Unités Typologiques de Sol (UTS), de définir les unités de simulation par croisement géographique avec d'autres sources de données (climat, occupation du sol, etc.) et de choisir le mode d'agrégation des résultats pour un rendu cartographique. Dans le cadre de cette thèse, nous nous sommes intéressés au premier point, à savoir l'estimation des paramètres sols d'un modèle en prenant comme exemple le modèle de culture Stics et nous avons développé une méthode permettant d'estimer l'impact des incertitudes des paramètres sols sur les sorties de ce modèle. Les perspectives à ce travail de thèse sont donc de plusieurs ordres : 1) poursuivre l'étude méthodologique développée dans la thèse, 2) l'appliquer à l'ensemble de la BDGSF, 3) l'étendre à d'autres modèles, 4) explorer d'autres bases de données sur les sols.

Poursuivre l'étude méthodologique développée dans la thèse :

Plusieurs pistes d'amélioration de la méthodologie peuvent être envisagées notamment au travers du choix des fonctions de distribution des facteurs incertains et de la détermination des bornes minimales et maximales, des méthodes d'échantillonnage et de l'analyse des résultats.

Comme l'ont montré Warren-Hicks *et al.* (2002) ou Monod *et al.* (2006), la forme des distributions choisies pour réaliser l'analyse d'incertitude à l'aide d'une méthode de Monte Carlo revêt une grande importance sur la forme des distributions et la gamme de variation des variables de sortie du modèle. Une analyse de la sensibilité des résultats à la fonction de distribution pourrait être réalisée dans un premier temps. Dans un second temps, des travaux permettant de mieux préciser la forme des distributions des paramètres pourraient également être envisagés. On pourrait s'appuyer notamment sur plusieurs projets de recherche qui sont actuellement en cours pour améliorer la connaissance de la variabilité des propriétés hydriques des sols français (projet ANR RUEdesSOLS, projet Ademe de mesures des propriétés hydriques sur le RMQS). Les résultats de ces projets permettront d'augmenter le nombre d'horizons dont les propriétés hydriques sont mesurées, ce qui fournira un nombre suffisant d'horizons par classe, augmentera la représentativité spatiale des horizons mesurés et permettra le développement de fonctions de pédotransfert mieux adaptées.

Il pourrait également être intéressant de comparer différentes fonctions de pédotransfert pour l'estimation des paramètres sols afin d'évaluer l'impact de leurs incertitudes sur les sorties du modèle.

L'échantillonnage aléatoire pourrait être amélioré en utilisant des méthodes qui parcourent mieux l'espace des facteurs comme l'échantillonnage en hypercube latin (LHS - latin hypercube sampling) par exemple. Ce type d'échantillonnage permettrait de diminuer le nombre d'échantillons, ce qui serait intéressant pour la réalisation de l'analyse d'incertitude sur l'ensemble de la BDGSF.

Nous avons choisi d'utiliser une méthode applicable à des facteurs indépendants pour faciliter une analyse de sensibilité qui pourrait être faite ultérieurement. Nous avons donc négligé les corrélations entre facteurs comme, par exemple, entre la teneur en argile et la masse volumique apparente. Pour l'analyse d'incertitude, la réalisation d'un échantillonnage sur des fonctions de distribution multivariées permettrait d'améliorer l'analyse en tenant compte des dépendances entre facteurs.

L'utilisation de méthodes d'analyse multifactorielle pourrait également permettre une analyse plus synthétique des variables de sortie. Une Analyse en Composantes Principales (ACP) sur les incertitudes absolues a été réalisée à titre d'exemple (Figure 95, Figure 96) et montre la pertinence de telles analyses. Elle permet d'analyser l'ensemble des scénarios pour les variables de sortie de Stics liées au bilan hydrique. Les variables liées à la culture ne sont pas analysées car non présentes pour les scénarios de sol nu. L'ACP confirme la particularité des variables de drainage (Figure 95) qui s'opposent aux autres variables sur l'axe 1, tandis que la teneur en eau de l'horizon de surface

explique l'axe 2 de l'ACP. En effet, le drainage présente des incertitudes absolues plus faibles en climat sec qu'en climat humide, contrairement à la plupart des autres variables du bilan hydrique. La teneur en eau de l'horizon de surface présente également des incertitudes absolues plus faibles en climat sec qu'en climat humide sauf certains scénarios (sol nu du groupe B en 1990, maïs irrigué en 1959 et en 1990). La projection des individus dans l'espace des 2 premiers axes de l'ACP (Figure 96) montre une discrimination nette des scénarios en années humides, en bleu, de ceux en années sèches, en orange. L'axe 1 discrimine également les scénarios des groupes A et B en années sèches, le groupe A ayant des coordonnées négatives sur l'axe 1 et le groupe B des coordonnées positives. Les scénarios du groupe A en années sèches présentent un comportement en termes d'incertitudes absolues plus proches des années humides que les scénarios du groupe B, confirmant que les incertitudes sur les facteurs sols ont plus d'impact avec les scénarios de culture de printemps. L'axe 2 discrimine d'un côté les scénarios de sol nu et de maïs non irrigué en années sèches (coordonnées négatives sur l'axe 2), et, de l'autre côté, les scénarios de maïs irrigué (coordonnées positives sur l'axe 2 sauf pour l'année 1976).

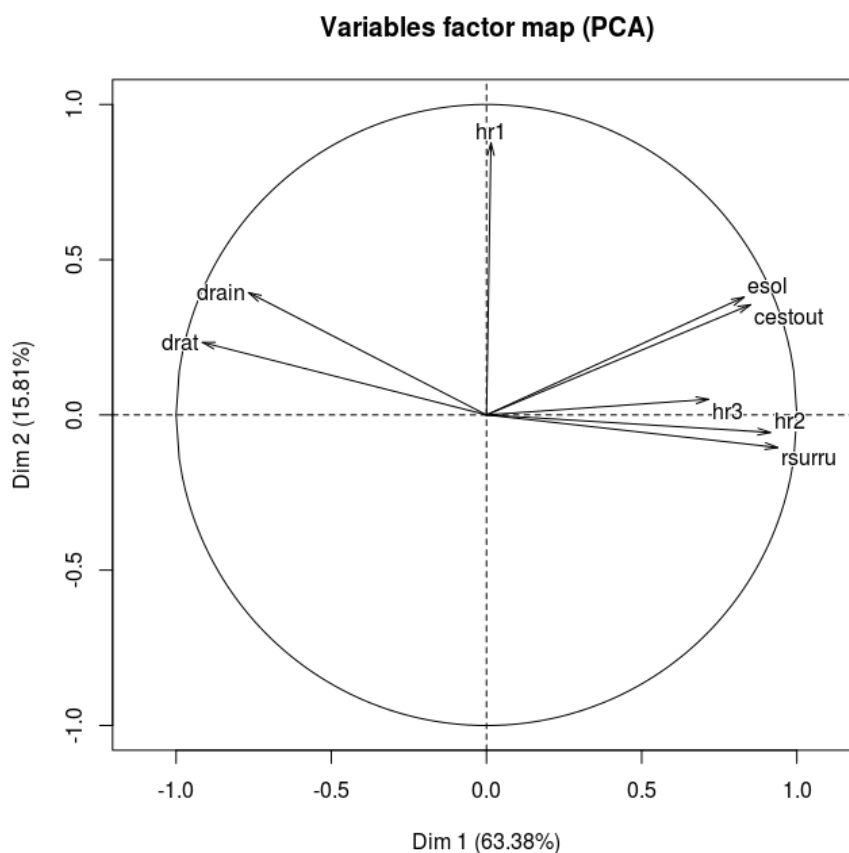


Figure 95 : projection des variables d'intérêt (incertitudes absolues) sur les deux premiers axes de l'ACP pour l'ensemble des scénarios.

drain : moyenne sur la période de simulation de l'écart-type journalier du drainage journalier

drat : écart-type du drainage cumulé en fin de simulation

hr1, hr2, hr3 : moyenne sur la période de simulation de l'écart-type journalier de la teneur en eau des horizons 1 à 3

esol : moyenne sur la période de simulation de l'écart-type journalier de l'évaporation journalière

cestout : écart-type de l'évaporation cumulée en fin de simulation

rsurru : moyenne sur la période de simulation de l'écart-type journalier du rapport RSURRU

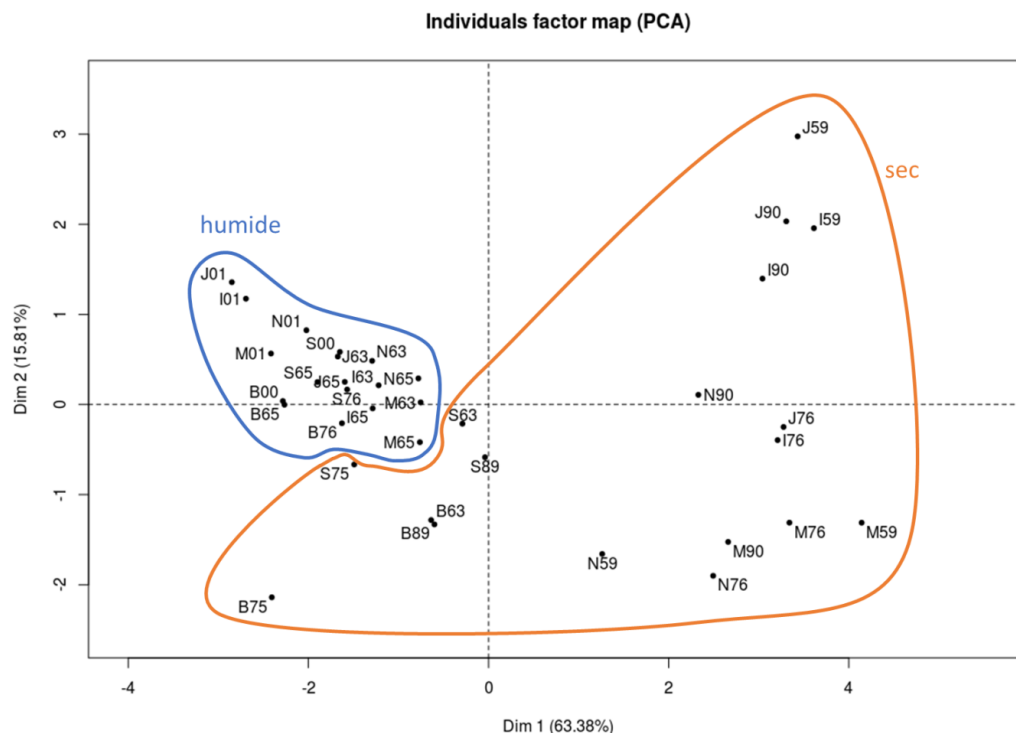


Figure 96 : projection des individus (scénarios) sur les deux premiers axes de l'ACP pour l'ensemble des scénarios.

La première lettre correspond à l'occupation du sol : S pour sol nu du groupe A, B pour blé, N pour sol nu du groupe B, M pour maïs non irrigué, I pour maïs à irrigation restreinte et J pour maïs à irrigation optimale. Les deux chiffres correspondent à l'année climatique. Pour le groupe A, il s'agit du numéro de la première année calendaire (par exemple 75 pour l'année 1975-1976). Entouré en bleu, ce sont tous les scénarios de climat humide et entouré en orange les scénarios de climat sec.

La méthodologie développée dans cette thèse pourrait également être étendue dans deux directions, à savoir l'ajout d'autres facteurs, et la quantification des impacts des paramètres sur les variables de sortie.

Deux ensembles de facteurs pourraient être ajoutés à l'analyse d'incertitude. Le premier ensemble est constitué des paramètres liés à l'eau nécessaires aux options non activées dans le cadre de cette thèse. Il s'agit des paramètres liés à la prise en compte des cailloux d'une part, et ceux liés à la macroporosité. Cette dernière est d'ailleurs d'actualité puisque l'année 2016 a montré une baisse des rendements liée à des problèmes d'anoxie en raison d'une forte pluviométrie hivernale et printanière. Or, le mode sans macroporosité ne permet pas de tenir compte de cet effet. Les simulations réalisées avec le modèle Stics en mode simple sur l'année 2016, notamment dans le cadre de la Veille AgroClimatique, n'ont pas réussi à montrer cette baisse de rendement (Bertuzzi, communication personnelle). Des questions se posent donc sur la nécessité d'utiliser le mode macroporosité pour les années futures. Cependant, le paramétrage de ce mode est loin d'être simple. Lefebvre (2010) a ainsi comparé deux paramétrages du modèle Stics estimés à partir de la BDGSF pour le mode macroporosité. Le premier paramétrage a été obtenu de manière classique par l'application de fonctions de pédotransfert et le deuxième paramétrage a été obtenu par une méthode utilisant l'inversion du modèle Stics. Or, les valeurs du paramètre spécifique au mode macroporosité (paramètre *INFIL* d'infiltrabilité à la base de chaque horizon) sont très différentes entre les deux paramétrages. Il apparaît donc qu'une analyse d'incertitude serait primordiale pour déterminer l'impact des incertitudes d'estimation de ce paramètre sur les sorties du modèle.

Le deuxième ensemble de facteurs sont ceux liés à l'azote. Ruget *et al.* (2002) et Varella *et al.* (2012) ont montré que Stics était sensible aux paramètres liés à l'azote du sol. Coucheney *et al.* (2015) ont

également montré que les variables de sortie liées à l'azote dans le sol ou dans la plante sont moins bien estimés par le modèle que les autres variables, et que les variables de sortie décrivant la quantité de nitrate dans le sol sont sensibles aux conditions agropédoclimatiques. Les paramètres du sol liés à l'azote ont été peu étudiés en termes de fonctions de pédotransfert utilisant la BDGSF. Une première tentative a été réalisée en 2014 sur le bassin versant de la Seine (Beaudoin et al., 2016) : une règle de pédotransfert a été estimée à partir de données du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols pour estimer le stock d'azote organique de l'horizon de surface ainsi que le pH. Elle a permis d'améliorer les prédictions du modèle vis-à-vis de la quantité de nitrate lixiviée par rapport à ce qui avait été fait auparavant. Cependant, cette règle n'est pas adaptée à l'ensemble du territoire français et devra être révisée pour une application nationale. Outre la dépendance à l'occupation du sol (la règle développée par Beaudoin *et al.* (2016) intègre cette composante en différenciant les sols de grande culture des prairies permanentes), il existe également une dépendance au climat. Il serait donc intéressant d'une part d'améliorer l'estimation de la teneur en azote organique estimée à partir de la BDGSF et d'autre part d'étudier l'impact des incertitudes de prédiction de cette teneur sur les sorties de Stics.

La poursuite de cette étude peut être également de quantifier la part que chaque facteur représente dans l'incertitude sur les variables de sortie. En effet, l'analyse d'incertitude permet de quantifier la propagation des incertitudes dans le modèle mais elle ne permet pas de hiérarchiser les facteurs. Une **analyse de sensibilité** pourrait donc être réalisée afin d'affiner la première analyse des relations entre les facteurs et les variables de sortie réalisée dans la thèse et, de déterminer à quels facteurs le modèle est le plus sensible. Cela permettra de connaître quels paramètres sols doivent être estimés avec précision et ainsi d'orienter de futurs travaux visant à améliorer les paramétrages sols du modèle Stics.

Enfin, il pourrait être intéressant de comparer les sorties de Stics obtenues à partir de la valeur des paramètres estimée à partir des règles de pédotransfert à la valeur moyenne obtenue en sortie de l'analyse d'incertitude.

Appliquer la méthode à l'ensemble de la BDGSF :

La méthodologie que nous avons développée se veut générique, mais elle n'a été testée que sur une seule UTS. Les résultats de l'analyse d'incertitude pourraient être différents sur une autre UTS. L'étape suivante de ce travail consisterait donc à appliquer notre protocole d'analyse d'incertitude aux autres UTS de la BDGSF. Cependant, travailler à l'échelle nationale suppose également de faire varier d'autres données d'entrée du modèle, ne serait-ce que les données climatiques *a minima*. Cela rendra alors l'analyse complexe, car les variations des résultats ne seront pas seulement le fait du changement d'UTS mais également du changement de climat.

Dans un premier temps, on pourrait donc travailler sur les autres UTS appartenant à la même UCS ou situées dans la même région que l'UTS test. Cela permettrait de vérifier pour les mêmes scénarios (culture et climat) si ce qui a été observé sur l'UTS test s'observe également sur d'autres UTS de texture ou de profondeur différentes. A l'échelle de la région, on pourra également s'intéresser aux aspects d'agrégation spatiale au niveau de l'UCS puis au niveau régional. On pourra ainsi comparer plusieurs méthodes d'agrégation au niveau de l'UCS ou de la région (UTS dominante, moyenne pondérée sur un ensemble d'UTS ou sur la totalité, etc.).

Dans un deuxième temps, on pourrait étendre l'étude à l'ensemble de la BDGSF. Il sera alors nécessaire de travailler avec des données météorologiques spatialisées, et des cultures et des itinéraires techniques (variété, date de semis) régionalisés. Il est alors possible que les impacts des incertitudes sur les paramètres sols s'expriment différemment entre des régions ayant des climats différents notamment en termes de répartition des pluies au cours de l'année. Cependant, comme l'a montré l'analyse des travaux existants, de nombreuses options sont possibles en termes de choix des données climatiques à utiliser, de cultures à considérer et d'itinéraires techniques associés. Ce

travail devra être raisonné en fonction des demandes les plus récurrentes ou devra être réalisé dans le cadre d'un projet précis.

Etendre l'étude à d'autres modèles :

La méthodologie a été mise au point à partir du modèle Stics mais l'Unité InfoSol est sollicitée pour la fourniture de données pour d'autres modèles. Un certain nombre de facteurs étudiés dans cette thèse sont en données d'entrée d'autres modèles. On peut citer les masses volumiques apparentes ou les teneurs en eau caractéristiques. La méthodologie développée dans cette thèse pourrait donc s'appliquer également à ces autres modèles pour les facteurs qu'ils ont en commun avec Stics. C'est pour permettre cette réutilisation avec d'autres modèles que la méthodologie a été développée dans la plateforme Record. Cela permettra de mettre en commun certains développements pour des utilisateurs d'autres modèles.

Etendre l'étude à d'autres bases de données sur les sols :

Le travail a été réalisé avec la BDGSF mais il devra également être développé avec d'autres bases de données comme les Référentiels Régionaux Pédologiques du programme IGCS ou les produits issus de la cartographie numérique des sols comme ceux du projet Global Soil Map. En effet, ces programmes ont vocation à fournir des données à l'échelle nationale et remplaceront donc à terme la BDGSF. Leur utilisation posera les mêmes questions que celles posées pour la BDGSF : comment estimer les paramètres des modèles, avec quelles incertitudes, quels seront l'impact de ces incertitudes sur les sorties des modèles ? La comparaison avec la BDGSF pourra également permettre de quantifier l'apport de ces bases de données par rapport à la BDGSF.

Pour conclure, l'utilisation de bases de données sur les sols à faible résolution spatiale et sémantique est fréquente pour de nombreuses problématiques dès lors que l'on s'intéresse à de vastes territoires. Dans la problématique du changement climatique, les incertitudes sur les scénarios climatiques sont très largement prises en compte alors que l'impact des incertitudes sur les données sols est très rarement analysé. Or, l'augmentation des sécheresses annoncée par de nombreux scénarios pour le climat futur ne rend que plus prégnant la prise en compte des incertitudes sur les sols dans les travaux de modélisation sous changement climatique. Ce travail marque ainsi une première étape dans une meilleure prise en compte des incertitudes sur les propriétés des sols lors de l'utilisation de bases de données spatialisées sur les sols à faible résolution.

REFERENCES

Aggarwal, P.K., 1995. Uncertainties in crop, soil and weather inputs used in growth models: Implications for simulated outputs and their applications. *Agricultural Systems*, 48:3, 361-384. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0308-521X\(94\)00018-M](http://dx.doi.org/10.1016/0308-521X(94)00018-M)

Al Majou, H., Bruand, A., Duval, O., Le Bas, C., Vautier, A., 2008. Prediction of soil water retention properties after stratification by combining texture, bulk density and the type of horizon. *Soil Use and Management*, 24:4, 383-391.

Albert, C.H., Thuiller, W., Lavorel, S., Davies, I.D., Garbolino, E., 2008. Land-use change and subalpine tree dynamics: colonization of *Larix decidua* in French subalpine grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 45, 659-669.

Amigues, J.-P., Debaeke, P., Itier, B., Lemaire, G., Seguin, B., Tardieu, F., Thomas, A. (Eds.), 2006. Sécheresse et agriculture. Réduire la vulnérabilité de l'agriculture à un risque accru de manque d'eau. INRA p. 380 + annexes.

Antoni, V., 2011. L'artificialisation des sols s'opère aux dépens des terres agricoles. In: Commissariat Général au Développement Durable, Service de l'Observation et des Statistiques (Eds.), Orléans, France, p. 4 pages.

Arrouays, D., Bégon, J.-C., Nicoullaud, B., Le Bas, C., Chéry, P., 1997. La variabilité des milieux. Une réalité : de la Région à la plante. *Perspectives Agricoles*, 222, 8-12.

Arrouays, D., Deslais, W., Badeau, V., 2001a. The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France. *Soil Use and Management*, 17, 7-11.

Arrouays, D., Thorette, J., Daroussin, J., King, D., 2001b. Analyse de représentativité de différentes configurations d'un réseau de sites de surveillance des sols. *Etude et Gestion des Sols*, 8:1, 7-17.

Arrouays, D., Hardy, R., Schnebelen, N., Le Bas, C., Eimberck, M., Roque, J., Grolleau, E., Pelletier, A., Doux, J., Lehmann, S., Saby, N., King, D., Jamagne, M., Rat, D., Stengel, P., 2004. Le programme Inventaire Gestion et Conservation des Sols de France. *Etude et Gestion des Sols*, 11:3, 187-197.

Auberger, J., Aubin, J., Gesan Guiziou, G., Malnoë, C., Raimbert, V., Van Der Werf, H., 2015. MEANS: A software and database platform for multi-criteria assessment of agri-food systems. 7. International Conference: LCM2015: Life Cycle Management, Bordeaux.

Badeau, V., Dambrine, E., Walter, C., 1999. Propriétés des sols forestiers français : résultats du premier inventaire systématique. *Etude et Gestion des Sols*, 6:3, 165-180.

Badeau, V., Dupouey, J.-L., Cluzeau, C., Drapier, J., Le Bas, C., 2010. Chapter 11. Climate change and the biogeography of French tree species: first results and perspectives In: Loustau, D. (Ed.), *Forests, Carbon Cycle and Climate Change*. Editions Quae, Paris.

Baghdadi, N., Aubert, M., Cerdan, O., Franchistéguy, L., Viel, C., Martin, E., Zribi, M., Desprats, J.F., 2007. Operational mapping of soil moisture using synthetic aperture radar data: application to the Touch basin (France). *Sensors*, 7, 2458-2483.

Barbu, A.L., Calvet, J.-C., Mahfouf, J.-F., Lafont, S., 2014. Integrating ASCAT surface soil moisture and GEOV1 leaf area index into the SURFEX modelling platform: a land data assimilation application over France. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18, 173-192.

- Bassu, S., Brisson, N., Durand, J.-L., Boote, K., Lizaso, J., Jones, J.W., Rosenzweig, C., Ruane, A.C., Adam, M., Baron, C., Basso, B., Biernath, C., Boogaard, H., Conijn, S., Corbeels, M., Deryng, D., De Sanctis, G., Gayler, S., Grassini, P., Hatfield, J.L., Hoek, S., Izaurralde, C., Jongschaap, R., Kemanian, A.R., Kersebaum, K.C., Kim, S.-H., Kumar, N.S., Makowski, D., Müller, C., Nendel, C., Priesack, E., Pravia, M.V., Sau, F., Shcherbak, I., Tao, F., Teixeira, E., Timlin, D., Waha, K., 2014. How do various maize crop models vary in their responses to climate change factors? *Global Change Biology*, 20:7, 2301-2320
- Beaudoin, N., Gallois, N., Viennot, P., Le Bas, C., Puech, T., Schott, C., Buis, S., Mary, B., 2016. Evaluation of a spatialized agronomic model in predicting yield and N leaching at the scale of the Seine-Normandie Basin. *Environ Sci Pollut Res Int*. doi: 10.1007/s11356-016-7478-3
- Beisson, C., Claudin, J., Lignon, G., 2002. Etude de l'intérêt du Tableau de Bord Géographique dans une démarche d'évaluation pour la connaissance et le maintien de la biodiversité. GIP ATEN, Montpellier, France.
- Bergez, J.E., Chabrier, P., Gary, C., Jeuffroy, M.H., Makowski, D., Quesnel, G., Ramat, E., Raynal, H., Rouse, N., Wallach, D., Debaeke, P., Durand, P., Duru, M., Dury, J., Faverdin, P., Gascuel-Oudou, C., Garcia, F., 2013. An open platform to build, evaluate and simulate integrated models of farming and agro-ecosystems. *Environmental Modelling & Software*, 39, 39-49. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.03.011>
- Bergez, J.E., Raynal, H., Launay, M., Beaudoin, N., Casellas, E., Caubel, J., Chabrier, P., Coucheney, E., Dury, J., Garcia de Cortazar-Atauri, I., Justes, E., Mary, B., Ripoche, D., Ruget, F., 2014. Evolution of the STICS crop model to tackle new environmental issues: New formalisms and integration in the modelling and simulation platform RECORD. *Environmental Modelling & Software*.
- Boone, A., Habets, F., Noilhan, J., Clark, D., Dirmeyer, P., Fox, S., Gusev, Y., Haddeland, I., Koster, R., Lohmann, D., Mahanama, S., Mitchell, K., Nasonova, O., Niu, G.Y., Pitman, A., Polcher, J., Shmakin, A.B., Tanaka, K., van den Hurk, B., Verant, S., Versegny, D., Viterbo, P., Yang, Z.L., 2004. The Rhone-aggregation land surface scheme intercomparison project: An overview. *Journal of Climate*, 17:1, 187-208. doi: 10.1175/1520-0442(2004)017<0187:trlssi>2.0.co;2
- Bouilloud, L., Chancibault, K., Vincendon, B., Ducrocq, V., Habets, F., Saulnier, G.-M., Anquetin, S., Martin, E., Noilhan, J., 2010. Coupling the ISBA Land Surface Model and the TOPMODEL Hydrological Model for Mediterranean Flash-Flood Forecasting: Description, Calibration, and Validation. *Journal of Hydrometeorology*, 11, 315-333.
- Bouma, J., van Lanen, H.A.J., Breeuwisma, A., Wösten, H.J.M., Kooistra, M.J., 1986. Soil survey data needs when studying modern land use problems. *Soil Use and Management*, 2:4, 125-130.
- Bouma, J., 1989. Using soil survey data for quantitative land evaluation. *Advances in Soil Science*, 9, 177-213.
- Bouraoui, F., Grizzetti, B., 2008. An integrated modelling framework to estimate the fate of nutrients: Application to the Loire (France). *Ecological Modelling*, 212, 450-459.
- Bourqui, M., Loumagne, C., Chahinian, N., Plantier, M., 2006. Accounting for spatial variability: a way to improve lumped modelling approaches? An assessment on 3300 chimera catchments. *IAHS Publication*, 307, 300-310.

Briggs, D., Giordano, A., Cornaert, M.-H., Peter, D., Maes, J. (Eds.), 1992. CORINE soil erosion risk and important land resources in the southern regions of the European Community. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. p. 97 pages.

Brisson, N., Launay, M., Mary, B., Beaudoin, N., 2008. Conceptual basis, formalisations and parameterization of the STICS crop model. Editions Quae, Versailles, France.

Brisson, N., Gate, P., Gouache, D., Charmet, G., Oury, F.-X., Huard, F., 2010. Why are wheat yields stagnating in Europe? A comprehensive data analysis for France. *Field Crops Research*, 119:1, 201-212. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2010.07.012>

Brisson, N., Levrault, F. (Eds.), 2010. Changement climatique, agriculture et forêt en France : simulations d'impacts sur les principales espèces. Le Livre Vert du projet Climator (2007-2010). Ademe Editions. p. 336.

Bruand, A., Duval, O., Cousin, I., 2004. Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à partir de la base de données SOLHYDRO: Une première proposition combinant le type d'horizon, sa texture et sa densité apparente. *Etude et Gestion des Sols*, 11:3, 323-334.

Butterbach-Bahl, K., Kahl, M., Mykhayliv, L., Werner, C., Kiese, R., Li, C., 2009. A European-wide inventory of soil NO emissions using the biogeochemical models DNDC/Forest-DNDC. *Atmospheric Environment*, 43, 1392-1402.

Caballero, Y., Voirin-Morel, S., Habets, F., Noilhan, J., Le Moigne, P., Lehenaff, A., Boone, A., 2007. Hydrological sensitivity of the Adour-Garonne river basin to climate change. *Water Resources Research*, 43:W07448, 19 pages. doi: 10.1029/2005WR004192

Camizuli, E., Fovet, E., Petit, C., Ouzoulias, P., Favory, F., Fechner, K., Bernigaud, N., Reddé, M., 2015. Potentialités agronomiques des sols de l'Antiquité. Méthodologie pour transposer les indicateurs actuels à l'étude des agro-écosystèmes passés., 20e édition d'Archéométrie (colloque du Groupe des méthodes pluridisciplinaires contribuant à l'archéologie) Besançon.

CEC, 1985. Soil Map of the European Communities at 1:1,000,000. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Centofanti, T., Hollis, J.M., Blenkinsop, S., Fowler, H.J., Truckell, I., Dubus, I.G., Reichenberger, S., 2008. Development of agro-environmental scenarios to support pesticide risk assessment in Europe. *Science of the Total Environment*, 407, 574-588.

Cerdan, O., Delmas, M., Négrel, P., Mouchel, J.-M., Petelet-Giraud, E., Salvador-Blanes, S., Degan, F., 2012. Contribution of diffuse hillslope erosion to the sediment export of French rivers. *Comptes Rendus Geoscience*, 344, 636-645.

Chahinian, N., Mathevet, T., Habets, F., Andréassian, V., 2006. The MOPEX 2004 French database: main hydrological and morphological characteristics. *IAHS Publication*, 307, 29-40.

Chakir, R., 2009. Spatial downscaling of agricultural land-use data: an econometric approach using cross entropy. *Land Economics*, 85:2, 238-251.

Chakir, R., Parent, O., 2009. Determinants of land use changes: A spatial multinomial probit approach. *Papers in Regional Science*, 88:2, 327-344. doi: 10.1111/j.1435-5957.2009.00239.x

- Chakir, R., Laurent, T., Ruiz-Gazen, A., Thomas-Agnan, C., Vignes, C., 2015. Land use predictions on a regular grid at different scales and with easily accessible covariates. 14th International Workshop on Spatial Econometrics and Statistics, Paris, France, p. 12 pages.
- Chang, J.F., Ciais, P., Viovy, N., Vuichard, N., Sultan, B., Soussana, J.F., 2015. The greenhouse gas balance of European grasslands. *Global Change Biology*, 21:10, 3748-3761. doi: 10.1111/gcb.12998
- Chanzy, A., Mumen, M., Richard, G., 2008. Accuracy of top soil moisture simulation using a mechanistic model with limited soil characterization. *Water Resources Research*, 44:3, 16. doi: 10.1029/2006WR005765
- Chebib, A., Badeau, V., Boe, J., Chuine, I., Delire, C., Dufrêne, E., François, C., Gritti, E.S., Legay, M., Pagé, C., Thuiller, W., Viovy, N., Leadley, P., 2012. Climate change impacts on tree ranges: model intercomparison facilitates understanding and quantification of uncertainty. *Ecology Letters*, 15, 533-544.
- Chéry, P., Lee, A., Commagnac, L., Thomas-Chéry, A.-L., Jalabert, S., Slak, M.-F., 2014. Impact de l'artificialisation sur les ressources en sol et les milieux en France métropolitaine. Evaluation selon trois sources d'informations indépendantes. *Cybergeo : European Journal of Geography*, document 668. doi: 10.4000/cybergeo.26224
- Constantin, J., Le Bas, C., Justes, E., 2015. Large-scale assessment of optimal emergence and destruction dates for cover crops to reduce nitrate leaching in temperate conditions using the STICS soil-crop model. *European Journal of Agronomy*, 69, 75-87.
- CORPEN, g.P.-S.d., 2003. Eléments méthodologiques pour un diagnostic régional et un suivi de la contamination des eaux liée à l'utilisation des produits phytosanitaires. Utilisation des outils de traitement de l'information géographique : SIG. CORPEN, p. 84 pages.
- Coucheny, E., Buis, S., Launay, M., Constantin, J., Mary, B., García de Cortázar-Atauri, I., Ripoche, D., Beaudoin, N., Ruget, F., Andrianarisoa, K.S., Le Bas, C., Justes, E., Léonard, J., 2015. Accuracy, robustness and behavior of the STICS soil-crop model for plant, water and nitrogen outputs: Evaluation over a wide range of agro-environmental conditions in France. *Environmental Modelling & Software*, 64:0, 177-190. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.11.024>
- Cousin, I., Bourgeois, F., Gaillard, H., Le Bas, C., Chabbi, A., Doussan, C., 2014. Le système de cultures modifie le Réservoir Utilisable d'horizons profonds de sols en une décennie. . 12. Journées d'Etude des Sols : Le sol en héritage., Le Bourget du Lac, France, pp. 200-201.
- Coustau, M., Rousset-Regimbeau, F., Thirel, G., Habets, F., Janet, B., Martin, E., de Saint-Aubin, C., Soubeyroux, J.-M., 2015. Impact of improved meteorological forcing, profile of soil hydraulic conductivity and data assimilation on an operational hydrological ensemble forecast system over France. *Journal of Hydrology*, 525, 781-792.
- Crosetto, M., Tarantola, S., Saltelli, A., 2000. Sensitivity and uncertainty analysis in spatial modelling based on GIS. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 81, 71-79.
- David, P.-Y., 2012. Elaboration d'un outil de gestion des prélèvements d'eau sur le bassin de l'Avre : phase 1 : état de la connaissance et phase 2 : analyse des données. . Rapport final BRGM/RP-60458-FR. BRGM, p. 204 pages.
- De Roo, A.P.J., Wesseling, C.G., Van Deursen, W.P.A., 2000. Physically based river basin modelling within a GIS: the LISFLOOD model. *Hydrological Processes*, 14, 1981-1992.

- De Roo, A.P.J., Gouweleeuw, B., Thielen, J., Bartholmes, J., Bongioannini-Cerlini, P., Todini, E., Bates, P.D., Horritt, M., Hunter, N., Beven, K., Pappenberger, F., Heise, E., Rivin, G., Hils, M., Hollingsworth, A., Holst, B., Kwadijk, J., Reggiani, P., Van Dijk, M., Sattler, K., Sprokkereef, E., 2003. Development of a European flood forecasting system. *International Journal of River Basin Management*, 1:1, 49-59. doi: 10.1080/15715124.2003.9635192
- De Wit, A.J.W., Boogaard, H.L., van Diepen, C.A., 2005. Spatial resolution of precipitation and radiation: The effect on regional crop yield forecasts. *Agricultural and Forest Meteorology*, 135, 156-168.
- De Wit, A.J.W., Van Diepen, C.A., 2007. Crop model data assimilation with the Ensemble Kalman filter for improving regional crop yield forecasts. *Agricultural and Forest Meteorology*, 146, 38-56.
- De Wit, A.J.W., Baruth, B., Boogaard, H., van Diepen, K., van Kraalingen, D., Micale, F., te Roller, J., Supit, I., van den Wijngaart, R., 2010. Using ERA-INTERIM for regional crop yield forecasting in Europe. *Climate Research*, 44, 41-53.
- De Wit, A.J.W., Duveiller, G., Defourny, P., 2012. Estimating regional winter wheat yield with WOFOST through the assimilation of green area index retrieved from MODIS observations. *Agricultural and Forest Meteorology*, 164, 39-52.
- Debaeke, P., Casadebaig, P., Mestries, E., Palleau, J.-P., Salvi, F., Bertoux, V., Uyttewaal, V., 2011. Simulation dynamique des interactions génotype x environnement x conduite de culture : application à l'évaluation variétale en tournesol. *Innovations Agronomiques*, 15, 89-103.
- Decharme, B., Douville, H., 2006a. Uncertainties in the GSWP-2 precipitation forcing and their impacts on regional and global hydrological simulations. *Climate Dynamics*, 27, 695-713. doi: 10.1007/s00382-006-0160-6
- Decharme, B., Douville, H., 2006b. Introduction of a sub-grid hydrology in the ISBA land surface model. *Climate Dynamics*, 26, 65-78.
- Dehotin, J., Braud, I., 2008. Which spatial discretization for distributed hydrological models? Proposition of a methodology and illustration for medium to large-scale catchments. *Hydrology and Earth System Sciences*, 12, 769-796.
- DeJonge, K.C., Ascough, J.C., Ahmadi, M., Andales, A.A., Arabi, M., 2012. Global sensitivity and uncertainty analysis of a dynamic agroecosystem model under different irrigation treatments. *Ecological Modelling*, 231, 113-125.
- Donet, I., Le Bas, C., Ruget, F., Rabaud, V., 2001. Informations et Suivi Objectif des Prairies. Guide d'utilisation. Agreste Chiffres et Données. N°134 - mars 2001. ministère de l'Agriculture, Paris, France. p. 55.
- Dubus, I.G., Brown, C.D., Beulke, S., 2003. Sensitivity analyses for four pesticide leaching models. *Pest Management Science*, 59:9, 962-982. doi: 10.1002/ps.723
- Duchaufour, P., 1997. Abrégé de pédologie. Masson, Paris, France.
- Dudal, R., Tavernier, R., 1985. 2. Classification and definitions of the soil and map units In: Commission of the European Communities (Ed.), *Soil Map of the European Communities 1:1 000 000. Notice*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 3-8.

- Dumas, P., Hallegatte, S., Quintana Seguí, 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.
- Dupas, R., Curie, F., Gascuel-Oudou, C., Moatar, F., Delmas, M., Parnaudeau, V., Durand, P., 2013. Assessing N emissions in surface water at the national level: Comparison of country-wide vs. regionalized models. *Science of the Total Environment*, 443, 152-162.
- Dupas, R., Delmas, M., Dorioz, J.-M., Garnier, J., Moatar, F., Gascuel-Oudou, C., 2015. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators*, 48, 396-407.
- Durandeau, S., Gabrielle, B., Godard, C., Jayet, P.-A., Le Bas, C., 2010. Coupling biophysical and micro-economic models to assess the effect of mitigation measures on greenhouse gas emissions from agriculture. *Climatic Change*, 98, 51-73.
- Eckelmann, W., Baritz, R., Bialousz, S., Bielek, P., Carré, F., Houskova, B., Jones, R.J.A., Kibblewhite, M.G., Kozak, J., Le Bas, C., Toth, G., Toth, T., Varallyay, G., Yli Halla, M., Zupan, M., 2006. Common Criteria for Risk Area Identification according to Soil Threats. European Soil Bureau Research Report. 20. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. p. 94.
- Eliasson, A., Jones, R.J.A., Nachtergaele, F., Rossiter, D.G., Terres, J.-M., Van Orshoven, J., van Velthuisen, H., Böttcher, K., Haastrup, P., Le Bas, C., 2010. Common criteria for the redefinition of Intermediate Less Favoured Areas in the European Union. *Environmental Science and Policy*, 13, 766-777.
- Engeland, K., Braud, I., Gottschalk, L., Leblois, E., 2006. Multi-objective regional modelling. *Journal of Hydrology*, 327, 339-351.
- Etchevers, P., Golaz, C., Habets, F., 2001. Simulation of the water budget and the river flows of the Rhone basin from 1981 to 1994. *Journal of Hydrology*, 244, 60-85.
- Etchevers, P., Golaz, C., Habets, F., Noilhan, J., 2002. Impact of climate change on the Rhone river catchment hydrology. *Journal of Geophysical Research*, 107:D16, 18 p.
- Faivre, R., Leenhardt, D., Voltz, M., Benoît, M., Papy, F., Dedieu, G., Wallach, D., 2004. Spatialising crop models. *Agronomie*, 24, 205-217.
- FAO-Unesco, 1974. Soil Map of the World.1:5,000,000. Volume I. Legend. I. FAO-Unesco, Paris, France. p. 62.
- FAO-Unesco, 1975. Carte mondiale des sols. 1:5 000 000. Volume I. Légende. I. FAO-Unesco, Paris, France. p. 62.
- FAO, 1965. Soil map of Europe. FAO, Rome, Italie.
- Favrot, J.-C., 1989. Une stratégie d'inventaire cartographique à grande échelle : la méthode des secteurs de référence. *Science du sol*, 27:4, 351-368.
- Filippi-Codaccioni, O., Couzi, L., Hameau, P., 2013. Distribution des micromammifères en Aquitaine - Recherche des facteurs explicatifs et cartographie. . Bordeaux, France, p. 50 pages.

Finke, P., Hartwich, R., Dudal, R., Ibàñez, J., Jamagne, M., King, D., Montanarella, L., Yassoglou, N., 2001. Georeferenced Soil Database for Europe. Manual of procedures. Version 1.1. EUR 18092 EN. European Communities. p. 165.

Finke, P.A., Wösten, J.H.M., 1996. Effects of uncertainty in major input variables on simulated functional soil behavior. *Hydrological Processes*, 10, 661-669.

Finke, P.A., Wösten, J.H.M., Kroes, J.G., 1996. Comparing two approaches of characterizing soil map unit behavior in solute transport. *Soil Science Society of America Journal*, 60, 200-205.

Footways, 2012. Développement d'un modèle national pour l'évaluation des risques de contaminations diffuses des milieux aquatiques par les produits phytosanitaires dans le cadre de la mise en oeuvre de la Directive Cadre sur l'Eau et de mesures de gestion nationale de certaines molécules – MERCAT'EAU., Rapport sur la phase 2 (version A'). Rapport d'étude commanditée par l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques et du Ministère de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire et financée dans le cadre du plan EcoPhyto2018, p. 84 pages.

Freibauer, A., 2003. Regionalised inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture. *European Journal of Agronomy*, 19, 135-160.

Gabrielle, B., Prieur, V., Thompson, R., Schulz, M., Schmidt, M., Boukari, E., Lehuger, S., Chaumartin, F., Massad, R., 2011. Fine-scale estimation of biogenic emissions of nitrous oxide using ecosystem models and atmospheric transport models in France. . NitroEurope Open Science Conference, Edinburgh.

Gallois, N., Puech, T., Viennot, P., Schott, C., Mignolet, C., Beaudoin, N., Mary, B., Le Bas, C., 2015. Modélisation des transferts de contaminants nitriques vers les aquifères du bassin Seine-Normandie : Agricultures, Modèles, Flux., Colloque 2015 du PIREN-Seine, Paris, France, pp. 8-10.

Gateau, C., Novak, S., Kockman, F., Ruget, F., Granger, S., 2006. Evaluation du potentiel herbager et de sa variabilité en élevage allaitant. Régionalisation de la démarche ISOP en Saône-et-Loire. *Fourrages*, 186, 257-269.

Gaucel, S., 2012. Une introduction à la modélisation. École thématique «Initiation à la modélisation», La Rochelle.

Gijsman, A.J., Jagtap, S.S., Jones, J.W., 2003. Wading through a swamp of complete confusion: how to choose a method for estimating soil water retention parameters for crop models. *European Journal of Agronomy*, 18, 77-106.

GIS Sol, 2011. L'état des sols de France Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Sols, Paris, France, p. 188.

Godard, C., Roger-Estrade, J., Jayet, P.A., Brisson, N., Le Bas, C., 2008. Use of available information at a European level to construct crop nitrogen response curves for the regions of the EU *Agricultural Systems*, 97:1-2, 68-82.

Golaz-Cavazzi, C., Etchevers, P., Habets, F., Ledoux, E., Noilhan, J., 2001. Comparison of two hydrological simulations of the Rhone basin. *Physics and Chemistry of the Earth Part B-Hydrology Oceans and Atmosphere*, 26:5-6, 461-466.

- Grizzetti, B., Passy, P., Billen, G., Bouraoui, F., Garnier, J., Lassaletta, L., 2015. The role of water nitrogen retention in integrated nutrient management: assessment in a large basin using different modelling approaches. *Environmental Research Letters*, 10. doi: 10.1088/1748-9326/10/6/065008
- Grolleau, E., Bargeot, L., Chafchafi, A., Hardy, R., Doux, J., Beaudou, A., Le Martret, H., Lacassin, J.-C., Fort, J.-L., Falipou, P., Arrouays, D., 2004. Le système d'information national sur les sols : DONESOL et les outils associés. *Etude et Gestion des Sols*, 11:3, 255-269.
- Habets, F., Etchevers, P., Golaz, C., Leblois, E., Ledoux, E., Martin, E., Noilhan, J., Ottlé, C., 1999a. Simulation of the water budget and the river flows of the Rhone basin. *Journal of Geophysical Research*, 104:D24, 31145-31172.
- Habets, F., Noilhan, J., Golaz, C., Goutorbe, J.P., Lacarrère, P., Leblois, E., Ledoux, E., Martin, E., Ottlé, C., Vidal-Madjar, D., 1999b. The ISBA surface scheme in a macroscale hydrological model applied to the Hapex-Mobilhy area: Part I: Model and database. *Journal of Hydrology*, 217:1-2, 75-96. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(99\)00019-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(99)00019-0)
- Habets, F., Noilhan, J., Golaz, C., Goutorbe, J.P., Lacarrère, P., Leblois, E., Ledoux, E., Martin, E., Ottlé, C., Vidal-Madjar, D., 1999c. The ISBA surface scheme in a macroscale hydrological model applied to the Hapex-Mobilhy area: Part II: Simulation of streamflows and annual water budget. *Journal of Hydrology*, 217:1-2, 97-118.
- Habets, F., Boone, A., Champeaux, J.L., Etchevers, P., Franchistéguy, L., Leblois, E., Ledoux, E., Le Moigne, P., Martin, E., Morel, S., Noilhan, J., Quintana Seguí, P., Rousset-Regimbeau, F., Viennot, P., 2008. The SAFRAN-ISBA-MODCOU hydrometeorological model applied over France. *Journal of Geophysical Research*, 113:D06113. doi: 10.1029/2007JD008548
- Hall, D.G.M., Reeve, M.J., Thomasson, A.J., Wright, V.F., 1977. Water retention, porosity and density of field soils. Technical Monograph. 9.
- Hansen, J.W., Jones, J.W., 2000. Scaling-up crop models for climate variability applications. *Agricultural Systems*, 65, 43-72.
- Hartkamp, A.D., White, J.W., Hoogenboom, G., 1999. Interfacing Geographic Information Systems with agronomic modeling: a review. *Agronomy Journal*, 91, 761-772.
- Hatfield, J.L., Walthall, C.L., 2015. Meeting Global Food Needs: Realizing the Potential via Genetics × Environment × Management Interactions. *Agronomy Journal*, 107:4, 1215-1226. doi: 10.2134/agronj15.0076
- Hiederer, R., Jones, R.J.A., 2009. Development of a Spatial European Soil Property Data Set. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, p. 30.
- Hollis, J.M., Jones, R.J.A., Marshall, C.J., Holden, A., van de Veen, J.R., Montanarella, L., 2006. SPADE-2: the Soil Profile Analytical Database for Europe. Version 1.0. European Soil Bureau Research Report No.19. EUR 22127 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. p. 38.
- Huguet, M., Bruand, A., Le Bas, C., Duval, O., 2004. Analyse de la représentativité de la base de données Solhydro. In: Chéry, P., Commagnac, L., Lee, A. (Eds.), 8e journées nationales d'étude des sols. AFES-ENITAB, Bordeaux, France, pp. 191-192.

- Imrie, C.E., Korre, A., Munoz-Melendez, G., Thornton, I., Durucan, S., 2008. Application of factorial kriging analysis to the FOREGS European topsoil geochemistry database. *Science of the Total Environment*, 393, 96-110.
- Jamagne, M., 1993. Evolution dans les conceptions de la cartographie des sols. *Pédologie*, XLIII:1, 59-115.
- Jamagne, M., Hardy, R., King, D., Bornand, M., 1995a. La base de données géographique des sols de France. *Etude et Gestion des Sols*, 2:3, 153-172.
- Jamagne, M., King, D., Le Bas, C., Daroussin, J., 1995b. Pédologie. Carte des sols dominants. Carte de la capacité de stockage en eau. In: Wieber, J.-C. (Ed.), *Atlas de France. Volume 6. Milieux et ressources*. GIP RECLUS, La Documentation Française, Paris, France, pp. 113-116.
- Jamagne, M., 2011. Grands paysages pédologiques de France. Synthèses. Editions Quae, Versailles, France. p. 535 pages.
- Jones, R.J.A., Hiederer, R., Rusco, E., Loveland, P.J., Montanarella, L., 2004. The map of organic carbon in topsoils un Europe: version 1.2 - September 2003: Explanation of special publication Ispra 2004 N°72 (S.P.I.04.72). European Soil Bureau Network Report N°17, Luxembourg, p. 26 pages.
- Justes, E., Beaudoin, N., Bertuzzi, P., Charles, R., Constantin, J., Durr, C., Hermon, C., Joannon, A., Le Bas, C., Mary, B., Mignolet, C., Montfort, F., Ruiz, L., Sarthou, J.-P., Souchere, V., Tournebize, J., 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. p. 415.
- Kempen, M., Elbersen, B.S., Starisky, I., Andersen, E., Heckeley, T., 2011. Spatial allocation of farming systems and farming indicators in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 142, 51-62.
- Kesik, M., Ambus, P., Baritz, R., Bruggemann, N.B., Butterbach-Bahl, K., Damm, M., Duyzer, J., Horvath, L., Kiese, R., Kitzler, B., Leip, A., Li, C., Pihlatie, M., Pilegaard, K., Seufert, G., Simpson, D., Skiba, U., Smiatek, G., Vesala, T., Zechmeister-Boltenstern, S., 2005. Inventories of N₂O and NO emissions from European forest soils. *Biogeosciences*, 2:4, 353-375.
- Kesik, M., Bruggemann, N., Forkel, R., Kiese, R., Knoche, R., Li, C.S., Seufert, G., Simpson, D., Butterbach-Bahl, K., 2006. Future scenarios of N₂O and NO emissions from European forest soils. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 111:G2. doi: G02018
10.1029/2005jg000115
- King, D., Daroussin, J., 1989. Test for estimating the available soil moisture reserve using the European Community soil map on the scale of 1:1,000,000. In: van Lanen, H.A.J., Bregt, A.K. (Eds.), *Application of computerized EC soil map and climate data*. Office for official publications of the European Communities, Wageningen, The Netherlands, pp. 87-105.
- King, D., Daroussin, J., Hollis, J.M., Jamagne, M., Jones, R.J.A., Le Bas, C., Ngongo, L., Thomasson, A., Vanmechelen, L., Van Ranst, E., 1994a. A geographical knowledge database on soil properties for environmental studies. Orleans, France, p. 50 pages.
- King, D., Daroussin, J., Tavernier, R., 1994b. Development of a soil geographic database from the Soil Map of the European Communities. *CATENA*, 21, 37-56.
- King, D., Le Bas, C., Daroussin, J., Thomasson, A.J., Jones, R.J.A., 1995. The EU map of soil water available for plants. In: King, D., Jones, R.J.A., Thomasson, A.J. (Eds.), *European land information*

systems for agro-environmental monitoring. Office for Official Publications of the European Community, Luxembourg, pp. 131-141.

King, D., Saby, N., 2001. Analyse de la représentativité des cartes pédologiques au 1/100 000 pour la connaissance des sols du territoire français. *Etude et Gestion des Sols*, 8:4, 247-267.

Kirkby, M.J., Le Bissonnais, Y., Coulthard, T.J., Daroussin, J., McMahon, M.D., 2000. The development of land quality indicators for soil degradation by water erosion. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 81, 125-135.

Kirkby, M.J., Jones, R.J.A., Irvine, B., Gobin, A., Govers, G., Cerdan, O., Van Rompaey, A.J.J., Le Bissonnais, Y., Daroussin, J., King, D., Montanarella, L., Grimm, M., Vieillefont, V., Puigdefabregas, J., Boer, M., Kosmas, C., Yassoglou, N., Tsara, M., Mantel, S., Van Lynden, G.J., Huting, J., 2004. Pan-European soil erosion risk assessment: The PESERA map. Vers 1 October 2003. Explanation of Special Publication Ispra 2004 N°73 (S.P.I.04.73). European Soil Bureau network Research Report N°16, Luxembourg.

Koller, R., Sauter, J., Pierrillas, S., Virost, M., 2004. Classification des bassins versants alsaciens en fonction de leur sensibilité aux produits phytosanitaires. *Etude et Gestion des Sols*, 11:3, 219-234.

Korkmaz, S., Ledoux, E., Onder, H., 2009. Application of the coupled model to the Somme river basin. *Journal of Hydrology*, 366, 21-34. doi: 10.1016/j.hydrol.2008.12.008

Lacoste, M., Mulder, V.L., Richer de Forges, A.C., Martin, M.P., Arrouays, D., 2016. Evaluating large-extent spatial modeling approaches: a case study for soil depth for France. *Geoderma Regional*, 7:2, 137-152.

Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304:5677, 1623-1627. doi: 10.1126/science.1097396

Laroche, B., Richer de Forges, A.C., Leménager, S., Arrouays, D., Schnebelen, N., Eimberck, M., Toutain, B., Lehmann, S., Tientcheu, E., Héliès, F., Chenu, J.-P., Parot, S., Desbourdes, S., Girot, G., Voltz, M., Bardy, M., 2014. Le programme Inventaire Gestion Conservation des Sols de France : Volet Référentiel Régional Pédologique. *Etude et Gestion des Sols*, 21, 125-140.

Le Bas, C., King, D., Jamagne, M., Daroussin, J., Vossen, P., 1994. Une base géographique de données de sols pour la gestion de l'agriculture et de l'environnement en Europe. In: Harts, J.J., Ottens, H.F.L., Scholten, H.J. (Eds.), Fifth European conference and exhibition on geographical information systems. EGIS Foundation, Paris, France, pp. 1548-1557.

Le Bas, C., Daroussin, J., 1995. Appendix2. Guidelines for Soil Mapping Units and Soil Typological Units (version 3.1, expected 1995). In: King, D., Jones, R.J.A., Thomasson, A. (Eds.), *European Land Information Systems for agro-environmental monitoring*. Office for Official Publications of the European Community, Luxembourg, pp. 267-276.

Le Bas, C., 1996. Base de Données Géographique des Sols d'Europe. Version 3.1β. Office des publications officielles des Communautés Européennes, Luxembourg, p. 39.

Le Bas, C., King, D., 1997. Assessment of land suitability for crop production in the EU regions. In: Laurent, C., Bowler, I. (Eds.), *CAP and the Regions. Building a Multidisciplinary Framework for the Analysis of the EU Agricultural Space*. INRA, Paris (France), pp. 45-54.

Le Bas, C., King, D., Daroussin, J., 1997. A tool for estimating soil water available for plants using the 1:1,000,000 scale Soil Geographical Data Base of Europe. In: Beek, K.J., de Bie, K.A.J.M., Driessen, P.M. (Eds.), *Geo-information for sustainable land management*. International journal of aerospace survey and earth sciences, Enschede, Pays-Bas, p. 10 p.

Le Bas, C., King, D., Jamagne, M., Daroussin, J., 1998. The European Soil Information System. In: Heineke, H.J., Eckelmann, W., Thomasson, A.J., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Buckley, B. (Eds.), *Land Information Systems. Developments for planning sustainable use of land resources*, pp. 33-42.

Le Bas, C., Boulonne, L., King, D., Montanarella, L., 2002. A tool for assessing land suitability for Europe. *17th World Congress of Soil Science: Confronting New Realities in the 21st Century*, 11 p.

Le Bas, C., Barthès, S., Boutefoy, I., Fort, J.-L., Scheurer, O., Darracq, S., Lacassin, J.-C., Sauter, J., Schvartz, C., 2004. Utilisation des données sols d'I.G.C.S. en France : Un état des lieux. *Etude et Gestion des Sols*, 11:3, 299-305.

Le Bas, C., King, D., Daroussin, J., Arrouays, D., 2005. Estimation des paramètres sols pour STICS à partir d'une base de données spatialisées sur les sols à petite échelle. In: INRA (Ed.), séminaire Stics, Carry-le-Rouet, France.

Le Bas, C., Rabaud, V., Souverain, F., 2006. Guide d'utilisation d'Osiris. Outil de Suivi d'un Indicateur Régional d'Irrigation Spatialisé. Agreste Chiffres et Données. Numéro 181. p. 34 pages.

Le Bas, C., Schnebelen, N., 2006. Utilisation des données sols d'I.G.C.S. en France. Etat des lieux en 2006. *Etude et Gestion des Sols*, 13:3, 237-246.

Le Bas, C., 2007. Bases de données spatialisées sur les sols et fonctions de pédotransfert. Séminaire STICS, Reims, France.

Le Bas, C., 2010. Essais de délimitation des Zones Défavorisées Simples. Application à la Base de Données Géographique des Sols de France au 1/1 000 000ème. Inra, Orléans, p. 78 pages.

Le Bissonnais, Y., Montier, C., Jamagne, M., Daroussin, J., King, D., 2002. Mapping erosion risk for cultivated soil in France. *CATENA*, 46:2-3, 207-220.

Le Bissonnais, Y., Daroussin, J., Jamagne, M., Lambert, J.-J., Le Bas, C., King, D., Cerdan, O., Léonard, J., Bresson, L.-M., Jones, R.J.A., 2005. Pan-European soil crusting and erodibility assessment from the European Soil Geographical Database using pedotransfer rules. *Advances in Environmental Monitoring and Modelling*, 2:1, 1-15.

Le Villio, M., Arrouays, D., Deslais, W., Daroussin, J., Le Bissonnais, Y., Clergeot, D., 2001. Estimation des quantités de matière organique exogène nécessaires pour restaurer et entretenir les sols limoneux français à un niveau organique donné. *Etude et Gestion des Sols*, 8:1, 47-63.

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

Leenhardt, D., Voltz, M., Bornand, M., Webster, R., 1994. Evaluating soil maps for prediction of soil water properties. *European Journal of Soil Science*, 45, 293-301.

Leenhardt, D., 1995. Errors in the estimation of soil water properties and their propagation through a hydrological model. *Soil Use and Management*, 11, 15-21.

- Lefebvre, M.-P., 2010. Spatialisation de modèles de fonctionnement hydromécanique des sols appliquée à la prévision des risques de tassement à l'échelle de la France. Université d'Orléans, p. 293 p.
- Leip, A., Marchi, G., Koeble, R., Kempen, M., Britz, W., Li, C., 2008. Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen and carbon losses from arable soils in Europe. *Biogeosciences*, 5, 73-94.
- Loustau, D., Bosc, A., Colin, A., Ogée, J., Davi, H., François, C., Dufrêne, E., Déqué, M., Cloppet, E., Arrouays, D., Le Bas, C., Saby, N., Pignard, G., Hamza, N., Granier, A., Bréda, N., Ciais, P., Viovy, N., Delage, F., 2005. Modeling climate change effects on the potential production of French plains forests at the sub-regional level. *Tree Physiology*, 25, 813-823.
- Ma, Q., Wauchope, R.D., Rojas, K.W., Ahuja, L.R., Ma, L., Malone, R.W., 2004. The pesticide module of the Root Zone Water Quality Model (RZWQM): testing and sensitivity analysis of selected algorithms for pesticide fate and surface runoff. *Pest Management Science*, 60:3, 240-252. doi: 10.1002/ps.790
- Madsen, H.B., 1989. Elaboration of a soil profile and analytical database connected to the EC-soil map. In: van Lanen, H.A.J., Bregt, A.K. (Eds.), *Application of computerized EC soil map and climate data*. Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg, p. 254 pages.
- Madsen, H.B., Jones, R.J.A., 1995. The establishment of a soil profile analytical database from the Soil Map of the European Communities. In: King, D., Jones, R.J.A., Thomasson, A. (Eds.), *European Land Information Systems for agro-environmental monitoring*. Office for Official Publications of the European Community, Luxembourg, pp. 61-69.
- Makowski, D., 2013. Objectifs et principales étapes de l'analyse d'incertitude et de sensibilité. In: Faivre, R., Iooss, B., Mahévas, S., Makowski, D., Monod, H. (Eds.), *Analyse de sensibilité et exploration de modèles. Application aux sciences de la nature et de l'environnement*. éditions QUAE, Versailles, France, pp. 3-29.
- Maneux, E., Ludwig, W., Probst, J.-L., Etcheber, H., 1999. Spatial analysis of soil erosion versus sediment yields: an assessment of riverine sediment discharge to the coastal zone. The case study of the Bay of Biscay watersheds. CoastGIS'99, Brest, France.
- Marchant, B.P., Saby, N.P.A., Lark, R.M., Bellamy, P.H., Jolivet, C.C., Arrouays, D., 2010. Robust analysis of soil properties at the national scale: cadmium content of French soils. *European Journal of Soil Science*, 61:1, 144-152.
- Marchant, B.P., Saby, N.P.A., Jolivet, C.C., Arrouays, D., Lark, R.M., 2011. Spatial prediction of soil properties with copulas. *Geoderma*, 162:3-4, 327-334.
- Martin, M.P., Orton, T.G., Lacarce, E., Meersmans, J., Saby, N.P.A., Paroissien, J.-B., Jolivet, C., Boulonne, L., Arrouays, D., 2014. Evaluation of modelling approaches for predicting the spatial distribution of soil organic carbon stocks at the national scale. *Geoderma*, 223, 97-107.
- Meersmans, J., Martin, M.P., Lacarce, E., De Baets, S., Jolivet, C., Boulonne, L., Lehmann, S., Saby, N.P.A., Bispo, A., Arrouays, D., 2012. A high resolution map of French soil organic carbon. *Agronomy for Sustainable Development*, 32:4, 841-851.
- Meyer-Roux, J., 1987. The ten-year research and development plan for the application of remote sensing in agriculture statistics. CEC DG VI, JRC, Ispra, Italy, p. 23.

- Moncoulon, D., Probst, A., Party, J.-P., 2004. Weathering, atmospheric deposition and vegetation uptake: role for ecosystem sensitivity to acid deposition and critical load. *Comptes Rendus Geoscience*, 336, 1417-1426.
- Monod, H., Naud, C., Makowski, D., 2006. Uncertainty and sensitivity analysis for crop models. In: Wallach, D., Makowski, D., Jones, J.W. (Eds.), *Working with dynamic crop models*. Elsevier, pp. 55-99.
- Morvan, X., Saby, N.P.A., Arrouays, D., Le Bas, C., Jones, R.J.A., Verheijen, F.G.A., Bellamy, P.H., Stephens, M., Kibblewhite, M.G., 2008. Soil monitoring in Europe: A review of existing systems and requirements for harmonisation. *Science of the Total Environment*, 391:1, 1-12.
- Mulder, V.L., Lacoste, M., Richer-de-Forges, A.C., Martin, M.P., Arrouays, D., 2016. National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France. *Geoderma*, 263, 16-34. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.035>
- Mulla, D.J., McBratney, A.B., 2002. Soil Spatial Variability. In: Warrick, A.W. (Ed.), *Soil Physics Companion*. CRC Press LLC, pp. 343-373.
- Ngongo, L., King, D., Nicoulaud, B., Brisson, N., Ruget, F., 1993. The accuracy of methods for the selection of soil data in estimating regional moisture deficit from soil maps. *Pédologie*, XLIII:2, 285-299.
- Noilhan, J., Mahfouf, J.-F., 1996. The ISBA land surface parameterisation scheme. *Global and Planetary Change*, 13, 145-159.
- Panagos, P., Van Liedekerke, M., Jones, A., Montanarella, L., 2012. European Soil Data Centre: Response to European policy support and public data requirements. *Land Use Policy*, 29:2, 329-338.
- Party, J.-P., 1999. Acidification des sols et des eaux de surface des écosystèmes forestiers français : facteurs, mécanismes et tendances. Taux d'altération sur petits bassins-versants silicatés. Application au calcul des charges critiques d'acidité., Ecole et observatoire des sciences de la terre. Centre de géochimie de la surface (UMR 7517). Université Louis Pasteur Strasbourg I, Strasbourg, p. 247.
- Pellerin, S., Bamière, L., Angers, D., Béline, F., Benoît, M., Butault, J.P., Chenu, C., Colnenne-David, C., De Cara, S., Delame, N., Doreau, M., Dupraz, P., Favardin, P., Garcia-Launay, F., Hassouna, M., Hénault, C., Jeuffroy, M.H., Klumpp, K., Metay, A., Moran, D., Recous, S., Samson, E., Savini, I., Pardon, L., 2013. Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Rapport d'étude. INRA, p. 454.
- Platou, S.W., Nørr, A.H., Madsen, H.B., 1989. Digitization of the EC Soil Map. In: Jones, R.J.A., Biagi, B. (Eds.), *Computerization of land use data*. Office for official publications of the European Communities, Pisa, Italy, pp. 12-24.
- Pradal, C., Dufour-Kowalski, S., Boudon, F., Fournier, C., Godin, C., 2008. OpenAlea: A visual programming and component-based software platform for plant modeling. *Functional Plant Biology*, 35:10, 751-760. doi: 10.1071/FP08084
- Princé, K., Moussus, J.-P., Jiguet, F., 2012. Mixed effectiveness of French agri-environment schemes for nationwide farmland bird conservation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 149, 74-79.
- R Development Core Team, 2012. R: a Language and Environment for Statistical Computing. . R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Richer de Forges, A.C., Baffet, M., Berger, C., Coste, S., Courbe, C., Jalabert, S., Lacassin, J.-C., Maillant, S., Michel, F., Moulin, J., Party, J.-P., Renouard, C., Sauter, J., Scheurer, O., Verbèque, B., Desbourdes, S., Héliès, F., Lehmann, S., Saby, N.P.A., Tientcheu, E., Jamagne, M., Laroche, B., Bardy, M., Voltz, M., 2014. La cartographie des sols à moyennes échelles en France métropolitaine. *Etude et Gestion des Sols*, 21, 25-36.

Ritchie, J.T., Crum, J., 1989. Converting soil survey characterization data into IBSNAT crop model input. In: Bouma, J., Bregt, A.K. (Eds.), *Land qualities in space and time: proceedings of a symposium organized by the International Society of Soil Science (ISSS), Wageningen, The Netherlands, 22-26 August 1988*. Centre for Agricultural Publishing and documentation, Pudoc, Wageningen, The Netherlands, pp. 155-167.

Robert, M., 1996. Le sol : interface dans l'environnement, ressource pour le développement. Masson, Paris, France. p. 241.

Roger-Estrade, J., Arrouays, D., Adamiade, V., Baranger, E., Bartoli, M., Boizard, H., Brêthes, A., Brisson, N., Capowiez, Y., Chanzy, A., Chaplain, V., Cousin, I., Cosenza, P., Cui, K., Cui, Y., Debuissou, S., Défossez, P., Gérard, F., Jayet, P.-A., Labreuche, J., Le Bas, C., Lefevre, Y., Léonard, J., Lévêque, E., Lévêque, F., Mary, B., Mumen, M., Ranger, J., Tabbagh, A., Tabbagh, J., Tang, A., Tessier, D., Richard, G., 2011. Dégradation physique des sols agricoles et forestiers liée au tassement : principaux résultats du projet GESSOL ADD-DST. *Etude et Gestion des Sols*, 18:3, 187-199.

Roguet, G., 2013. Archéologie sociale de l'habitat de l'âge du Bronze et du premier âge du Fer dans le Bassin parisien (2200-460 avant notre ère). Université Paris I Panthéon-Sorbonne, Paris, France, p. 94 pages + annexes.

Rojas-Serna, C., Michel, C., Perrin, C., Andréassian, V., 2006. Ungauged catchments: how to make the most of a few streamflow measurements? *IAHS Publication*, 307, 230-236.

Rousset, F., Habets, F., Gomez, E., Le Moigne, P., Morel, S., Noilhan, J., 2004. Hydrometeorological modeling of the Seine basin using the SAFRAN-ISBA-MODCOU system. *Journal of Geophysical Research*, 109:D14105, 20 pages. doi: 10.1029/2003JD004403

Ruget, F., Brisson, N., Delecolle, R., Faivre, R., 2002. Sensitivity analysis of a crop simulation model, STICS, in order to choose the main parameters to be estimated. *Agronomie*, 22:2, 133-158.

Ruget, F., Le Bas, C., Souverain, F., Ripoche, D., Morvan, X., Cloppet, E., Arrouays, D., Guérif, M., 2006. Indice de productivité prairie : IPP. Rapport deuxième étape. INRA, Avignon, France, p. 22 pages + cartes.

Saby, N., Le Bas, C., Bodet, J.-M., Drique, E., 2000. Constitution et thématisation de la base de données des sols des bassins de production I.T.C.F. Inra, Orléans, p. 16 pages + cartes.

Saby, N., Schwartz, C., Walter, C., Arrouays, D., Lemerrier, B., Roland, N., Squidant, H., 2004. Base de données des analyses de terre : procédure de collecte et résultats de la campagne 1995-2000. *Etude et Gestion des Sols*, 11:3, 235-253.

Schneider, M.K., Brunner, F., Hollis, J.M., Stamm, C., 2007. Towards a hydrological classification of European soils: preliminary test of its predictive power for the base flow index using river discharge data. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11, 1501-1513.

- Shen, Z., Hong, Q., Yu, H., Liu, R., 2008. Parameter uncertainty analysis of the non-point source pollution in the Daning River watershed of the Three Gorges Reservoir Region, China. *Science of the Total Environment*, 405:1–3, 195-205. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.009>
- Slak, M.-F., Chéry, P., Thomas, A.-L., 1999. Urbanization, Changes in Agricultural Soil Inheritance, example of France. Proceedings of Planetary garden, International Symposium on Sustainable Ecosystem Management., Chambéry, France, pp. 306-311.
- Smith, P., 2014. Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? *Global Change Biology*, 20:9, 2708-2711. doi: 10.1111/gcb.12561
- Stockmann, U., Adams, M.A., Crawford, J.W., Field, D.J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A.B., de Courcelles, V.D., Singh, K., Wheeler, I., Abbott, L., Angers, D.A., Baldock, J., Bird, M., Brookes, P.C., Chenu, C., Jastrow, J.D., Lal, R., Lehmann, J., O'Donnell, A.G., Parton, W.J., Whitehead, D., Zimmermann, M., 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 164, 80-99. doi: 10.1016/j.agee.2012.10.001
- Tavernier, R., 1985. 1. Introduction and history. In: Communities, C.o.t.E. (Ed.), *Soil Map of the European Communities 1:1 000 000. Notice*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 1-2.
- Thielen, J., Bartholmes, J., Ramos, M.-H., de Roo, A.P.J., 2009. The European Flood Alert System – Part 1: Concept and development. *Hydrology and Earth System Sciences*, 13, 125–140.
- Thirel, G., Martin, E., Mahfouf, J.-F., Massart, S., Ricci, S., Habets, F., 2010a. A past discharges assimilation system for ensemble streamflow forecasts over France – Part 1: Description and validation of the assimilation system. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14, 1623–1637.
- Thirel, G., Martin, E., Mahfouf, J.-F., Massart, S., Ricci, S., Regimbeau, F., Habets, F., 2010b. A past discharge assimilation system for ensemble streamflow forecasts over France – Part 2: Impact on the ensemble streamflow forecasts. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14, 1639–1653.
- Thomasson, A.J., Carter, A.D., 1989. Current and future uses of the UK soil water retention dataset. Proceedings of the International Workshop on Indirect Methods for Estimating the Hydraulic Properties of Unsaturated Soils Riverside, California, pp. 355-358.
- Tiktak, A., de Nie, D.S., Piñeros Garcet, J.D., Jones, A., Vanclooster, M., 2004. Assessment of the pesticide leaching risk at the Pan-European level. The EuroPEARL approach. *Journal of Hydrology*, 289, 222-238.
- Tóth, B., Weynants, M., Nemes, A., Makó, A., Bilas, G., Tóth, G., 2015. New generation of hydraulic pedotransfer functions for Europe. . *European Journal of Soil Science*, 66, 226–238. doi: 10.1111/ejss.12192
- Van-Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A.R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C., Selvaradjou, S.-K., 2004. Reports of the Technical working groups established under the Thematic Strategy for soil protection. Luxembourg.
- Van Diepen, C.A., 1992. An agrometeorological model to monitor the crop state on a regional scale in the European Community: concept, implementation and first operational outputs. In: Toselli, F., Meyer-Roux, J. (Eds.), *Conference on Applications of Remote Sensing to Agricultural Statistics*. Office for Official publications of the European Communities, Belgrate, Italie, pp. 269-277.

van Dijk, P.M., Kwaad, F.J.P.M., 1998. Modelling suspended sediment supply to the River Rhine drainage network; a methodological study. Modelling soil erosion, sediment transport and closely related hydrological processes, Vienna, pp. 165-176.

Van Ranst, E., Vanmechelen, L., Thomasson, A.J., Daroussin, J., Hollis, J.M., Jones, R.J.A., Jamagne, M., King, D., 1995. Elaboration of an extended knowledge database to interpret the 1:1,000,000 EU soil map for environmental purposes. In: King, D., Jones, R.J.A., Thomasson, A. (Eds.), *European Land Information Systems for agro-environmental monitoring*. Office for Official Publications of the European Community, Luxembourg, pp. 71-84.

Varella, H., Guerif, M., Buis, S., 2010. Global sensitivity analysis measures the quality of parameter estimation: The case of soil parameters and a crop model. *Environmental Modelling & Software*, 25:3, 310-319.

Varella, H., Buis, S., Launay, M., Guerif, M., 2012. Global sensitivity analysis for choosing the main soil parameters of a crop model to be determined. *Agricultural Sciences*, 3:7, 949-961.

Verburg, P.H., Schulp, C.J.E., Witte, N., Veldkamp, A., 2006. Downscaling of land use change scenarios to assess the dynamics of European landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114:1, 39-56. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.024>

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.

Vincendon, B., Ducrocq, V., Saulnier, G.-M., Bouilloud, L., Chancibault, K., Habets, F., Noilhan, J., 2010. Benefit of coupling the ISBA land surface model with a TOPMODEL hydrological model version dedicated to Mediterranean flash-floods. *Journal of Hydrology*, 394, 256-266.

Violle, C., Choler, P., Borgy, B., Garnier, E., Amiaud, B., Debarros, G., Diquelou, S., Gachet, S., Jolivet, C., Kattge, J., Lavorel, S., Lemauiel-Lavenant, S., Loranger, J., Mikolajczak, A., Munoz, F., Olivier, J., Viovy, N., 2015. Vegetation ecology meets ecosystem science: Permanent grasslands as a functional biogeography case study. *Science of the Total Environment*, 534, 43-51. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.141>

Vital, J.-E., Gaurut, M., Lardy, R., Viovy, N., Soussana, J.-F., Bellocchi, G., Martin, R., 2013. High-performance computing for climate change impact studies with the Pasture Simulation model. *Computers and Electronics in Agriculture*, 98, 131-135.

Walter, C., Schwartz, C., Claudot, B., Bouedo, T., Arousseau, P., 1997. Synthèse nationale des analyses de terre réalisées entre 1990 et 1994. II. Descriptions statistique et cartographique de la variabilité des horizons de surface des sols cultivés. *Etude et Gestion des Sols*, 4:3, 205-220.

Warren-Hicks, W., Carbone, J.P., Havens, P.L., 2002. Using Monte Carlo techniques to judge model prediction accuracy: Validation of the pesticide root zone model 3.12. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21:8, 1570-1577. doi: 10.1002/etc.5620210807

Weynants, M., Montanarella, L., Tóth, G., Strauss, P., Feichtinger, F., Cornelis, W., Javaux, M., Matula, S., Daroussin, J., Hennings, V., Schindler, U., Bilas, G., Makó, A., Tóth, B., Romano, N., Iovino, M., Morari, F., Kværnø, S., Nemes, A., Riley, H., Arnoldussen, A., Nyborg, Å., Børresen, T., Haugen, L.E., Slawinski, C., Lamorski, K., Gonçalves, M., Patyka, N.V., Shein, E., Houšková, B., Anaya-Romero, M., Kätterer, T., Wösten, H., Hannam, J., Keay, C., Lilly, A., Laktionova, T., 2013. European

HYdropedological Data Inventory (EU-HYDI). . Joint Research Centre Technical reports, Luxembourg, p. 167.

Woli, P., Jones, J.W., Ingram, K.T., 2013. Assessing the Agricultural Reference Index for Drought (ARID) using uncertainty and sensitivity analyses. *Agronomy Journal*, 105:1, 150-160. doi:doi:10.2134/agronj2012.0033

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, 169-185.

ANNEXES

Annexe 1 : règle d'estimation de la minéralogie de surface

Liste des attributs de la règle :

NUM_AUTHOR	Numéro de l'auteur de l'occurrence
LAST_UPD	Date de dernière mise à jour de l'occurrence
PM11	1 ^{er} chiffre du code du matériau parental
PM12	2 ^e chiffre du code du matériau parental
PM13	3 ^e chiffre du code du matériau parental
MIN	Minéralogie du profil
MIN_TOP	Minéralogie de l'horizon de surface
MIN_TOP_CL	Niveau de confiance attribué à l'occurrence.

* signifie « n'importe quelle valeur »

Signification des codes :

PM11 :

1	dépôts alluviaux et glaciaires
2	roches calcaires
3	matériaux argileux
4	matériaux sableux
5	matériaux limoneux
6	formations détritiques
7	roches cristallines et migmatites
8	roches volcaniques
9	autres roches

MIN

C	chimique ou géochimique
M	mécanique ou physique
MC	chimique et mécanique
ND	sans différenciation

MIN_TOP

KQ	minéraux 1/1 + quartz
KX	minéraux 1/1 + oxydes et hydroxydes
MK	minéraux 1/1 et 2/1
M	minéraux 2/1 et 2/1/1 non gonflants
MS	minéraux 2/1 gonflants et non gonflants
S	minéraux 2/1 gonflants
TV	minéraux vitriques
TO	minéraux andiques
NA	non applicable

MIN_TOP_CL

h	élevé
m	moyen
l	faible

NUM_AUTHOR	LAST_UPD	Attributs en entrée				Attributs en sortie	
		PM11	PM12	PM13	MIN	MIN_TOP	MIN_TOP_CL
5	20/08/1993	1	*	*	*	M	h
5	20/08/1993	1	*	*	C	KQ	m
5	20/08/1993	1	1	1	M	KQ	h
5	20/08/1993	1	1	3	ND	MS	m
5	20/08/1993	1	2	*	ND	MS	m
5	20/08/1993	2	*	*	*	M	h
5	20/08/1993	2	1	7	*	MS	m
5	20/08/1993	2	1	7	M	M	h
5	20/08/1993	2	2	0	*	MS	m
5	20/08/1993	2	2	0	M	M	m
5	20/08/1993	2	3	*	*	MS	h
5	20/08/1993	2	3	*	M	M	h
5	20/08/1993	3	*	*	*	MK	m
5	20/08/1993	3	1	0	C	KQ	h
5	20/08/1993	3	1	3	C	KX	h
5	20/08/1993	3	1	4	C	KX	h
5	20/08/1993	3	2	*	*	M	m
5	20/08/1993	3	2	1	*	MK	h
5	20/08/1993	3	3	0	*	M	h
5	20/08/1993	3	3	0	C	KX	m
5	20/08/1993	3	3	1	*	KX	h
5	20/08/1993	3	3	2	*	KX	h
5	20/08/1993	3	3	2	C	KQ	h
5	20/08/1993	3	3	3	*	M	h
5	20/08/1993	3	4	*	*	M	m
5	20/08/1993	3	5	*	*	M	m
5	20/08/1993	4	*	*	*	M	m
5	20/08/1993	4	*	*	C	KQ	h
5	20/08/1993	4	1	*	*	MK	m
5	20/08/1993	4	1	*	C	KQ	h
5	20/08/1993	4	5	2	*	KX	h
5	20/08/1993	4	5	2	C	KQ	h
5	20/08/1993	5	*	*	*	M	m
5	20/08/1993	5	*	*	C	KQ	m
5	20/08/1993	5	1	1	*	MK	h
5	20/08/1993	5	1	1	C	KQ	h
5	20/08/1993	5	2	*	ND	MS	h
5	20/08/1993	5	2	*	M	M	h
5	20/08/1993	5	2	2	*	M	h
5	20/08/1993	5	2	3	*	M	h
5	20/08/1993	5	2	2	M	MK	h
5	20/08/1993	6	*	*	*	M	m
5	20/08/1993	6	*	*	C	KQ	h
5	20/08/1993	6	4	0	ND	MS	m

NUM_AUTHOR	LAST_UPD	Attributs en entrée				Attributs en sortie	
		PM11	PM12	PM13	MIN	MIN_TOP	MIN_TOP_CL
5	20/08/1993	7	*	*	ND	M	m
5	20/08/1993	7	*	*	M	MK	m
5	20/08/1993	7	*	*	C	KQ	h
11	04/01/1994	7	0	0	MC	MK	m
11	04/01/1994	7	3	9	MC	MK	m
11	04/01/1994	7	4	1	MC	M	m
5	20/08/1993	7	2	*	ND	MS	m
5	20/08/1993	7	2	*	M	M	h
5	20/08/1993	7	4	*	M	M	h
5	20/08/1993	7	5	0	M	M	m
5	20/08/1993	7	5	0	C	KQ	m
5	20/08/1993	8	*	*	*	TO	m
5	20/08/1993	8	1	0	*	TV	m
5	20/08/1993	8	1	0	C	KX	m
5	20/08/1993	8	3	0	*	TV	h
5	20/08/1993	8	3	0	M	TO	m
6	02/08/1994	9	0	0	C	NA	h
11	04/01/1994	9	0	0	M	M	l
11	04/01/1994	9	0	0	ND	M	l
6	31/07/1996	9	0	1	*	NA	h
6	31/07/1996	9	0	2	*	NA	h
11	04/01/1994	9	1	0	C	NA	h
11	04/01/1994	9	1	0	ND	NA	h
12	01/08/1996				*	NA	h
6	20/12/1994	7	3	1	MC	MK	m
6	20/12/1994	7	4	0	MC	MK	m

Annexe 2 : Présentation détaillée des utilisations de la BDGSF

Les thématiques recensées d'après les références bibliographiques consultées ont été classées en s'inspirant de la classification proposée par Le Bas et Schnebelen (2006) qui a été largement révisée.

Les thématiques sont regroupées en 6 grands domaines :

1. protection et connaissance de la ressource en sol,
2. protection et connaissance de la ressource en eau,
3. protection et connaissance de la ressource en air,
4. protection et connaissance de la biodiversité,
5. production agricole ou sylvicole,
6. archéologie.

1. Connaissance, gestion et protection des sols

Beaucoup d'utilisations concernent la connaissance, la gestion et la protection des sols. Ces utilisations concernent :

- la connaissance des sols
- la spatialisation de propriétés des sols
- l'évaluation des menaces sur les sols.

1.1 Connaissance des sols

En matière de connaissance des sols, plusieurs types d'utilisation ont été rencontrés. Le premier type consiste à comparer d'autres bases de données sols à la BDGSF pour évaluer leur pertinence ou leur représentativité. Walter *et al.* (1997) comparent visuellement la carte des textures modales issues de la base de données d'analyses de terre (BDAT) (période 1990-1994) avec la carte des textures dominantes issue de la BDGSF montrant des analogies entre les deux cartes. Ce travail est renouvelé par Saby *et al.* (2004) pour comparer la BDAT (période 1995-2000) avec la BDGSF. Badeau *et al.* (1999) comparent la fréquence des sols du réseau de suivi des dommages forestiers à celle de la BDGSF montrant des différences de fréquence pour certains types de sol. King et Saby (2001) analysent avec la BDGSF la représentativité des 24 cartes au 1/100 000 publiées dans le cadre du programme Carte Pédologique de la France (CPF) montrant que ces cartes ont une bonne représentativité des principaux types de sol mais que 43% des sols français sont encore insuffisamment connus. Huguet *et al.* (2004) ont utilisé la BDGSF pour évaluer la représentativité de la base de données sur les propriétés hydriques des sols Solhydro montrant que la base Solhydro présentait une assez bonne représentativité des textures mais une moins bonne représentativité des matériaux parentaux. Enfin A l'échelle européenne, Morvan *et al.* (2008) utilisent la BDGSE pour analyser la représentativité des réseaux de surveillance en Europe.

Le deuxième type, proche du premier, est de déterminer une stratégie d'échantillonnage. C'est le cas, par exemple, du travail réalisé par Arrouays *et al.* (2001b) qui ont utilisé la BDGSF, CORINE land cover et un MNT au pas de 250 m pour déterminer la représentativité d'un réseau de surveillance des sols en France. Plusieurs tailles de maille ont été testées (8, 16 et 32 km) et c'est la maille de 16 km qui représentait la taille optimale en termes de représentativité mais aussi de coût. C'est finalement cette taille qui a été retenue pour le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS).

Le troisième type d'utilisation consiste à utiliser la BDGSF pour caractériser les sols d'un territoire. C'est le cas des travaux de Saby *et al.* (2000) qui ont déterminé les grands types de sol présents dans

les bassins de production ITCF. L'objectif de ce travail était de constituer une base de données sur les sols des bassins de production afin de mieux situer les résultats des sites expérimentaux de l'ITCF dans leur contexte régional. Ce travail a été refait en 2012 suite à un redécoupage des bassins de production en segments Arvalis.

Imrie *et al.* (2008) ont utilisé la BDGSE pour interpréter leurs cartographies des éléments géochimiques de l'horizon de surface obtenues à partir des données de la base FOREGS.

Enfin la BDGSF est utilisée pour l'enseignement et la communication au travers notamment de la réalisation de cartes thématiques pour des ouvrages, des cours, des actions de communication (fête de la science par exemple), etc. On peut citer par exemple les illustrations suivantes :

- carte des sols dominants (Jamagne *et al.*, 1995b ; Robert, 1996 ; GIS Sol, 2011 ; Jamagne, 2011),
- carte de la texture de surface (Arrouays *et al.*, 1997 ; GIS Sol, 2011 ; Jamagne, 2011),
- carte des matériaux parentaux (Jamagne, 2011),
- carte de la réserve utile (Jamagne *et al.*, 1995b ; GIS Sol, 2011)
- carte de la profondeur des sols (GIS Sol, 2011)
- carte des types dominants de minéraux (GIS Sol, 2011).

1.2 Spatialisation des propriétés des sols

Certaines propriétés des sols sont nécessaires pour de nombreuses applications (réserve utile ou teneurs en eau caractéristiques, masse volumique apparente, capacité d'échange cationique, pH, carbone organique, etc.). Des travaux visant à les estimer ont donc très tôt été réalisés. La BDGSF a été utilisée originellement pour spatialiser des règles ou des fonctions de pédotransfert. Plus récemment, elle est utilisée comme covariable lors méthodes de cartographie numérique.

Dès la version 2 de la base de données, des travaux ont été menés pour définir des règles de pédotransfert adaptées à la BDGSE pour estimer certaines propriétés des sols comme la capacité d'échange cationique, la réserve en eau ou le carbone organique pour l'horizon de surface ou les horizons profonds et permettre leurs cartographies à l'échelle européenne (King *et al.*, 1994a). Ces règles ont ensuite été adaptées pour estimer la réserve en eau du sol (Le Bas *et al.*, 1997). Ces travaux ont servi de base à de nombreuses autres utilisations de la BDGSF.

D'autres travaux ont mobilisé des bases de données analytiques afin de déterminer des fonctions de pédotransfert adaptées à la BDGSE. On pourra citer les travaux réalisés sur la base de données HYPRES par Wösten *et al.* (1999) qui ont élaboré des fonctions de pédotransfert pour estimer les propriétés de rétention en eau des sols et les ont appliqué à l'échelle européenne pour cartographier la réserve utile en eau. Al Majou *et al.* (2008) ont fait de même à l'échelle du territoire français avec la base de données SOLHYDRO. Très récemment, la base de données EU-HYDI a été constituée pour améliorer les fonctions de Wösten *et al.* (1999) et d'autres fonctions de pédotransfert adaptées à la BDGSE ont été constituées (Tóth *et al.*, 2015).

Pour le carbone organique, Arrouays *et al.* (2001a) a utilisé une base de données d'analyse du carbone organique des sols à l'échelle de la France pour définir une fonction de pédotransfert d'estimation de la teneur en carbone organique de l'horizon 0-30 cm. La BDGSF croisée avec CORINE land cover a ensuite été utilisée pour spatialiser cette fonction et obtenir une première cartographie de la teneur en carbone organique de l'horizon 0-30 cm sur la France. Meersmans *et al.* (2012) ont défini une fonction de pédotransfert à partir des données du RMQS et l'ont ensuite appliqué sur des données exhaustives spatialement (données climatiques, données sur les apports de fumure, CORINE land cover) dont la BDGSF.

Les travaux les plus récents consistent à utiliser la BDGSF comme covariable dans des méthodes de cartographie numérique. On peut citer les travaux de Marchant *et al.* (2010 ; 2011) pour la cartographie des ETM, Martin *et al.* (2014) et Mulder *et al.* (2016) pour l'estimation des stocks de

carbone organique, ceux de Lacoste *et al.* (2016) pour estimer la profondeur du sol à l'échelle de la France.

A l'échelle européenne, on pourra citer les travaux de Jones *et al.* (2004) pour l'estimation de la teneur en carbone organique de l'horizon de surface des sols d'Europe. Hiederer et Jones (2009) ont développé une base de données de propriétés des sols sur la base d'une grille régulière de 1 km par 1 km. Ce travail permet d'avoir des couches d'information pour la texture, les tourbes, le volume d'éléments grossiers, la profondeur à la roche, la structure, la capacité d'échange cationique, le taux de saturation en base, la « packing density », la masse volumique apparente, la teneur en carbone organique et la teneur en matières organiques.

1.3 Evaluation des menaces sur les sols

Les principales menaces sur les sols ont fait l'objet de nombreux travaux d'estimation. Les travaux les plus nombreux concernent l'érosion et le ruissellement. Cependant, les travaux ne traitant que du ruissellement, à savoir le partage de la pluie entre infiltration et ruissellement, sont liés à la modélisation hydrologique et sont donc traités dans la partie consacrée à la connaissance et à la protection de la ressource en eau.

La problématique de l'érosion et du ruissellement a été abordé par plusieurs projets de recherche. Le Bissonais *et al.* (2002) ont développé un modèle pour l'estimation de l'aléa érosion en France croisant des données topographiques, climatiques et sur l'occupation du sol à la BDGSF. Deux règles de pédotransfert ont été définies sur la BDGSF pour estimer la sensibilité à la battance et l'érodibilité des sols. Ces deux règles ont été étendues à l'Europe par Le Bissonais *et al.* (2005). Elles ont également été utilisées par Kirkby *et al.* (2000) dont l'objectif était de proposer des indicateurs du risque d'érosion utilisable en aménagement du territoire.

Pour certaines problématiques hydrologiques, des modèles d'érosion ont été utilisés pour déterminer les flux de sédiments vers le réseau hydrographique. On peut citer les travaux de van Dijk et Kwaad (1998) qui ont développé un modèle pour l'estimation de l'érosion et du transport des sédiments sur le bassin versant du Rhin à partir de la BDGSE. Maneux *et al.* (1999) ont estimé les pertes en sol à l'échelle du bassin versant de l'Adour et les flux de matières en suspension jusqu'au golfe de Gascogne en utilisant la même méthode développée par CORINE en 1992. Engeland *et al.* (2006) ont utilisé le modèle hydrologique distribué Ecomag sur la partie française du bassin versant de la Saône pour modéliser les flux de ruissellement dans les bassins versants. Cerdan *et al.* (2012) se sont intéressés aux flux de sédiments vers la mer à l'échelle de la France. Ils ont estimé la charge en matières en suspension ou la charge dissoute dans les rivières, le taux d'érosion des sols et la production de sol par altération des roches. La BDGSF a été utilisée pour estimer l'érosion des sols et la production de sol.

A l'échelle européenne, le modèle d'érosion PESERA a été développé sur la BDGSE pour estimer les risques d'érosion (Kirkby *et al.*, 2004).

Outre, l'estimation du risque d'érosion, Le Villio *et al.* (2001) se sont intéressés à l'estimation des quantités de matière organique exogène pouvant faire augmenter la teneur en carbone organique des sols sensibles à l'érosion et au ruissellement en France.

Peu de travaux ont été réalisés sur le tassement. On peut citer la thèse de Lefebvre (2010) qui a élaboré une méthodologie de spatialisation du risque de tassement à l'échelle de la France en utilisant la modélisation (modèle de culture Stics et modèle de tassement Compoil).

Deux méthodes ont été utilisées pour étudier les liens entre artificialisation et sol. La première méthode, appliquée par Slak *et al.* (1999) et Chéry *et al.* (2014), repose sur le regroupement des UTS de la BDGSF à dire d'expert en groupes représentant la potentialité agronomique des sols (regroupement basé sur le nom du sol uniquement). L'autre méthode appliquée par Antoni (2011) a

consisté à caractériser les sols par leur classe de RU vue comme une approche de la potentialité agronomique du sol. Dans les 2 méthodes, il s'agissait de déterminer le degré d'artificialisation des sols en fonction de leur potentiel agronomique. Le degré d'artificialisation était calculé avec différentes sources de données : TERUTI, CORINE land cover et/ou les zones en aire urbaine de l'INSEE. Quelle que soit la méthode utilisée, les sols à plus fort potentiel agronomique s'avèrent être les plus menacés par l'artificialisation.

La problématique des pluies acides et de son impact sur les eaux et sur le dépérissement forestier a été étudié par Party (1999) qui a proposé une première estimation des charges critiques d'acidité des sols forestiers français. Ce travail a été repris par Moncoulon *et al.* (2004) qui ont amélioré le calcul des charges critiques. Saby *et al.* (2000) ont classé les UTS de la BDGSF en 4 classes de risque d'acidification de l'horizon de surface.

Saby *et al.* (2000) ont cartographié à partir de la BDGSF les superficies de sols hydromorphes profonds par bassin de production ITCF qui pourraient être drainés pour en améliorer la potentialité agronomique.

2. Protection et connaissance de la ressource en eau

Beaucoup d'utilisations concernent la protection et la connaissance des ressources en eau. Cela est dû au fait que le sol est à l'interface avec l'hydrosphère. Plusieurs thématiques sont regroupées dans ce grand domaine :

- connaissance de la ressource en eau
- gestion quantitative de la ressource en eau (irrigation, inondation)
- gestion qualitative de la ressource en eau (nitrates, pesticides, matières en suspension).

2.1 Connaissance de la ressource en eau

Un grand nombre de travaux ont été réalisés sur cette thématique. Ils visent à mieux estimer le cycle de l'eau et à améliorer les modèles permettant de l'estimer. Ces travaux incluent la modélisation hydrologique du ruissellement.

C'est dans cette catégorie que se place l'ensemble des travaux de couplage du modèle ISBA avec le modèle hydrologique MODCOU et le modèle atmosphérique SAFRAN. Le modèle ISBA (Noilhan et Mahfouf, 1996) est un modèle de schéma de surface développé par le CNRM pour modéliser les surfaces continentales dans les modèles atmosphériques et hydrologiques. Développé au départ pour être utilisé avec des modèles de circulation générale tel qu'Arpège, il a aussi été utilisé dans des applications hydrologiques en couplage avec le modèle hydrologique MODCOU et avec le forçage atmosphérique issu de SAFRAN. Ce travail de couplage a d'abord été réalisé sur plusieurs bassins versants tels que celui de l'Adour (Habets *et al.*, 1999b, c), du Rhône (Habets *et al.*, 1999a), de la Seine (Rousset *et al.*, 2004) avant d'être généralisé à la France (Habets *et al.*, 2008). Ces travaux ont été ensuite poursuivis pour d'autres études dont quelques exemples sont cités ci-après. Ces études visent à améliorer les modèles (Etchevers *et al.*, 2001 ; Golaz-Cavazzi *et al.*, 2001 ; Decharme et Douville, 2006b ; Coustau *et al.*, 2015), à tester l'assimilation de données (Thirel *et al.*, 2010a ; Thirel *et al.*, 2010b ; Barbu *et al.*, 2014 ; Coustau *et al.*, 2015), à comparer avec des données RADAR (Baghdadi *et al.*, 2007), à étudier l'impact de forçages climatiques (Decharme et Douville, 2006a ; Coustau *et al.*, 2015), à étudier l'impact du changement climatique (Etchevers *et al.*, 2002 ; Caballero *et al.*, 2007), à développer des outils opérationnels de prévision météorologique (Coustau *et al.*, 2015). Enfin, Boone *et al.* (2004) ont également comparé 15 modèles différents de schéma de surface, dont ISBA, en couplage avec SAFRAN et MODCOU sur le bassin versant du Rhône.

D'autres travaux ont été réalisés sur le bassin versant de la Saône. Engeland *et al.* (2006) ont utilisé le modèle ECOMAG sur la partie nord du bassin versant de la Saône. Dehotin et Braud (2008) proposent une méthodologie pour définir les unités de simulation des modèles hydrologiques en fonction des

objectifs de la modélisation et des données disponibles. Cette méthodologie repose sur la définition d'unités emboîtées : les sous-bassins versants, les hydro-paysages et les unités de simulation. Ils proposent l'utilisation de méthode de classification du paysage pour définir les hydro-paysages. Cette méthodologie est illustrée par une application sur le nord du bassin versant de la Saône utilisant la BDGSF et des données sols au 1/250 000.

Le projet international MOPEX (Model Parameter Estimation Experiment) a pour objectif de développer des techniques pour l'estimation des paramètres des modèles hydrologiques et de schéma de surface. Il s'appuie sur la constitution d'une base de données hydrologique sur des bassins versants à l'échelle mondiale. Dans ce cadre, Chahinian *et al.* (2006) a constitué une base de données composées de 40 bassins versants français dont les caractéristiques pédologiques ont été estimés avec la BDGSF. Cette base de données a été utilisée par Rojas-Serna *et al.* (2006) avec d'autres bases de données provenant de différents pays pour proposer une méthode pour l'estimation des paramètres du modèle hydrologique GR4J sur des bassins versants non instrumentés.

La BDGSF a également été utilisée pour caractériser 212 bassins versants français dans le travail de Bourqui *et al.* (2006) qui visait à évaluer trois approches de modélisation hydrologique présentant différents niveaux de désagrégation des données. Ce travail a utilisé lui aussi le modèle GR4J et s'est basé sur la détermination de bassins versants chimériques combinant les données des 212 bassins versants réels.

2.2 Gestion quantitative de la ressource en eau

Si les utilisations citées dans le paragraphe précédent concernent également l'évaluation quantitative des ressources en eau et notamment des flux, elles ont une finalité qui n'est pas tournée vers la gestion de la ressource a contrario des utilisations suivantes. Certaines utilisations utilisant aussi des modèles hydrologiques ont une orientation vers des problématiques de gestion du risque inondation. C'est le cas de Korkmaz *et al.* (2009) qui ont utilisé le modèle hydrologique MODCOU sur le bassin versant de la Somme dont l'aquifère se situe dans la craie et qui a généré une très importante inondation en 2001. La BDGSF a été croisée avec CORINE land cover pour définir les fonctions de production de MODCOU dont les paramètres ont ensuite été obtenus par calibration. Les données du système SAFRAN-ISBA-MODCOU (SIM) ont été utilisées comme données d'entrée d'un couplage ISBA-TOPMODEL pour modéliser les inondations en région méditerranéenne sur des bassins versants des Cévennes (Bouilloud *et al.*, 2010 ; Vincendon *et al.*, 2010). Dumas *et al.* (2013) ont également utilisé le système SIM pour estimer l'impact du changement climatique sur les risques d'inondation en France.

De Roo *et al.* (2000) ont développé le modèle LISFLOOD pour l'estimation des flux d'eau à l'échelle de bassin versant entier pour la prédiction des inondations. Ils ont testé le modèle sur le bassin versant de la Meuse et sur celui de l'Oder en utilisant la BDGSE. Ce modèle a ensuite été intégré au système européen de prévision des inondations (De Roo *et al.*, 2003 ; Thielen *et al.*, 2009).

Dans le cadre de la mise en place du SAGE, David (2012) a été chargé par la DREAL de Normandie d'évaluer l'impact des prélèvements d'eau sur le bassin versant de l'Avre. Pour cela, il a réalisé une estimation spatialisée au pas de temps décadaire de la pluie efficace et de l'infiltration sur une grille de 100 m par 100 m. La BDGSF a été utilisée pour déterminer la réserve Utile des sols sur le bassin versant.

Enfin, dans un tout autre registre, Le Bas *et al.* (2006) ont développé un outil opérationnel d'estimation des besoins en irrigation du maïs dans le sud de la France (OSIRIS).

2.3 Gestion qualitative de la ressource en eau

Les deux grandes thématiques dans ce domaine sont les problématiques de la contamination des eaux par les nitrates et les pesticides.

Concernant les nitrates, certaines utilisations hydrologiques ont un objectif d'estimation des flux de nitrates vers les eaux de surface et vers les aquifères. C'est le cas par exemple des travaux réalisés sur le bassin versant de la Seine (Ledoux *et al.*, 2007) qui utilisent le couplage du modèle de culture Stics, avec le modèle hydrologique MODCOU. la BDGSF est utilisée pour fournir les données d'entrée sols du modèle Stics.

Plusieurs études à l'échelle européenne ou française ont été menées pour évaluer les émissions d'azote dans les eaux de surface. Bouraoui et Grizzetti (2008) ont développé un système d'estimation du devenir de l'azote à différentes échelles, testé sur les bassins versants de la Loire et de la Vilaine : le modèle statistique SPARROW est appliqué sur toute la zone d'étude, le modèle SWAT est appliqué sur le bassin versant de la Vilaine et le modèle EPIC sur la culture et le sol dominant. La BDGSE rasterisée sur la grille 1 km par 1 km a été utilisée en données d'entrée de SWAT et d'EPIC.

Dupas *et al.* (2013) ont défini le modèle Nutting-N et l'ont appliqué sur un certain nombre de bassins versants français pour estimer les émissions d'azote vers les eaux de surface. Le modèle a été réutilisé par Dupas *et al.* (2015) qui ont également développé un modèle similaire pour le phosphore afin d'étudier l'impact de l'agriculture sur les charges en azote et en phosphore des eaux de surface et le risque d'eutrophisation.

Enfin, Justes *et al.* (2012) ont étudié par simulation avec le modèle de culture Stics l'effet des cultures intermédiaires sur la lixiviation des nitrates en France permettant d'établir des références en matière de dates de semis et de destruction des cultures intermédiaires (Constantin *et al.*, 2015).

Le CORPEN a utilisé la BDGSF parmi d'autres données cartographiques pour établir la méthodologie du diagnostic régional et du suivi de la contamination des eaux liée à l'utilisation des produits phytosanitaires (CORPEN, 2003). Cette méthodologie a ensuite été utilisée sur l'Alsace par Koller *et al.* (2004) pour l'établissement d'une cartographie de la sensibilité des sols aux produits phytosanitaires. Ce travail a utilisé principalement les données à 1/100 000 de la base de données des sols d'Alsace mais la BDGSF a également été utilisée sur les zones non couvertes au 1/100 000.

A l'échelle européenne, Tiktak *et al.* (2004) ont développé un système spatialisé d'estimation du risque de lixiviation des pesticides avec le modèle PEARL. Centofanti *et al.* (2008) ont développé des scénarios agro-environnementaux pour l'estimation du risque de contamination par les pesticides. Ces scénarios ont été développés pour une utilisation avec les modèles MACRO et PRZM dans un objectif de régionaliser les scénarios utilisés actuellement au plan européen pour l'évaluation environnementale des pesticides. Ces scénarios ont été utilisés au niveau français pour développer un modèle national pour l'évaluation des risques de contaminations diffuses des milieux aquatiques par les produits phytosanitaires (Footways, 2012).

Enfin, certains travaux sur l'érosion s'intéressent au devenir des matières en suspension dans les eaux. Ils ont déjà été cités dans la partie sur l'érosion (van Dijk et Kwaad, 1998 ; Maneux *et al.*, 1999).

3. Protection et connaissance de la ressource en air

Ce grand domaine concerne surtout les travaux menés autour de l'émission des gaz à effet de serre (CO₂, NO et N₂O, CH₄).

Gabrielle *et al.* (2011) ont réalisé une estimation des émissions annuelles de N₂O sur les sols agricoles français avec le modèle CERES-EGC pour le blé et le maïs en utilisant la BDGSF comme données d'entrée du modèle. Durandeu *et al.* (2010) ont utilisé la même méthodologie que Godard *et al.*

(2008) pour coupler le modèle économique AROPAj au modèle CERES-EGC afin d'estimer l'impact des mesures d'atténuation sur les émissions de gaz à effet de serre.

Pellerin *et al.* (2013) ont évalué dix mesures pouvant atténuer les émissions de gaz à effet de serre par l'agriculture. Dans ce cadre, la BDGSF a été utilisée pour évaluer les surfaces agricoles qui pourraient contribuer à certaines de ces mesures.

A l'échelle européenne, Freibauer (2003) a proposé une méthode d'estimation des émissions des principaux gaz à effet de serre (N₂O, CH₄, CO₂) par l'agriculture. Kesik *et al.* (2005) ont estimé les émissions de N₂O et de NO pour les sols forestiers européens en utilisant le modèle PnET-N-DNDC sur la BDGSE. Ce travail a ensuite été utilisé pour estimer l'impact du changement climatique sur ces émissions (Kesik *et al.*, 2006). Butterbach-Bahl *et al.* (2009) ont étendu ce travail aux sols agricoles en utilisant le modèle DNDC.

4. Protection et connaissance de la biodiversité

Le GIP ATEN (Atelier Techniques des Espaces Naturels) a intégré la BDGSF dans son tableau de bord géographique, outil cartographique d'aide à la gestion des espaces naturels, à l'échelle nationale (Beisson *et al.*, 2002) afin d'évaluer et de spatialiser la connaissance sur la diversité des écosystèmes. Ce travail s'inscrit dans un appui technique à la Direction de la Nature et des Paysages du ministère de l'écologie.

Princé *et al.* (2012) ont évalué l'impact des Mesures Agri-Environnementales sur le déclin de la population des oiseaux en milieu agricole. Ils ont cherché à relier les estimations d'abondance des populations d'oiseaux aux caractéristiques des systèmes de production (intensité de production, types d'agriculture et sol).

Violle *et al.* (2015) ont étudié la biogéographie fonctionnelle des prairies permanentes en France. Pour cela, ils ont constitué une base de données regroupant des données de relevés de végétation, de traits, de pratiques de gestion et des facteurs environnementaux (climat, sol). La BDGSF a ainsi été utilisée pour caractériser les sols par leur réserve utile.

Albert *et al.* (2008) ont cherché à modéliser l'aptitude potentielle des habitats pour le mélèze dans les Alpes françaises. Pour cela ils ont sélectionné 11 variables d'environnement calculées à partir de données météorologiques, d'un modèle numérique de terrain et de la BDGSF (texture du sol estimée sur une grille de 1 km x 1 km). Cependant, dans le modèle final, la variable texture n'a pas été retenue comme variable pertinente.

Filippi-Codaccioni *et al.* (2013) se sont intéressés à la répartition des micromammifères en Aquitaine. Pour cela, ils ont analysé des pelotes de réjection de chouettes effraies et ont recherché les facteurs environnementaux (précipitations, températures, occupation et nature du sol, etc.) pouvant expliquer leur fréquence afin de cartographier précisément la répartition de ces espèces dans la région. Ils ont utilisé la BDGSF comme source de données sur les sols.

5. Production agricole ou sylvicole

Plusieurs utilisations concernent l'agriculture ou la foresterie à travers l'estimation et le suivi de la production, la détermination des aptitudes des terres, mais aussi l'amélioration variétale. Enfin, j'ai rattaché à cette rubrique les travaux visant à mieux estimer spatialement l'usage des terres, à savoir la répartition dans l'espace des zones agricoles, forestières, prairiales et urbaines.

5.1 Estimation et suivi de la production agricole

Historiquement, c'est pour estimer la production agricole à l'échelle européenne que la BDGSE a été constituée dans sa version actuelle. C'est donc la première application importante qui été réalisée

avec ces données. Ces travaux ont été effectués dans le cadre du projet MARS et ont abouti au développement du programme CGMS (Crop Growth Monitoring System) implémenté autour du modèle de culture WOFOST (Van Diepen, 1992). De nombreuses études ont ensuite été réalisées autour du système CGMS (i.e. De Wit *et al.*, 2005 ; De Wit et Van Diepen, 2007 ; De Wit *et al.*, 2010 ; De Wit *et al.*, 2012)

A l'échelle nationale, un outil opérationnel utilisant le modèle Stics a été développé pour estimer la production des prairies et servir de système d'alerte en cas de sécheresse (Donet *et al.*, 2001) : c'est le projet ISOP (Inventaire et Suivi Objectif des Prairies). Ce projet a été le premier projet pour lequel un paramétrage national complet a été réalisé pour un modèle à partir de la BDGSF. En Saône-et-Loire, les données d'ISOP ont été évaluées pour une utilisation départementale montrant qu'ISOP n'était pas adapté à l'échelle de l'exploitation agricole. Des simulations avec Stics-prairie ont donc été réalisées sur des exploitations types pour caractériser la variabilité interannuelle de la production des prairies en zone allaitante et fournir des références aux éleveurs (Gateau *et al.*, 2006).

Enfin, Vital *et al.* (2013) ont développé un système de modélisation à haute performance pour étudier l'impact du changement climatique sur la production des prairies en utilisant le modèle PaSim.

5.2 Aptitudes agricoles

Le Bas et King (1997) ont estimé les aptitudes agricoles des sols dans un projet d'évaluation de la politique agricole commune. Ce travail a ensuite été repris et amélioré pour y intégrer les données climatiques (Le Bas *et al.*, 2002). Dans les deux cas, il s'agit d'une estimation qualitative basée sur le système d'évaluation des terres de la FAO.

D'autres travaux ont été réalisés pour le ministère de l'Agriculture en France visant à définir un indicateur d'aptitude des terres basé sur un indice de productivité des prairies. Ce travail a été réalisé dans le cadre de la révision des Zones Défavorisées Simples (Rugot *et al.*, 2006). Il s'est appuyé sur la modélisation avec le modèle Stics-prairie sur la France entière.

Saby *et al.* (2000) se sont intéressés à l'aptitudes des sols à la pratique des techniques culturales simplifiées pour le travail du sol.

Enfin, Le Bas (2010) a utilisé la BDGSF dans une première approche de test et d'évaluation des critères biophysiques de délimitation des zones agricoles défavorisées (Eliasson *et al.*, 2010) pour le ministère de l'agriculture.

5.3 Aptitudes sylvicoles

Les travaux du projet Carbofor ont visé notamment à étudier, à l'échelle du territoire national, les effets des contraintes climatiques sur l'extension de l'aire potentielle des principales essences forestières, et de modéliser leur déplacement sous l'effet des changements climatiques (Badeau *et al.*, 2010). La BDGSF a été utilisée pour compléter les données stationnelles de l'Inventaire Forestier National afin de prendre en compte la nature du substrat dans le contrôle des aires de répartition. La BDGSF a également permis de définir les données d'entrée sols à l'échelle nationale de modèles de croissance forestière (GRAECO, CASTANEA) ou de végétation (ORCHIDEE) utilisés pour modéliser les effets du changement climatique sur la production potentielle des forêts de plaine (Loustau *et al.*, 2005). Dans le projet QDIV, 8 modèles différents ont été comparés dans leur capacité à analyser l'impact du changement climatique sur la répartition des arbres forestiers à l'échelle de la France (Cheaib *et al.*, 2012). La BDGSF a été utilisée pour fournir les données d'entrée sols de ces modèles sur la base d'une grille de 8 km par 8 km.

5.4 Amélioration variétale

Debaeke *et al.* (2011) ont développé le modèle SUNFLO pour la simulation dynamique des interactions génotype x environnement x conduite de culture pour le tournesol. Afin d'évaluer le modèle, plusieurs réseaux expérimentaux sur les variétés de tournesol ont été mobilisés. La BDGSF a été utilisée pour aider à caractériser les sols des sites de ces réseaux.

5.5 Usages des terres

Plusieurs études se sont intéressées à l'usage des terres (localisation ou évolution) et ont utilisé la BDGSF ou la BDGSE en données explicatives conjointement avec d'autres types de données comme l'occupation du sol (CORINE land cover), le climat (base européenne ou données SAFRAN), l'altitude (MNT) ou des données socio-économiques. Chakir (2009) et Kempen *et al.* (2011) ont ainsi proposé des méthodes, applicables à l'échelle européenne, de désagrégation des données du RICA. Chakir et Parent (2009) ont défini un modèle de transition entre usages du sol tenant compte des dépendances spatiales sur le département du Rhône entre 1992 et 2003 à partir des données TERUTI. Chakir *et al.* (2015) ont développé des modèles de prédiction de l'usage des terres utilisant les résultats de l'enquête TERUTI-LUCAS. Verburg *et al.* (2006) ont développé un modèle de désagrégation des scénarios de changements d'usage à l'échelle européenne. Enfin, Leip *et al.* (2008) ont couplé le modèle économique CAPRI avec le modèle biogéochimique DNDC pour désagréger les usages agricoles des sols à l'échelle européenne.

6. Archéologie

Roguet (2013) a étudié l'organisation territoriale des populations de l'âge du Bronze et du Premier âge du Fer au travers des sites archéologiques concernant l'habitat protohistorique sur le Bassin parisien. Il a cherché à décrire la relation entre les habitats et certains facteurs environnementaux (géomorphologie, distance au réseau hydrographique et sols classés selon leur aptitude agronomique).

Camizuli *et al.* (2015) ont utilisé la BDGSF pour déterminer les potentialités agronomiques des sols de l'Antiquité dans le Nord-Est de la Gaule (bassin parisien, Belgique, sud des Pays-Bas).

Annexe 3 : liste des paramètres sols de Stics et modules dans lesquels ils agissent (action directe)

Les couleurs indiquent les paramètres qui sont liés ensemble.

BA : bilan azoté

BH : bilan hydrique

TE : Transferts d'eau et de nitrates

MI : microclimat

CR : croissance racinaire

ITCS : interface techniques culturales-culture-sol

D : développement

Paramètres	Signification (unité)	Modules						
		BA	BH	TE	MI	CR	ITCS	D
<i>PROFHUM</i>	Profondeur d'humification (cm)	■						
<i>ARGI</i>	taux d'argile minéralogique sur <i>PROFHUM</i> (%)	■	■					
<i>NORG</i>	Teneur en azote organique moyenne sur <i>PROFHUM</i> (% pondéral)	■						
<i>CALC</i>	Teneur en CaCO ₃ sur <i>PROFHUM</i> (%)	■						
<i>PH</i>	pH initial sur <i>PROFHUM</i> (-)	■						
<i>CSURNSOL</i>	C/N initial de l'humus (-)							
<i>Q0</i>	Cumul d'évaporation au-dessus duquel l'évaporation du sol décroît (mm)		■					
<i>ZESX</i>	Profondeur maximale du sol affectée par l'évaporation (cm)		■					
<i>CFES</i>	Coefficient de la courbe de répartition de l'évaporation du sol en fonction de la profondeur (-)		■					
<i>ALBEDO</i>	Albédo du sol nu à l'état sec (-)				■			
<i>ZOSOLNU</i>	Rugosité du sol nu (m)		■					
<i>RUISOLNU</i>	Fraction de la pluie qui ruisselle en conditions de sol nu (par rapport à la pluie totale) (-)						■	
<i>PENTERUI</i>	coefficient de ruissellement pour prise en compte du mulch végétal(-)						■	
<i>OBSTARAC</i>	Profondeur d'un obstacle à l'enracinement (cm)					■		
<i>CONCSEUIL</i>	Concentration minimale du sol en NH ₄ (kg N ha ⁻¹ mm ⁻¹)			■				
Par horizon H (maximum 5)								
<i>EPC(H)</i>	Epaisseur de l'horizon H (cm)			■		■		
<i>HCCF(H)</i>	Teneur en eau à la capacité au champ de la terre fine de l'horizon H (% pondéral)	■	■	■	■	■		■
<i>HMINF(H)</i>	Teneur en eau au point de flétrissement de la terre fine de l'horizon H (% pondéral)			■		■		
<i>DAF(H)</i>	Masse volumique apparente de la terre fine de l'horizon H (g cm ⁻³)		■	■		■		■
<i>EPD(H)</i>	Epaisseur des cellules de mélange de l'horizon H (cm)	■	■	■		■		■

Paramètres	Signification (unité)	Modules						
		BA	BH	TE	MI	CR	ITCS	D
CODECAILLOUX	Option d'activation de la prise en compte des cailloux							
CAILLOUX(H)	Teneur volumique en cailloux de l'horizon H (m ³ m ⁻³)							
TYPECAILLOUX(H)	Type de cailloux de l'horizon H (-)							
CODENITRIF	option d'activation du modèle de nitrification							
CODEDENIT	option d'activation du modèle de dénitrification							
PROFDENIT	profondeur du sol sur laquelle la dénitrification est active (cm)							
VPOTDENIT	Vitesse potentielle de dénitrification (kg N ha ⁻¹ j ⁻¹)							
CODEMACROPOR	Option d'activation pour la création d'un réservoir pour la macroporosité							
INFIL(H)	Infiltrabilité à la base de chaque horizon H (mm j ⁻¹)							
CODEREMONTCAP	Option d'activation des remontées capillaires							
CAPILJOUR	Flux d'eau ascendant de remontées capillaires (mm j ⁻¹)							
HUMCAPIL	Teneur en eau minimale pour l'activation des remontées capillaires (% pondéral)							
CODRAINAGE	Option d'activation de la présence de drains enterrés							
ECARTDRAIN	Ecartement entre drains (cm)							
KSOL	Conductivité hydraulique à proximité des drains (cm j ⁻¹)							
PROFDRAIN	Profondeur des drains (cm)							
PROFIMPER	Profondeur d'apparition de l'horizon imperméable (cm)							
CODEFENTE	Option d'activation d'un compartiment correspondant à des fentes de retrait							
MULCHBAT	seuil de profondeur du mulch naturel pour apparition d'une croûte de battance (cm)							
PLUIEBAT	seuil de pluie cumulée depuis le semis pour formation d'une croûte de battance (mm)							

Tableau 69 : liste des paramètres sols de Stics et leur évolution historique

En bleu, présence dans les paramètres sols. En rouge, calculé par le modèle. En vert, présent dans les paramètres généraux

Version de Stics	1.0	3.0	4.0	5.0	moduloSTICS v1.2
Année	1996	1997	1999	2002	2013
IHM ²²	winSTICS	winSTICS	winSTICS	winSTICS	javaSTICS
ARGI	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
NORG	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
CALC	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
ALBEDO	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
EPC(H)	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
HCCF(H)	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
HMINF(H)	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
DAF(H)	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
Q0	rouge	bleu	bleu	bleu	bleu
PROFHUM	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
RUISOLNU	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
CONCSEUIL	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
PH	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
CODEFENTE	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
OBSTARAC	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
CAILLOUX	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
TYPECAILLOUX	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
INFIL	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
CODECAILLOUX	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
CODEMACROPOR	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
CODNH4	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
CONCN	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
CFES	bleu	bleu	bleu	vert	bleu
ZESX	bleu	bleu	bleu	vert	bleu
CAPILJOUR	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
HUMCAPIL	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
PROFIMPER	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
ECARTDRAIN	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
KSOL	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
PROFDRAIN	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
ZOSOLNU	bleu	bleu	bleu	vert	bleu
CODEDRAINAGE	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
CODENITRIF	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
CODEREMONTCAP	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
EPD	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
PROFDENIT	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
VPOTDENIT	bleu	bleu	bleu	vert	bleu
CODEDENIT	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
CSURNSOL	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
MULCHBAT	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
PENTERUI	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu
PLUIEBAT	bleu	bleu	bleu	bleu	bleu

Liste des paramètres sol

²² Interface Homme Machine

Annexe 4 : liste des règles de pédotransfert

Règle 1

DT	classe de profondeur du changement textural
ROO	classe de profondeur d'un obstacle aux racines
IL	classe de profondeur d'une couche imperméable
SOIL	nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985)
MAT1	code du matériau parental dominant de l'UTS
TEXT1	classe de texture de surface dominante
TD1	classe de texture de profondeur dominante
PDT	profondeur du changement textural

DT	ROO	IL	SOIL	MAT1	TEXT1	TD1	PDT	CL	MIN	MAX
0	*	*	***	***	*	*	30	4	20	30
0	0	0	r	***	0	*	0	4	0	0
0	0	0	r	***	2	*	0	2	0	0
0	0	1	**	***	*	*	10	4	10	10
0	3	1	**	454	*	9	50	3	40	60
1	*	*	***	***	*	*	30	4	20	30
1	2	1	**	740	*	9	30	2	20	30
1	4	1	**	***	*	*	30	2	20	30
2	*	*	***	***	*	*	50	4	40	60
2	0	1	**	312	0	9	50	3	40	60
3	*	*	***	***	*	*	70	4	60	80
4	*	*	***	***	*	*	100	4	80	120
5	*	*	***	***	*	*	30	4	20	30
5	*	*	g	***	*	*	0	4	0	0
5	*	*	r	***	9	9	0	4	0	0
5	0	1	**	***	*	*	10	2	10	10
5	0	1	**	***	*	0	10	4	10	10
5	0	1	**	***	*	9	10	4	10	10
5	2	*	**	230	*	*	30	3	20	30
5	3	*	**	***	*	*	30	2	20	30
5	4	1	***	***	*	*	30	4	20	30
5	4	1	**	***	*	*	30	2	20	30
5	4	1	**	***	*	0	10	3	10	10
5	4	1	**	***	*	9	10	3	10	10

Règle 2

ROO	classe de profondeur d'un obstacle aux racines
DT	classe de profondeur du changement textural
IL	classe de profondeur d'une couche imperméable
TEXT1	classe de texture de surface dominante
TD1	classe de texture de profondeur dominante
AGLIM1	code de la contrainte agronomique dominante non prise en compte dans le nom du sol
AGLIM2	code de la contrainte agronomique secondaire non prise en compte dans le nom du sol

SOIL nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985)
MAT1 code du matériau parental dominant de l'UTS
PRO profondeur d'un obstacle aux racines
PR profondeur du sol

ROO	DT	IL	TEXT1	TD1	AGLIM1	AGLIM2	SOIL	MAT1	PRO	PR	CL	PRO		PR	
												MIN	MAX	MIN	MAX
0	0	0	0	0	**	**	r	***	0	0	4	0	0	0	0
0	0	0	2	0	**	**	r	***	0	0	2	0	0	0	0
0	0	0	*	*	**	**	A**	***	120	120	3	90	130	90	130
0	0	0	*	*	**	**	B**	***	60	60	3	50	80	50	80
0	0	0	*	*	**	**	Bc*	***	80	80	3	60	100	60	100
0	0	0	*	*	4	**	Bc*	***	40	40	3	20	50	20	50
0	0	0	*	*	**	**	Bd*	***	60	60	3	50	80	50	80
0	0	0	*	*	**	**	Bd*	5**	80	80	3	60	100	60	100
0	0	0	*	*	4	**	Bds	***	40	40	3	20	50	20	50
0	0	0	*	*	**	**	Be*	***	80	80	3	60	100	60	100
0	0	0	*	*	**	**	Be*	7**	60	60	3	50	80	50	80
0	0	1	*	0	**	**	I**	***	10	10	4	10	10	10	10
0	0	1	*	9	**	**	I**	***	10	10	4	10	10	10	10
0	2	1	*	*	**	**	I**	312	50	50	3	40	60	40	60
0	5	1	*	*	**	**	I**	***	10	10	2	10	10	10	10
0	5	1	*	0	**	**	I**	***	10	10	4	10	10	10	10
0	5	1	*	9	**	**	I**	***	10	10	4	10	10	10	10
1	*	*	*	*	**	**	***	***	80	80	4	60	100	60	100
1	*	*	*	*	**	**	A**	***	120	120	3	90	130	90	130
1	*	*	*	*	**	**	C**	***	120	120	3	90	130	90	130
1	*	*	*	*	**	**	D**	***	120	120	3	90	130	90	130
1	*	*	*	*	**	**	Dgs	***	80	80	3	60	100	60	100
1	*	*	*	*	**	**	G**	***	120	120	3	90	130	90	130
1	*	*	*	*	**	**	Gh*	***	80	80	3	60	100	60	100
1	*	*	*	*	**	**	Gi*	***	80	80	3	60	100	60	100
1	*	*	*	*	**	**	Gm*	***	80	80	3	60	100	60	100
1	*	*	*	*	**	**	H**	***	120	120	3	90	130	90	130
1	*	*	*	*	**	**	Hgs	***	80	80	3	60	100	60	100
1	*	*	*	*	**	**	J**	***	120	120	3	90	130	90	130
1	*	*	*	*	**	**	K**	***	120	120	3	90	130	90	130
1	*	*	*	*	**	**	L**	***	120	120	3	90	130	90	130
1	*	*	*	*	**	**	Lgs	***	80	80	3	60	100	60	100
1	*	*	*	*	**	**	Lo*	***	140	140	3	130	160	130	160
1	*	*	*	*	**	**	Lo*	2**	120	120	3	90	130	90	130
1	*	*	*	*	**	**	Lo*	23*	140	140	3	130	160	130	160
1	*	*	*	*	**	**	Lo*	34*	80	80	3	60	100	60	100
1	*	*	*	*	**	**	Lo*	45*	80	80	3	60	100	60	100
1	*	*	*	*	**	**	Lo*	6**	80	80	3	60	100	60	100
1	*	*	*	*	**	**	Lo*	7**	80	80	3	60	100	60	100
1	*	*	*	*	**	**	Q**	***	120	120	3	90	130	90	130
1	*	*	*	*	**	**	Qcc	***	80	80	3	60	100	60	100
1	*	*	*	*	4	**	***	***	80	80	3	60	100	60	100
1	*	*	*	*	4	**	Lo*	2**	80	80	3	60	100	60	100
1	*	*	*	*	**	4	***	***	80	80	3	60	100	60	100
1	*	2	*	*	**	**	***	***	120	120	4	90	130	90	130
1	*	2	*	*	**	**	Gm*	***	120	120	4	90	130	90	130
1	*	2	*	*	**	**	Gh*	***	120	120	4	90	130	90	130
1	*	2	*	*	**	**	Lgs	***	120	120	4	90	130	90	130
1	*	2	*	*	**	**	Lo*	***	120	120	4	90	130	90	130
1	*	2	*	*	**	**	Lo*	6**	120	120	4	90	130	90	130
1	*	2	*	*	**	**	Lo*	7**	120	120	4	90	130	90	130
1	*	2	*	*	**	**	Dgs	***	120	120	4	90	130	90	130
1	4	*	*	*	**	**	***	***	120	120	4	90	130	90	130
1	4	*	*	*	**	**	Lo*	***	140	140	3	130	160	130	160

ROO	DT	IL	TEXT1	TD1	AGLIM1	AGLIM2	SOIL	MAT1	PRO	PR	CL	PRO		PR	
												MIN	MAX	MIN	MAX
1	4	*	*	*	**	**	Lo*	2**	120	120	3	90	130	90	130
1	4	2	*	*	**	**	***	***	140	140	4	130	160	130	160
1	4	2	*	*	**	**	Dgs	***	140	140	4	130	160	130	160
2	1	*	*	*	**	**	***	***	70	70	3	60	80	60	80
2	1	*	*	*	4	**	***	***	70	70	2	60	80	60	80
2	1	*	*	*	**	4	***	***	70	70	2	60	80	60	80
2	2	*	*	*	**	**	***	***	70	70	4	60	80	60	80
2	2	2	*	*	**	**	***	***	70	120	4	60	80	90	130
2	3	*	*	*	**	**	***	***	70	80	3	60	80	60	100
2	3	*	*	*	**	**	A**	***	70	120	3	60	80	90	130
2	3	*	*	*	**	**	C**	***	70	120	3	60	80	90	130
2	3	*	*	*	**	**	D**	***	70	120	3	60	80	90	130
2	3	*	*	*	**	**	Dgs	***	70	80	3	60	80	60	100
2	3	*	*	*	**	**	G**	***	70	120	3	60	80	90	130
2	3	*	*	*	**	**	Gh*	***	70	80	3	60	80	60	100
2	3	*	*	*	**	**	Gi*	***	70	80	3	60	80	60	100
2	3	*	*	*	**	**	Gm*	***	70	80	3	60	80	60	100
2	3	*	*	*	**	**	H**	***	70	120	3	60	80	90	130
2	3	*	*	*	**	**	Hgs	***	70	80	3	60	80	60	100
2	3	*	*	*	**	**	J**	***	70	120	3	60	80	90	130
2	3	*	*	*	**	**	K**	***	70	120	3	60	80	90	130
2	3	*	*	*	**	**	L**	***	70	120	3	60	80	90	130
2	3	*	*	*	**	**	Lgs	***	70	80	3	60	80	60	100
2	3	*	*	*	**	**	Lo*	***	70	140	3	60	80	130	160
2	3	*	*	*	**	**	Lo*	2**	70	120	3	60	80	90	130
2	3	*	*	*	**	**	Lo*	23*	70	140	3	60	80	130	160
2	3	*	*	*	**	**	Lo*	34*	70	80	3	60	80	60	100
2	3	*	*	*	**	**	Lo*	45*	70	80	3	60	80	60	100
2	3	*	*	*	**	**	Lo*	6**	70	80	3	60	80	60	100
2	3	*	*	*	**	**	Lo*	7**	70	80	3	60	80	60	100
2	3	*	*	*	**	**	Q**	***	70	120	3	60	80	90	130
2	3	*	*	*	**	**	Qcc	***	70	80	3	60	80	60	100
2	3	2	*	*	**	**	***	***	70	120	3	60	80	90	130
2	3	2	*	*	**	**	Lo*	***	70	120	3	60	80	90	130
2	4	*	*	*	**	**	***	***	70	120	3	60	80	90	130
2	4	*	*	*	**	**	Lo*	***	70	140	3	60	80	130	160
2	4	*	*	*	**	**	Lo*	2**	70	120	3	60	80	90	130
2	4	*	*	*	**	**	Lo*	23*	70	140	3	60	80	130	160
2	4	2	*	*	**	**	***	***	70	140	3	60	80	130	160
2	5	*	*	*	**	**	***	***	70	70	4	60	80	60	80
2	5	1	*	*	4	**	***	***	70	70	3	60	80	60	80
2	5	1	*	*	**	**	I**	230	70	70	3	60	80	60	80
2	5	2	*	*	**	**	***	***	70	120	4	60	80	90	130
3	0	1	*	9	**	**	I**	454	50	50	3	40	60	40	60
3	1	*	*	*	**	**	***	***	50	50	4	40	60	40	60
3	1	2	*	*	**	**	***	***	50	120	4	40	60	90	130
3	2	1	*	*	**	**	***	***	60	60	3	40	60	40	60
3	2	2	*	*	**	**	***	***	50	120	4	40	60	90	130
3	2	3	*	*	**	**	***	***	60	60	3	40	60	40	60
3	3	1	*	*	**	**	***	***	50	80	4	40	60	60	100
3	3	1	*	*	**	**	D**	***	50	120	3	40	60	90	130
3	3	2	*	*	**	**	***	***	50	120	4	40	60	90	130
3	4	*	*	*	**	**	***	***	50	120	3	40	60	90	130
3	4	2	*	*	**	**	***	***	50	140	4	40	60	130	160
3	5	*	*	*	**	**	***	***	50	50	4	40	60	40	60
3	5	*	*	*	**	**	I**	***	50	50	2	40	60	40	60
3	5	2	*	*	**	**	***	***	50	120	4	40	60	90	130
4	0	1	*	*	**	**	U**	***	30	30	4	20	40	20	40
4	1	1	*	*	**	**	I**	***	40	40	2	20	40	20	40
4	2	1	*	*	**	**	***	***	30	60	3	20	40	40	60

ROO	DT	IL	TEXT1	TD1	AGLIM1	AGLIM2	SOIL	MAT1	PRO	PR	CL	PRO		PR	
												MIN	MAX	MIN	MAX
4	5	1	*	*	**	**	***	***	40	40	3	20	40	20	40
4	5	1	*	0	**	**	***	***	30	30	4	20	40	20	40
4	5	1	*	9	**	**	***	***	30	30	4	20	40	20	40
4	5	1	*	*	**	**	**	***	40	40	2	20	40	20	40
4	5	1	*	0	**	**	**	***	10	10	3	10	10	10	10
4	5	1	*	9	**	**	**	***	10	10	3	10	10	10	10
4	5	1	9	9	**	**	r	***	0	0	4	0	0	0	0
4	5	2	*	*	**	**	***	***	30	120	3	20	40	90	130
4	5	3	*	0	**	**	***	***	30	60	3	20	40	50	80
4	5	4	*	*	**	**	***	***	40	40	3	20	40	20	40
4	5	4	*	0	**	**	***	***	30	30	4	20	40	20	40
4	5	4	*	9	**	**	***	***	30	30	4	20	40	20	40
4	5	4	9	9	**	**	g	***	0	0	4	0	0	0	0

Règle 3

ROO classe de profondeur d'un obstacle aux racines
DT classe de profondeur du changement textural
IL classe de profondeur d'une couche imperméable
SOIL nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985)
PIL profondeur d'une couche imperméable si elle existe

ROO	DT	IL	SOIL	PIL	CL	MIN	MAX
*	*	0	***	0	4	0	0
*	*	1	***	0	4	0	0
*	*	2	***	120	4	80	150
*	4	2	***	140	4	80	150
1	1	3	***	60	3	40	80
1	2	3	***	50	3	40	80
1	3	3	***	70	3	40	80
1	4	3	***	60	3	40	80
1	5	3	***	60	3	40	80
2	*	3	***	70	3	40	80
3	2	3	***	60	3	40	80
3	5	3	***	50	3	40	80
4	5	3	***	60	3	40	80
*	*	4	***	30	3	20	40
4	5	4	g	0	4	0	0

Règle 4

SOIL nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985)
MAT1 code du matériau parental dominant de l'UTS
TEXT1 classe de texture de surface dominante
TD1 classe de texture de profondeur dominante
TEXTS classe de texture de surface

SOL	MAT1	TEXT1	TD1	TEXTS	CL
***	***	1	*	1	4
***	***	2	*	2	4
***	***	3	*	3	4
***	***	4	*	4	4
***	***	5	*	5	4
B	110	0	0	2	2
g	***	0	*	7	4
Gh*	***	0	*	8	4
Gi*	***	0	*	8	4
Gm*	***	0	*	8	4
Ic*	200	0	0	2	3
I**	312	0	9	4	3
I**	454	0	9	2	3
O**	***	0	*	8	4
Pp*	***	0	*	8	3
r	***	0	*	7	4
U**	***	0	*	8	3
r	***	2	*	7	3
g	***	9	*	7	4
Gh*	***	9	*	8	4
Gi*	***	9	*	8	4
Gm*	***	9	*	8	4
I**	***	9	1	1	3
Jmg	***	9	*	8	3
O**	***	9	*	8	4
Pp*	***	9	*	8	3
r	***	9	*	7	4
U**	***	9	*	8	3

Règle 5

TD1 classe de texture de profondeur dominante
 TD2 classe de texture de profondeur secondaire
 TEXTS classe de texture de surface
 PR profondeur du sol
 PDT profondeur du changement textural
 TEXTP classe de texture de profondeur

TD1	TD2	TS	PR	PDT	TEXTP	CL
0	*	1	***	***	1	4
0	4	1	***	***	4	3
0	*	1	10	***	7	4
0	*	1	30	***	7	4
0	*	2	***	***	2	4
0	2	2	***	***	2	3

TD1	TD2	TS	PR	PDT	TEXTP	CL
0	4	2	***	***	4	3
0	5	2	***	***	5	3
0	*	2	10	***	7	4
0	*	2	30	***	7	4
0	*	3	***	***	3	4
0	*	3	10	***	7	4
0	*	3	30	***	7	4
0	*	4	***	***	4	4
0	*	4	10	***	7	4
0	*	4	30	***	7	4
0	*	5	***	***	5	4
0	5	5	***	***	5	3
0	*	5	10	***	7	4
0	*	5	30	***	7	4
0	*	7	***	***	0	4
0	*	8	***	***	8	4
0	*	8	10	***	7	4
0	*	8	30	***	7	4
1	*	*	***	***	1	4
1	*	*	10	***	7	4
1	*	*	30	***	7	4
2	*	*	***	***	2	4
2	*	*	10	***	7	4
2	*	*	30	***	7	4
3	*	*	***	***	3	4
3	*	*	10	***	7	4
3	*	*	30	***	7	4
4	*	*	***	***	4	4
4	*	*	10	***	7	4
4	*	*	30	***	7	4
5	*	*	***	***	5	4
5	*	*	10	***	7	4
5	*	*	30	***	7	4
9	*	1	***	***	1	4
9	*	1	10	***	7	4
9	*	1	30	***	7	4
9	*	1	50	50	7	4
9	*	2	***	***	2	4
9	*	2	10	***	7	4
9	*	2	30	***	7	4
9	*	2	50	50	7	4
9	*	3	***	***	3	4
9	*	3	10	***	7	4
9	*	3	30	***	7	4
9	*	3	50	50	7	4
9	*	4	***	***	4	4

TD1	TD2	TS	PR	PDT	TEXTP	CL
9	*	4	10	***	7	4
9	*	4	30	***	7	4
9	*	4	50	50	7	4
9	*	5	***	***	5	4
9	*	5	10	***	7	4
9	*	5	30	***	7	4
9	*	5	50	50	7	4
9	*	7	0	***	7	4
9	*	8	***	***	8	4
9	*	8	10	***	7	4
9	*	8	30	***	7	4

Règle 6

SOIL nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985)

TEXTS classe de texture de surface

STS code de la structure de surface

SOIL	TEXTS	STS	CL
***	*		2 3
Bea	*		1 3
C**	*		1 3
Eh*	*		1 3
H**	*		1 3
K**	*		1 3
M**	*		1 3
T**	*		1 3
p	*		1 3
Bm*	*		1 3
Gm*	*		1 3
Jm*	*		1 3
Sm*	*		1 3
Gfm	*		1 3
Bkh	*		1 2
Bh*	*		1 3
Ich	*		1 2
Ah*	*		4 4
Gh*	*		3 4
Geh	*		3 4
Gi*	*		4 4
P**	*		3 3
Q**	*		3 3
S**	*		3 3
Z**	*		3 3
O**	*		4 4

SOIL	TEXTS	STS	CL
Uh*	*		3
U**	8		3
***	7		4

Règle 7

SOIL nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985)

TEXTP classe de texture de profondeur

STP code de la structure de profondeur

SOIL	TEXTP	STP	CL
***	*		3
Bcc	*		3
Bea	*		3
Bh*	*		3
E**	*		3
T**	*		3
p**	*		3
Bgg	*		3
Bv*	*		3
Cgs	*		3
Dgs	*		3
Gcs	*		3
Gds	*		3
Ges	*		3
Gls	*		3
Hgs	*		3
Lgs	*		3
p**	*		3
Ph*	*		2
Q**	*		3
S**	*		3
Z**	*		3
Gs*	*		3
Lgp	*		3
Lv*	*		3
V**	*		3
W**	*		3
O**	*		4
***	8		4
***	7		3

Règle 8

STS code de la structure de surface
 TEXTS classe de texture de surface
 PDS classe de packing density de surface

STS	TEXTS	PDS	CL
0	7		3
1	1		3
1	2		3
1	3		3
1	4		3
1	5		3
2	*		3
3	1		3
3	2		3
3	3		3
3	4		3
3	5		3
4	*		3
*	8		3

Règle 9

STPP code de la structure de profondeur estimée avec la classe de texture de profondeur
 TEXTP classe de texture de profondeur
 SOIL nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985)
 PDP classe de packing density de profondeur

STP	TEXTP	SOIL	PDP	CL
*	*	***		3
0	*	***		3
1	1	***		3
2	4	***		3
2	5	***		3
3	*	***		3
3	1	***		3
4	*	***		3
*	7	***		3
*	8	***		3

Règle 10

TEXTS classe de texture de surface
 PDS classe de packing density de surface

DAFS masse volumique apparente de surface
HCCFS teneur en eau à la capacité au champ de surface (pF 2.5)
HMINS teneur en eau au point de flétrissement de surface

Les classes de pédotransfert utilisées sont celles de Al Majou *et al.* (2008) pour les textures organo-minérales et celles de Wösten *et al.* (1999) pour la texture organique

TEXTS	PDS	DAFS	HCCFS	HMINS	CL	DAFS		HCCFS		HMINS	
						MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX
1	1	1.2	172	64	3	1.29	1.7	48	158	16	86
1	2	1.5	140	57	3	1.29	1.7	48	158	16	86
2	2	1.4	234	122	3	1.18	1.7	148	298	55	222
3	2	1.4	241	111	3	1.2	1.62	171	250	65	158
4	2	1.2	359	244	3	1.13	1.55	197	383	14	278
4	3	1.4	281	183	3	1.13	1.55	197	383	14	278
5	2	1.1	409	266	3	1.1	1.24	334	352	235	264
5	3	1.3	346	225	3	1.1	1.24	334	352	235	264
7	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
8	1	1.1	603	241	3	1.1	1.1	603	603	241	241
8	2	1.1	603	241	3	1.1	1.1	603	603	241	241
8	3	1.1	603	241	3	1.1	1.1	603	603	241	241

Règle 11

TEXTP classe de texture de profondeur
PDP classe de packing density de profondeur
DAFP masse volumique apparente de profondeur
HCCFP teneur en eau à la capacité au champ de profondeur ($\text{cm}^3/\text{cm}^3 \times 1000$) (pF 2.5)
HMINP teneur en eau au point de flétrissement de profondeur ($\text{cm}^3/\text{cm}^3 \times 1000$) (pF 2.5)
Les classes de pédotransfert utilisées sont celles de Al Majou *et al.* (2008) pour les textures organo-minérales et celles de Wösten *et al.* (1999) pour la texture organique

TEXTP	PDP	DAFP	HCCFP	HMINP	CL	DAFP		HCCFP		HMINP	
						MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX
1	1	1.4	142	47	3	1.29	1.80	33	131	8	92
1	2	1.5	133	44	3	1.29	1.80	33	131	8	92
2	2	1.5	219	103	3	1.18	1.84	88	252	60	179
2	3	1.6	191	109	3	1.18	1.84	88	252	60	179
3	2	1.4	250	136	3	1.20	1.68	170	247	70	168
3	3	1.6	216	125	3	1.20	1.68	170	247	70	168
4	2	1.2	358	230	3	1.13	1.71	129	383	102	258
4	3	1.5	248	173	3	1.13	1.71	129	383	102	258
5	2	1.1	421	313	3	1.10	1.35	160	435	128	342
5	3	1.4	316	236	3	1.10	1.35	160	435	128	342
7	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
8	1	1.1	603	241	2	1.1	1.1	663	663	265	265
8	2	1.1	603	241	2	1.1	1.1	663	663	265	265
8	3	1.1	603	241	2	1.1	1.1	663	663	265	265

Règle 12

SOIL nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985)

SOIL90 nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1990

MAT1 code du matériau parental dominant de l'UTS

CALC contenu en carbonate de calcium de l'horizon de surface

SOIL	SOIL90	MAT1	CALC	CL
***	***	***	0	4
Ba*	***	***	2	2
Bc*	CMc	***	2	2
Bec	***	***	2	2
Bef	CMc	***	2	2
Bk*	***	***	5	3
Bk*	***	1**	2	2
Bk*	***	213	10	3
Bk*	***	220	20	3
Bk*	***	23*	10	3
Ck*	***	***	0	3
Dc*	FLc	***	15	3
E**	***	***	25	3
E**	***	13*	5	3
E**	***	212	20	3
E**	***	213	40	4
E**	***	215	15	3
E**	***	218	40	4
E**	***	220	40	4
E**	***	250	15	3
E**	***	31*	15	3
E**	***	521	5	2
E**	***	7**	5	2
E**	***	8**	5	2
E**	LPm	2**	5	2
E**	LPm	451	0	2
Ec*	***	***	15	3
Eu*	LPd	***	0	4
g	***	***	0	4
Gc*	***	***	2	3
Hc*	***	***	5	3
Hc*	***	23*	10	3
Hgc	***	***	5	3
I**	***	2**	5	3
Ic*	***	***	30	4
Ic*	***	45*	15	2
Ic*	***	5**	15	2
Ic*	***	8**	5	2

SOIL	SOIL90	MAT1	CALC	CL
Id*	***	2**	0	4
Jc*	***	***	15	3
Kk*	***	***	5	3
Rc*	***	***	15	3
r**	***	***	0	4
Xk*	***	***	30	4
Xy*	***	***	30	4
Z**	***	***	20	3

Règle 13

SOIL nom du sol de l'UTS selon la légende FAO-UNESCO 1974 (modifiée CEC 1985)

TEXTS classe de texture de surface

CALC contenu en carbonate de calcium de l'horizon de surface

ALBEDO albédo du sol sec

SOIL	TEXTS	CALC	ALBEDO	CL	MIN	MAX
***	*	**	0.25	3		
C**	*	**	0.2	4		
G**	*	**	0.2	3		
Gi*	*	**	0.2	4		
g	*	**	0	4		
H**	*	**	0.2	4		
K**	*	**	0.2	4		
M**	*	**	0.2	4		
O**	*	**	0.2	4		
P**	*	**	0.2	4		
T**	*	**	0.2	3		
U**	*	**	0.2	3		
V**	*	**	0.2	3		
h	*	**	0.2	4		
**h	*	**	0.2	4		
m	*	**	0.2	4		
**m	*	**	0.2	4		
***	*		10	0.3	4	
***	*		15	0.3	4	
***	*		20	0.3	4	
***	*		25	0.3	4	
***	*		30	0.3	4	
***	*		40	0.3	4	
La*	*	**	0.3	4		
Lga	*	**	0.3	4		
Qa*	*	**	0.3	4		
***		8 **	0.2	4		
***		8 10	0.25	3		

SOIL	TEXTS	CALC	ALBEDO	CL	MIN	MAX
***		8	15	0.25		3
***		8	20	0.25		3
***		8	25	0.25		3
***		8	30	0.25		3
***		8	40	0.25		3
v		4 **		0.2		3
v		5 **		0.2		3
**v		4 **		0.2		3
**v		5 **		0.2		3

Règle 14

TEXTS classe de texture de surface

ARGI teneur en argile de l'horizon de surface

Q0 cumul d'évaporation au-dessus duquel l'évaporation du sol décroît

TEXTS	ARGI	Q0	ARGI		Q0	
			min	max	min	max
1	7.5	8	0	17.9	5	9.4
2	20	9.6	0.2	34.9	8.0	10.8
3	25	10	5.1	34.9	8.0	10.8
4	45	11.6	35.0	59.9	7.4	12.0
5	65	7.1	60.0	97.4	5	7.4
7	0	0	0	0	0	0
8	0.5	0	0.5	0.5	0	0

Règle 15

TEXTS classe de texture de surface

PDS classe de packing density de surface

RUS humidité utile de surface

TEXTS	PDS	RUS	
		MIN	MAX
1	1	9	72
1	2	9	72
2	2	44	160
3	2	52	144
4	2	40	105
4	3	40	105
5	2	88	99
5	3	88	99
7	0	0	0
8	1	-	-

TEXTS	PDS	RUS	
		MIN	MAX
8	2	-	-
8	3	-	-

Règle 16

TEXTP classe de texture de profondeur
 PDP classe de packing density de profondeur
 RUP humidité utile de profondeur

TEXTP	PDP	RUP	
		MIN	MAX
1	1	8	77
1	2	8	77
2	2	9	157
2	3	9	157
3	2	42	121
3	3	42	121
4	2	10	125
4	3	10	125
5	2	18	93
5	3	18	93
7	0	0	0
8	1	-	-
8	2	-	-
8	3	-	-

Annexe 5 : distribution de probabilité des facteurs de l'analyse d'incertitude et des paramètres sols de Stics de l'UTS test

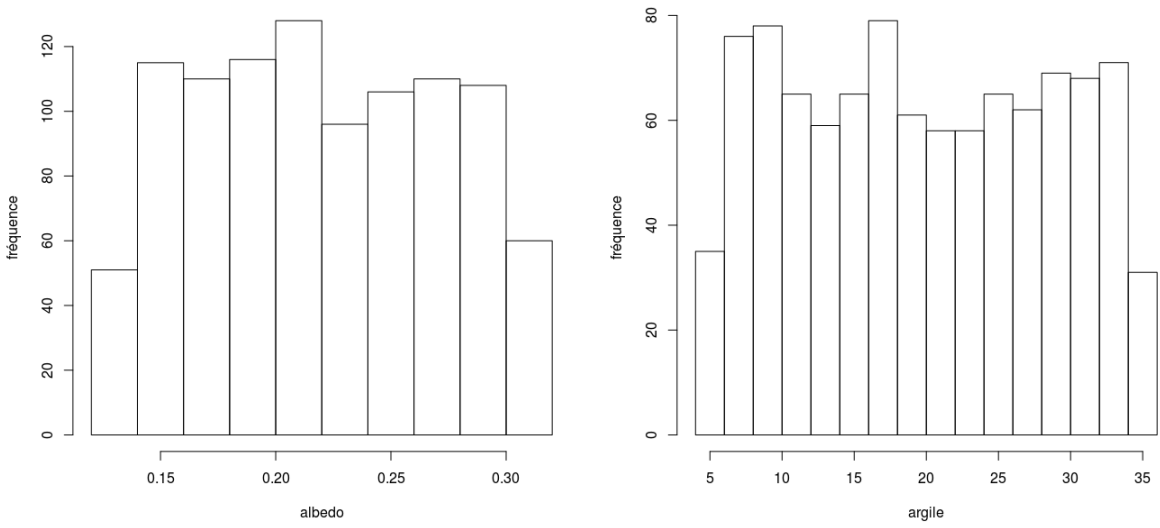


Figure 97 : distribution de probabilité du facteur ALBEDO et du facteur ARGIL

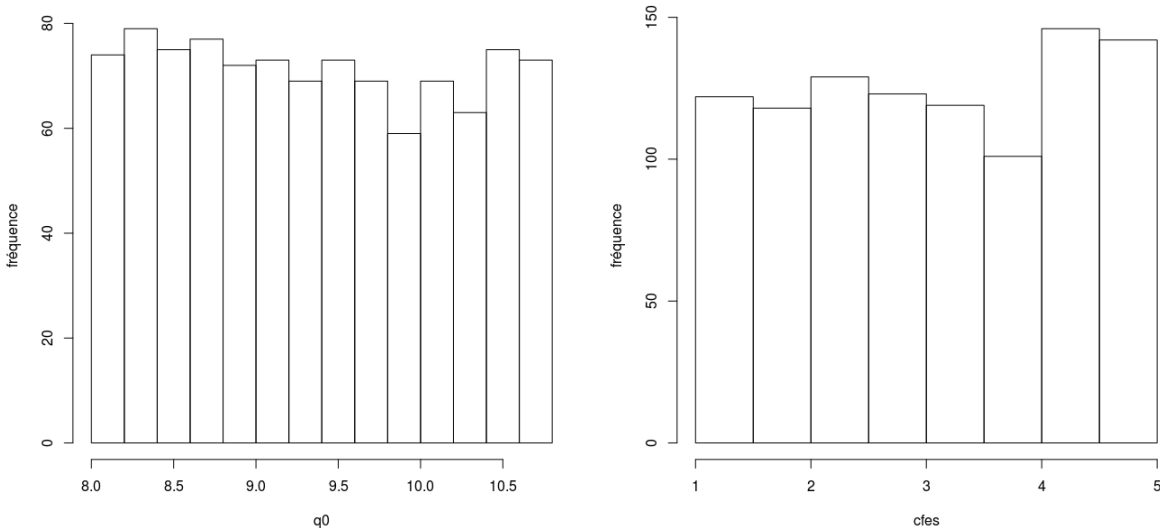


Figure 98 : distribution de probabilité du facteur Q0 et du facteur CFES

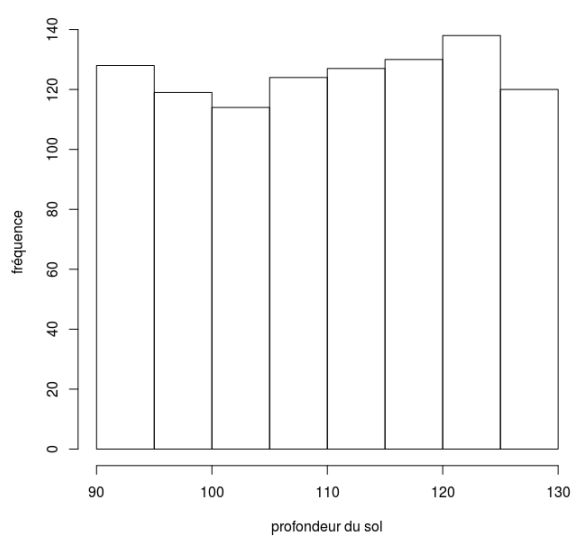
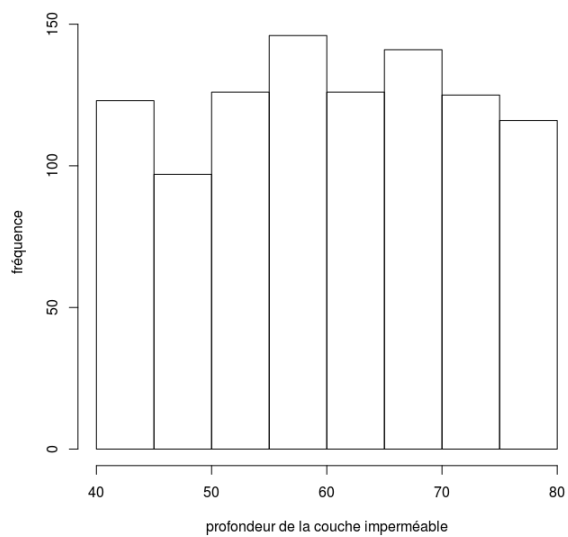


Figure 99 : distribution de probabilité du facteur *PIL* et du facteur *PR*

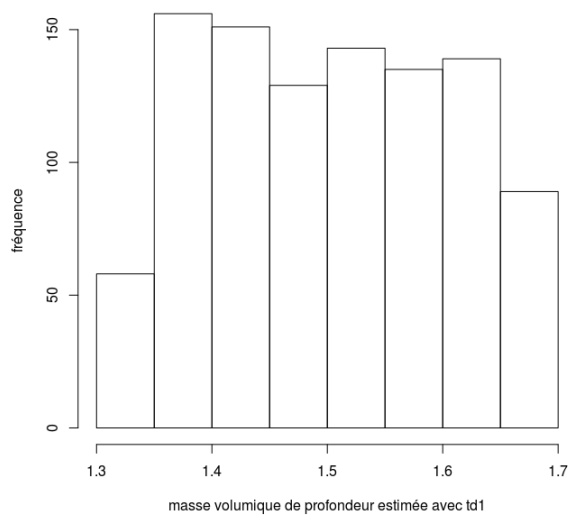
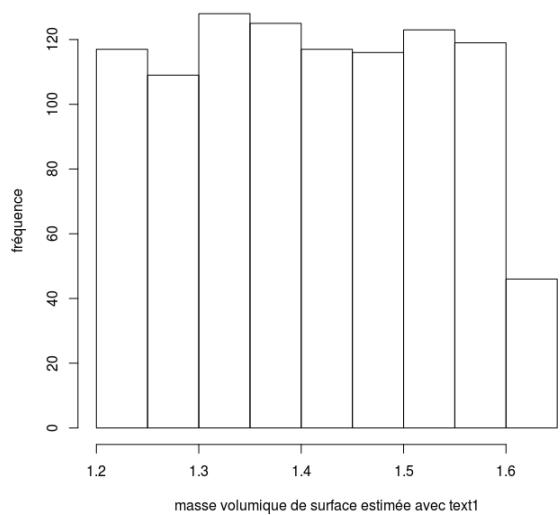


Figure 100 : distribution de probabilité du facteur *DAS* et du facteur *DAPS*

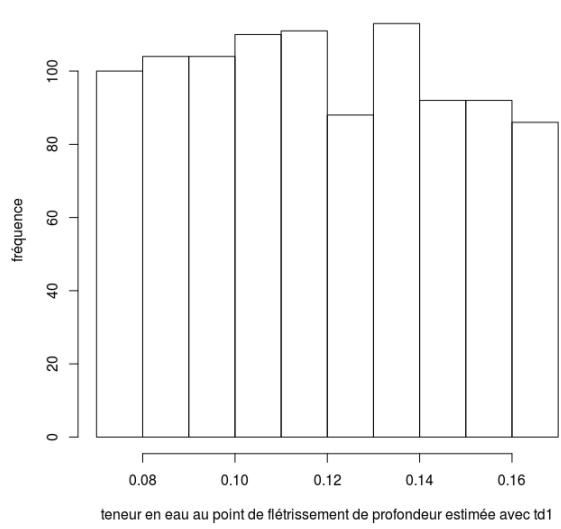
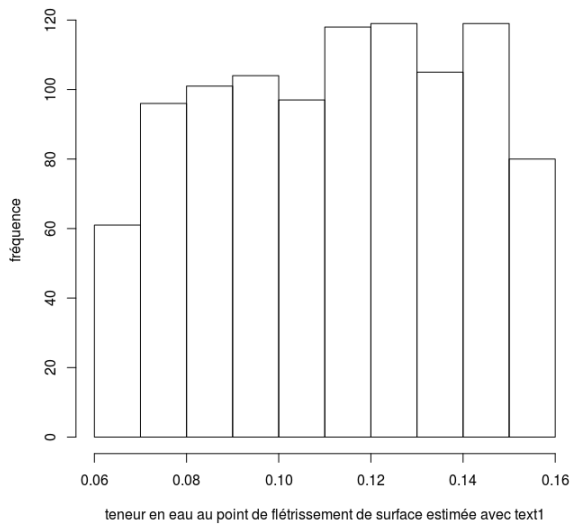


Figure 101 : distribution de probabilité du facteur *HMINS* et du facteur *HMINS*

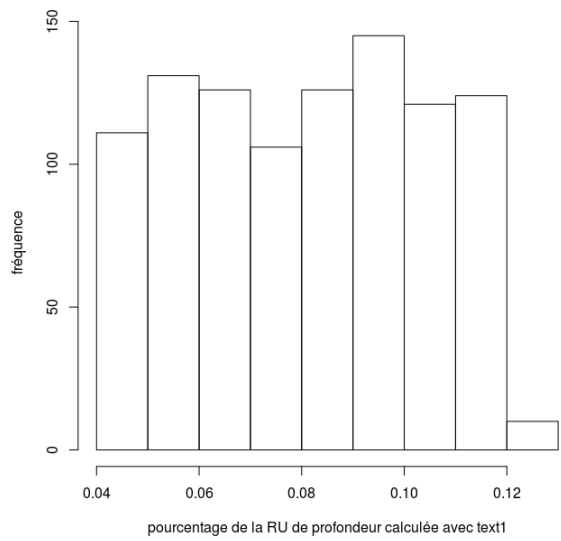
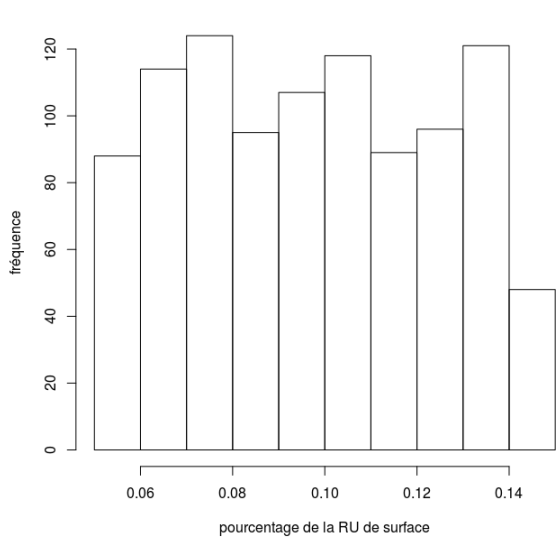


Figure 102 : distribution de probabilité du facteur *RUS* et du facteur *RUPS*

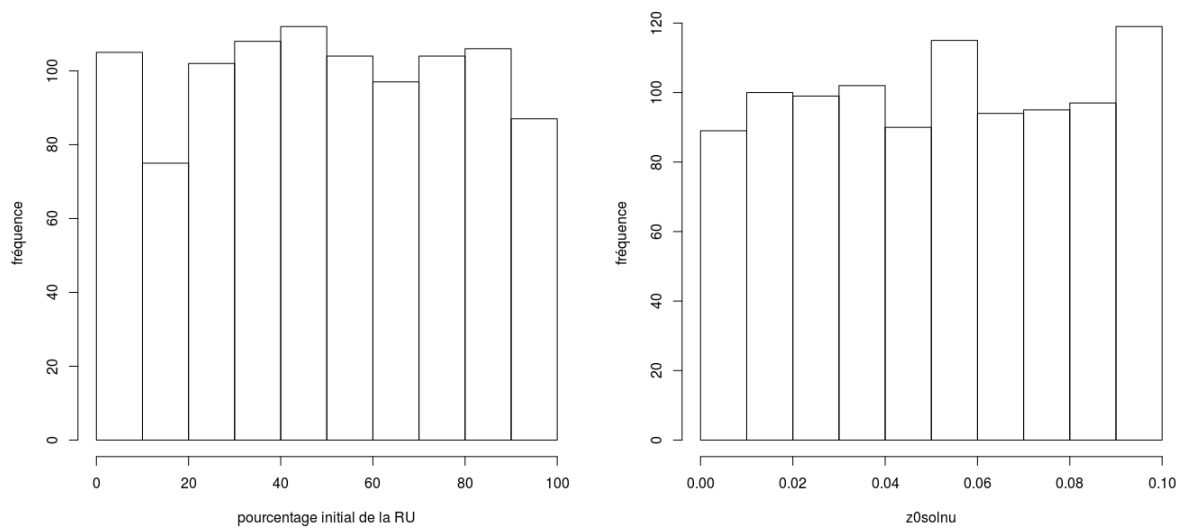


Figure 103 : distribution de probabilité du facteur P_{HINIT} et du facteur $Z0SOLNU$

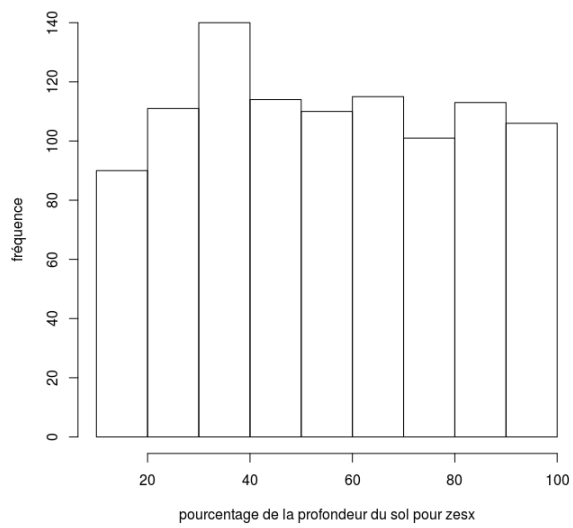


Figure 104 : distribution de probabilité du facteur P_{ZESX}

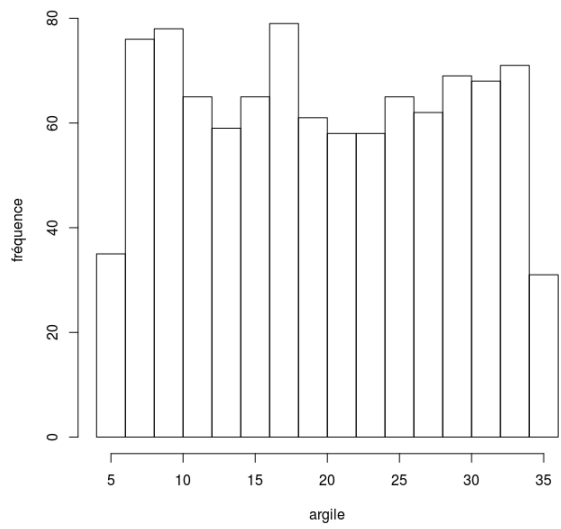
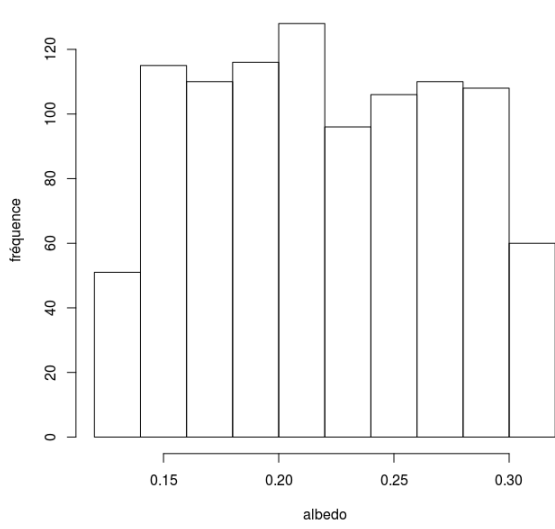


Figure 105 : distribution de probabilité du paramètre *ALBEDO* et du paramètre *ARGI*

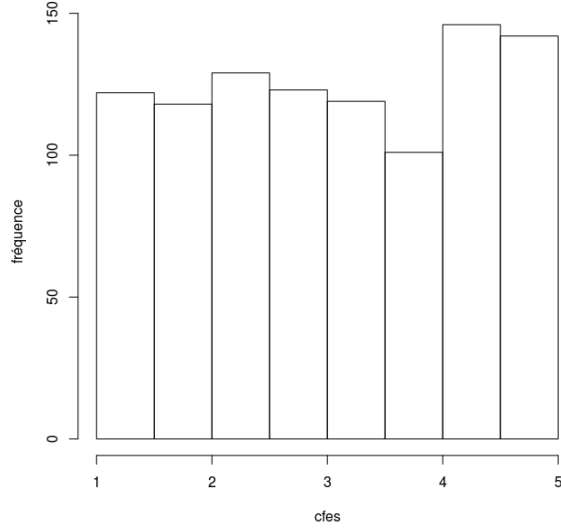
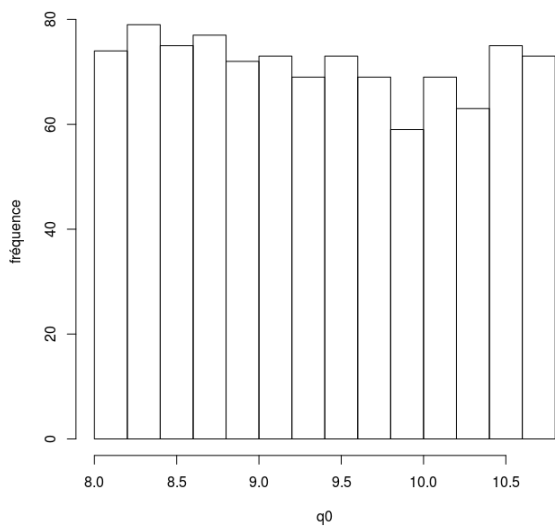


Figure 106 : distribution de probabilité du paramètre *Q0* et du paramètre *CFES*

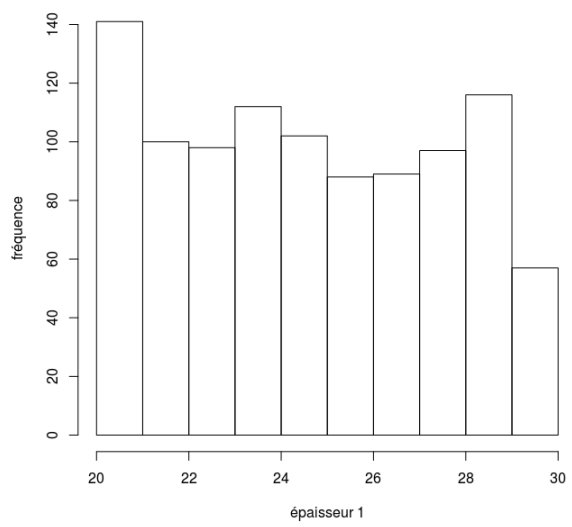
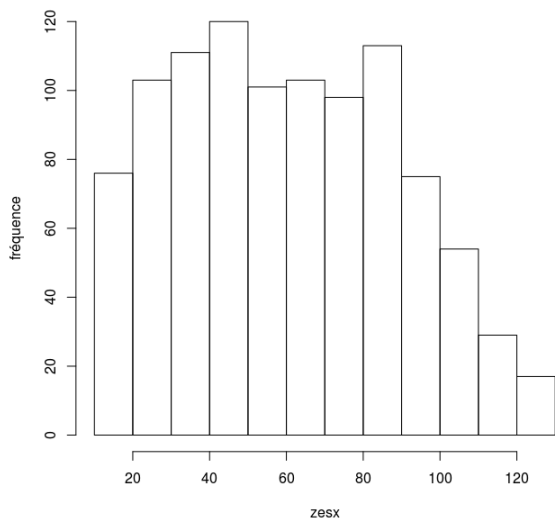


Figure 107 : distribution de probabilité du paramètre ZESX et du paramètre EP1

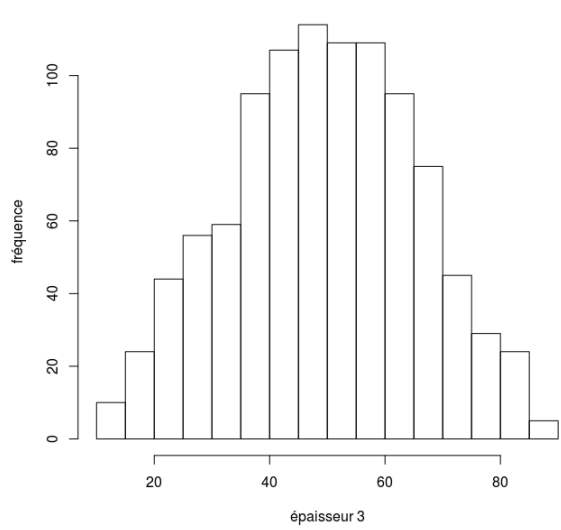
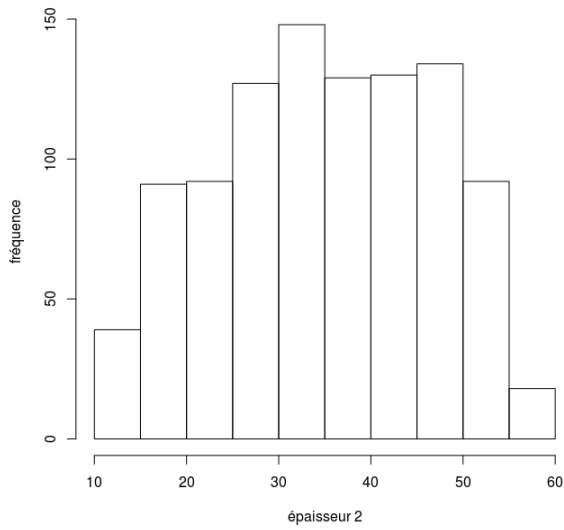


Figure 108 : distribution de probabilité du paramètre EP2 et du paramètre EP3

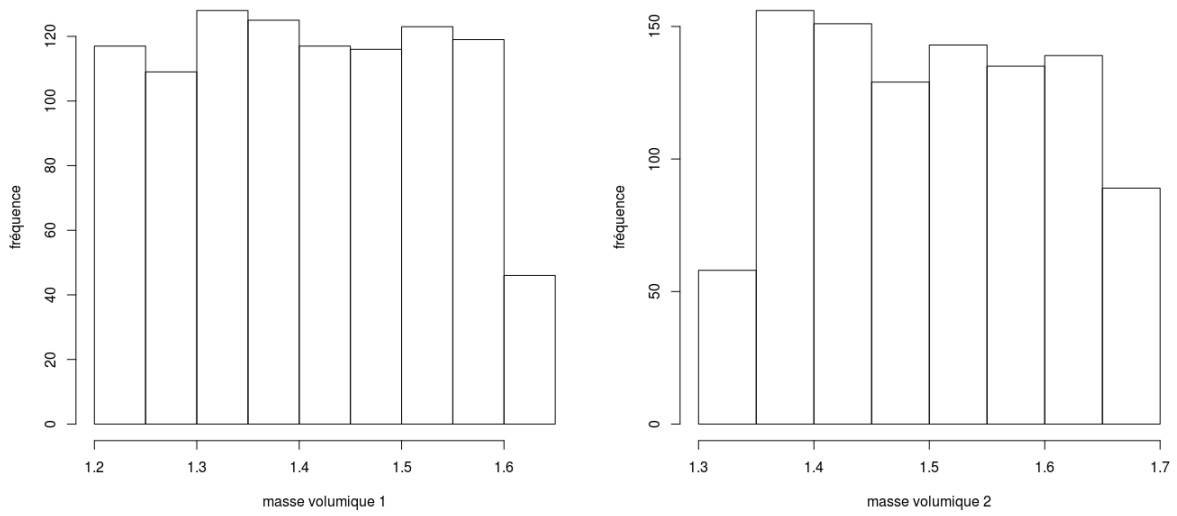


Figure 109 : distribution de probabilité du paramètre *DAF1* et du paramètre *DAF2*

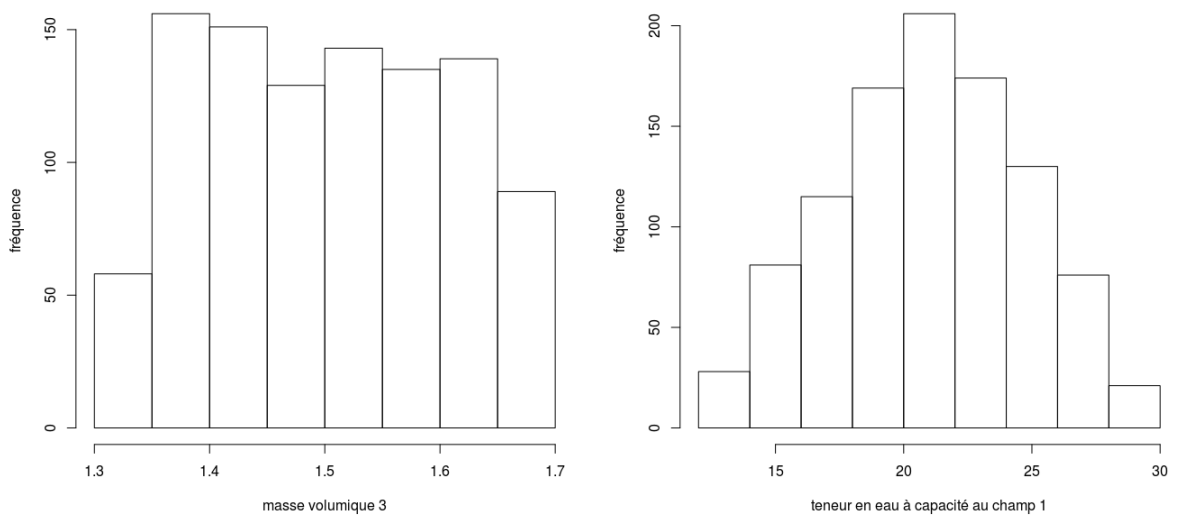


Figure 110 : distribution de probabilité du paramètre *DAF3* et du paramètre *HCCF1*

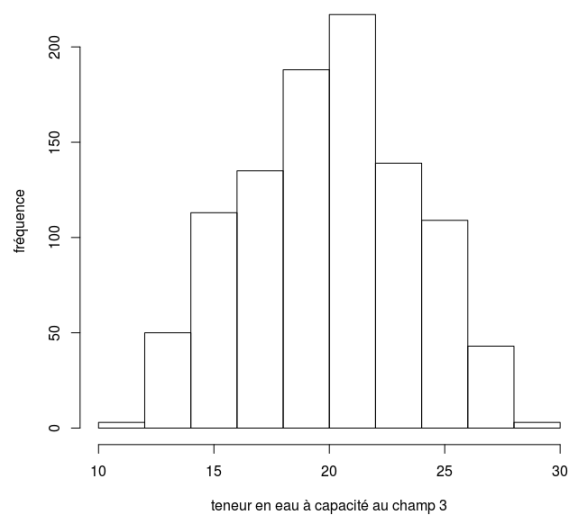
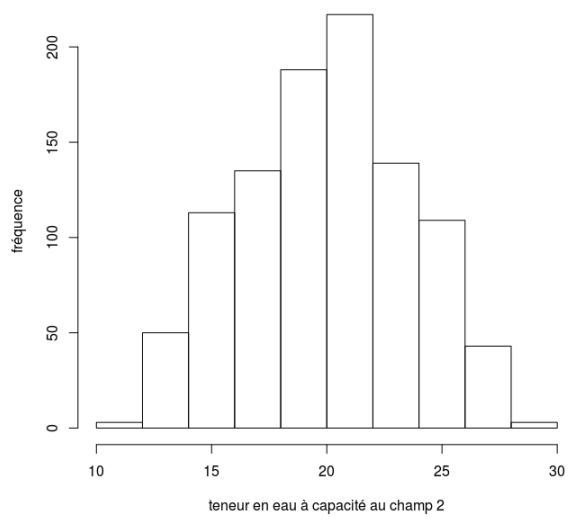


Figure 111 : distribution de probabilité du paramètre *HCCF2* et du paramètre *HCCF3*

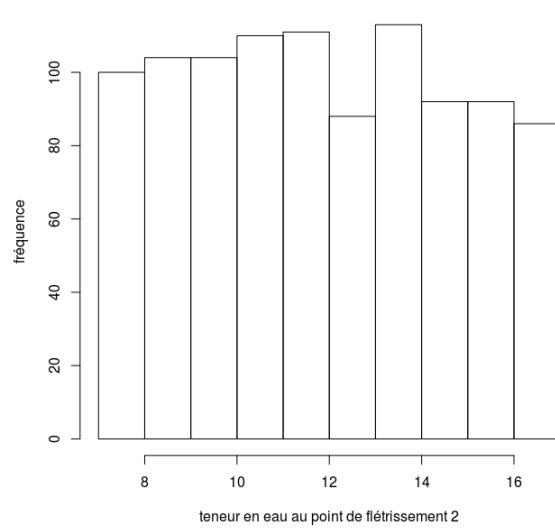
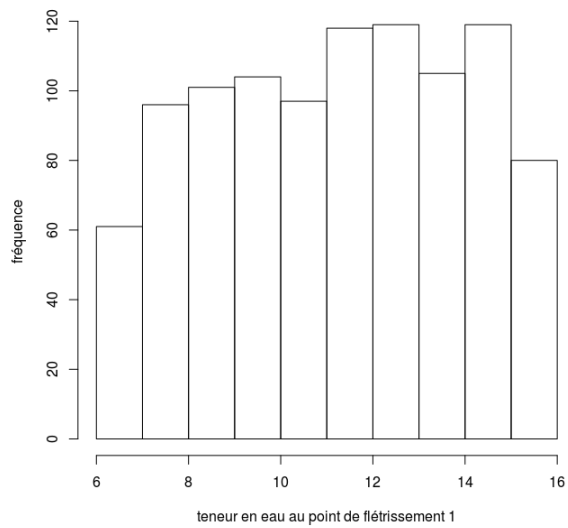


Figure 112 : distribution de probabilité du paramètre *HMINF1* et du paramètre *HMINF2*

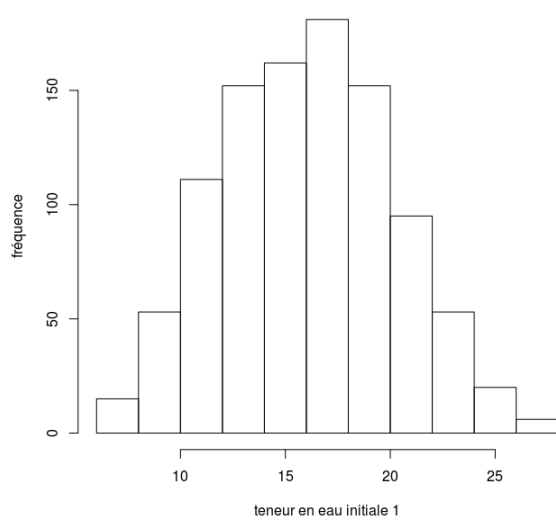
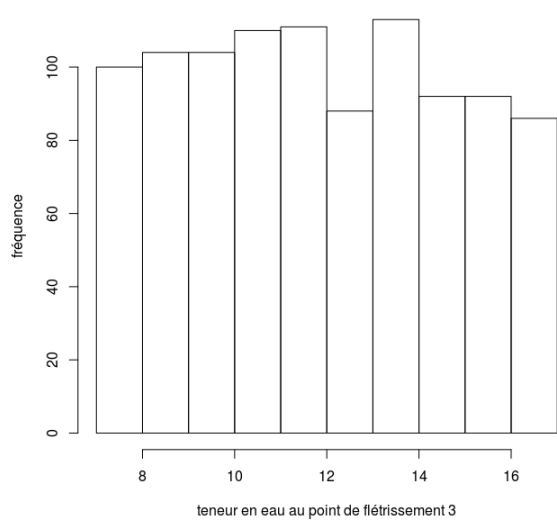


Figure 113 : distribution de probabilité du paramètre *HMINF3* et du paramètre *HINIT1*

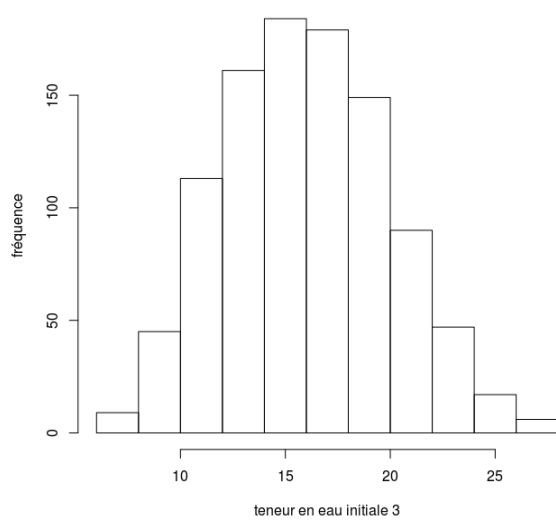
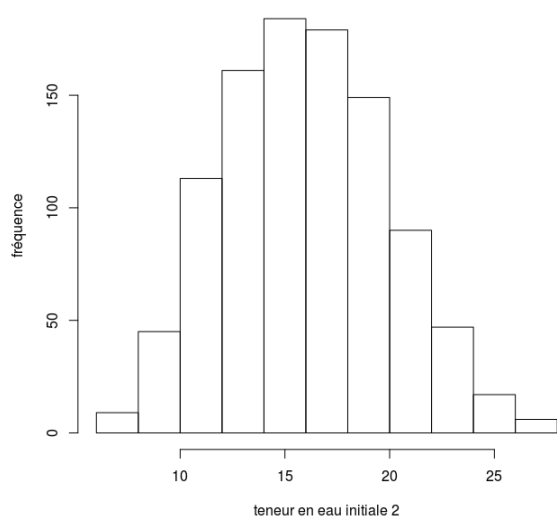


Figure 114 : distribution de probabilité du paramètre *HINIT2* et du paramètre *HINIT3*

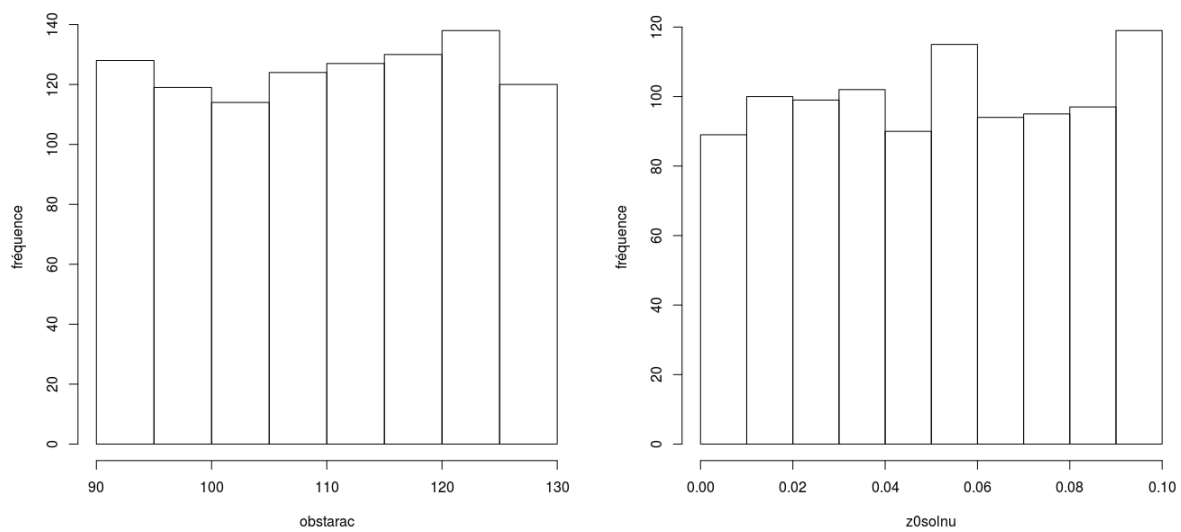
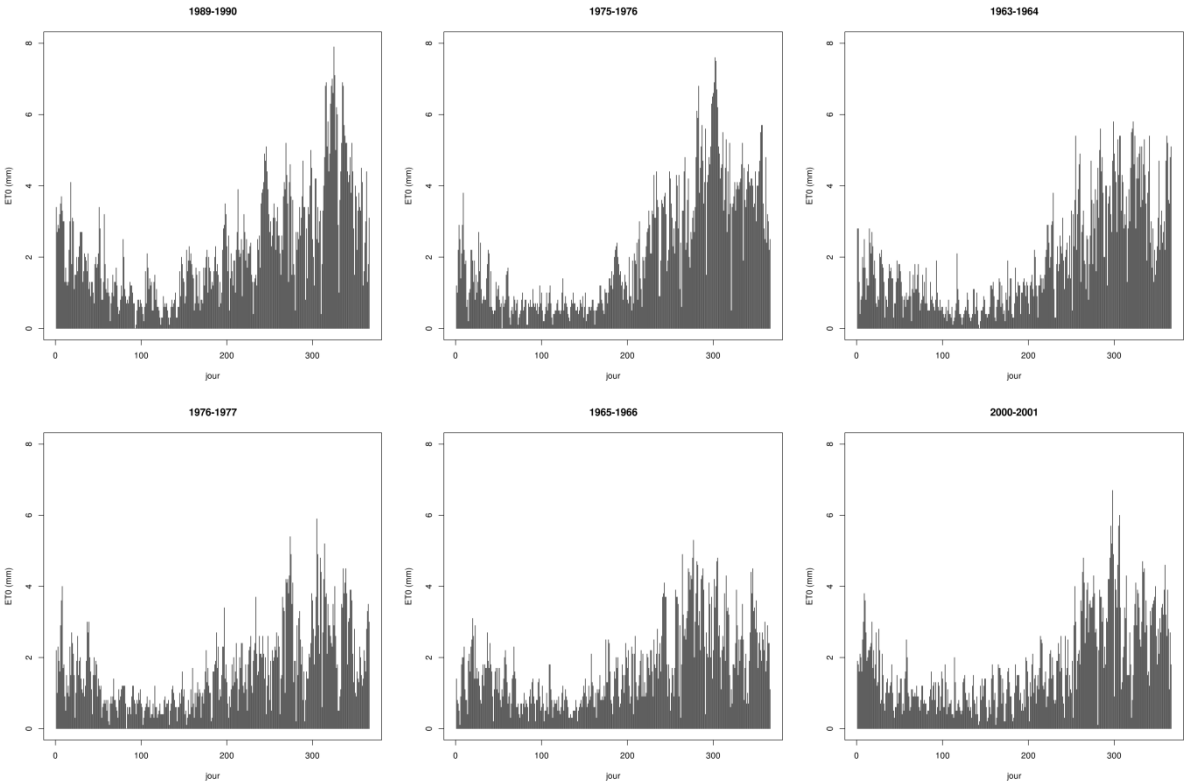


Figure 115 : distribution de probabilité du paramètre *OBSTARAC* et du paramètre *ZOSOLNU*

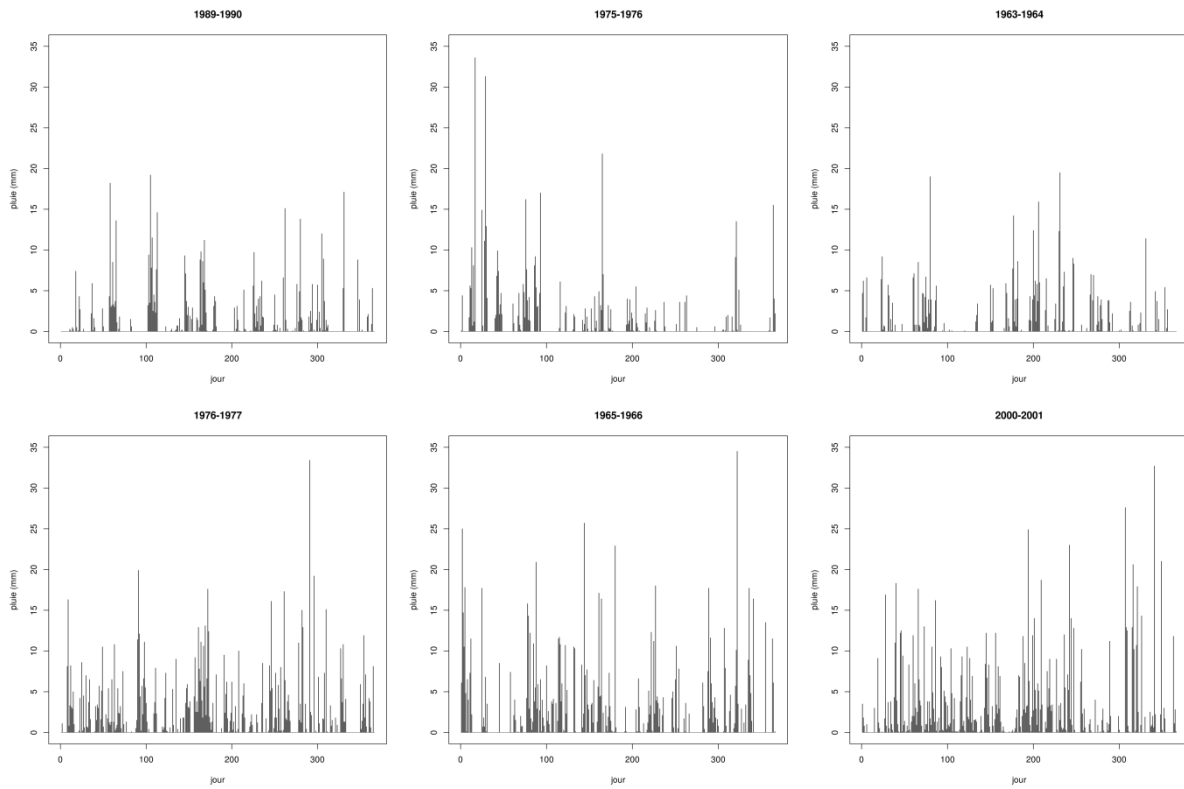
Annexe 6 : pluies et évapotranspirations de référence journalières des années climatiques des scénarios des groupes A et B

1. Groupe A

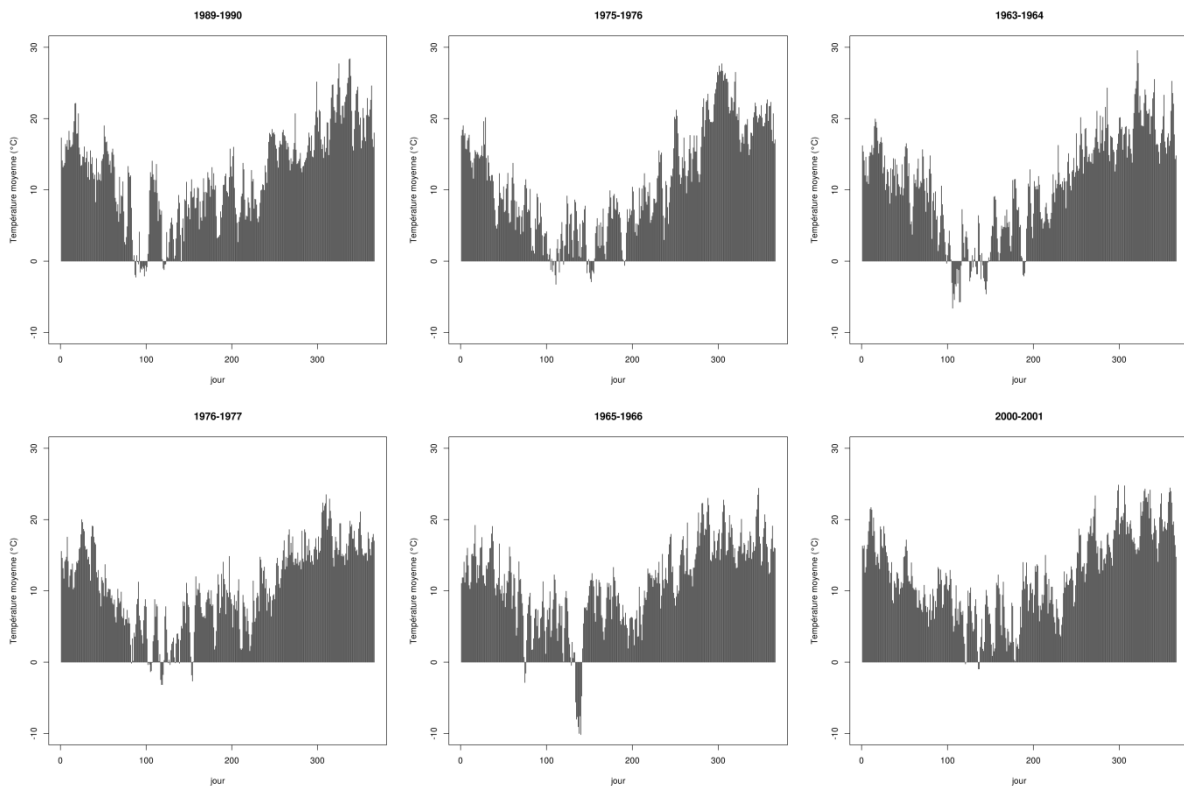
1.1 Evapotranspiration de référence



1.2 Pluie

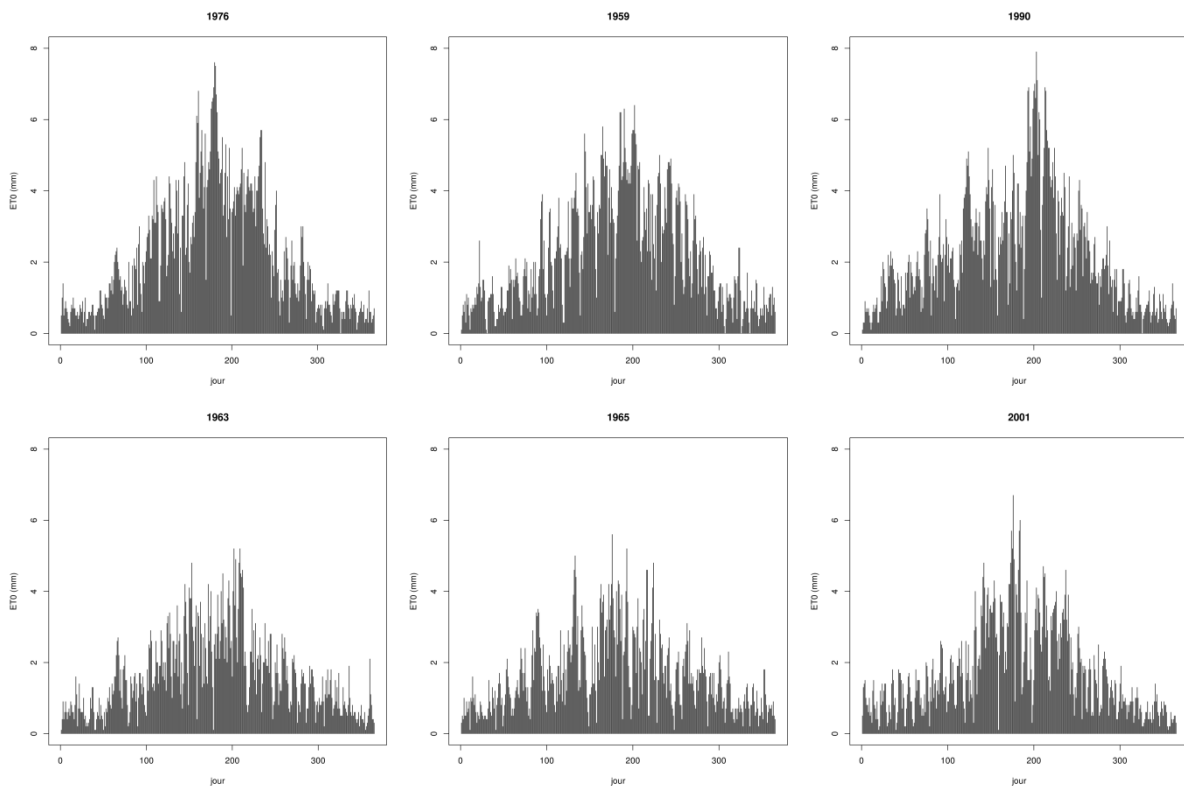


1.3 Température moyenne

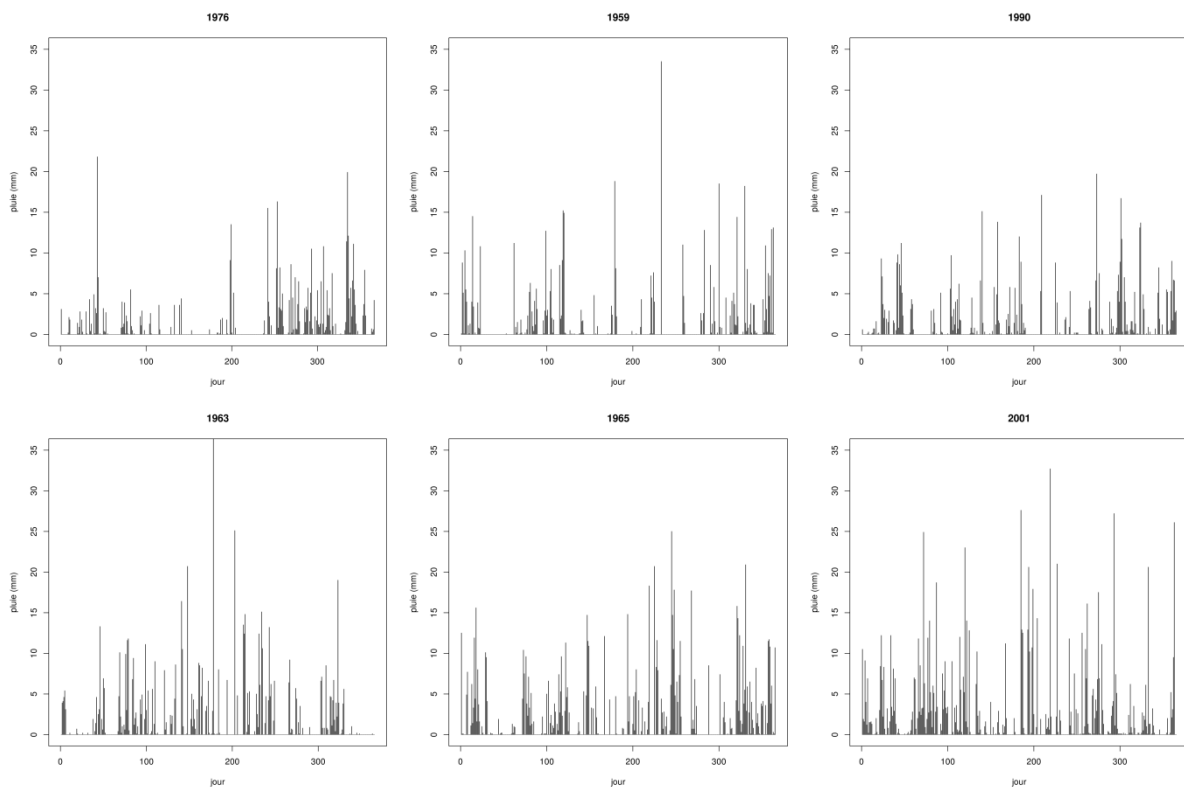


2. Groupe B

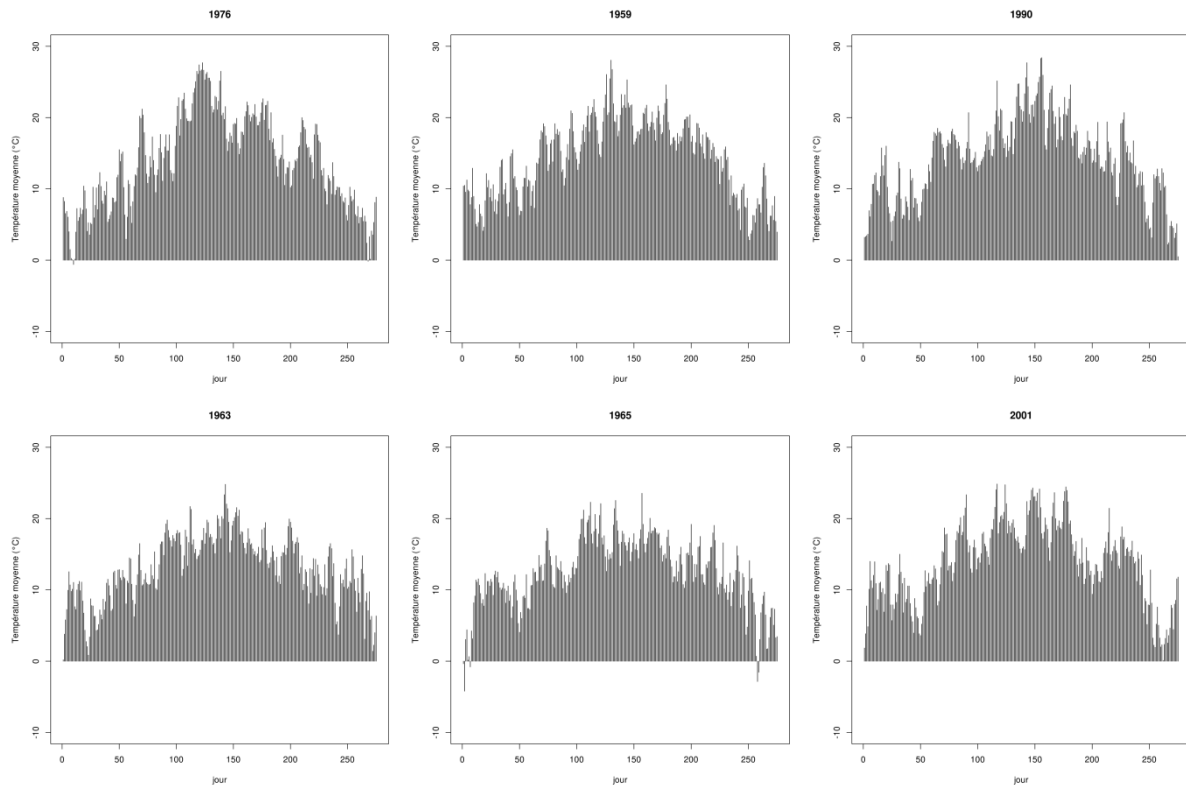
2.1 Evapotranspiration de référence



2.2 Pluie



2.3 Température moyenne



Annexe 7 : Résultats complémentaires de l'analyse d'incertitude sur l'UTS test pour les scénarios blé et sol nu associés (groupe A)

1 Evaporation journalière du sol

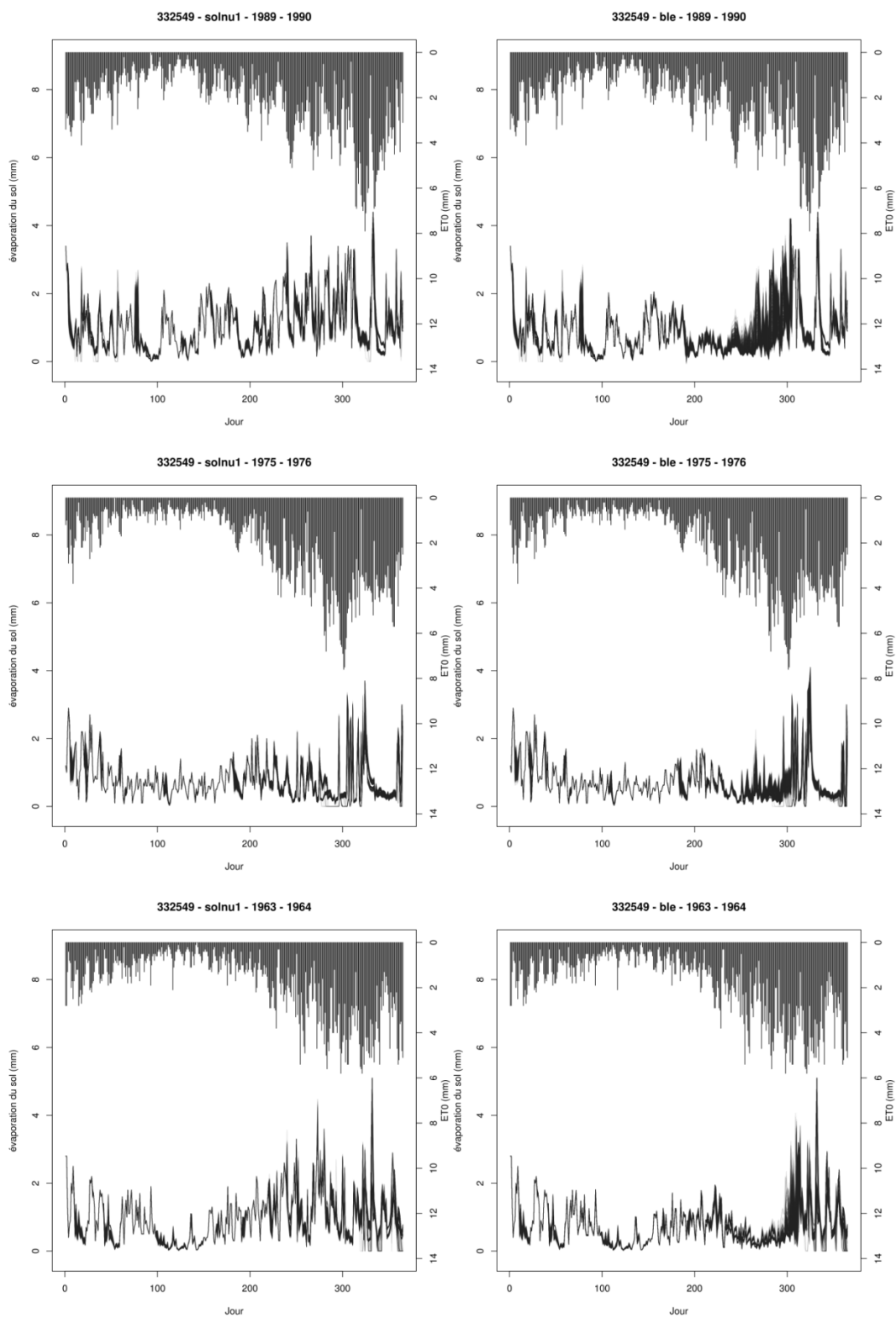


Figure 116 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation du sol journalière avec évapotranspiration journalière de référence sur l'axe des ordonnées à droite par occupation (sol nu à droite, blé à gauche) et pour les trois années sèches 1989-1990, 1963-1964 et 1975-1976

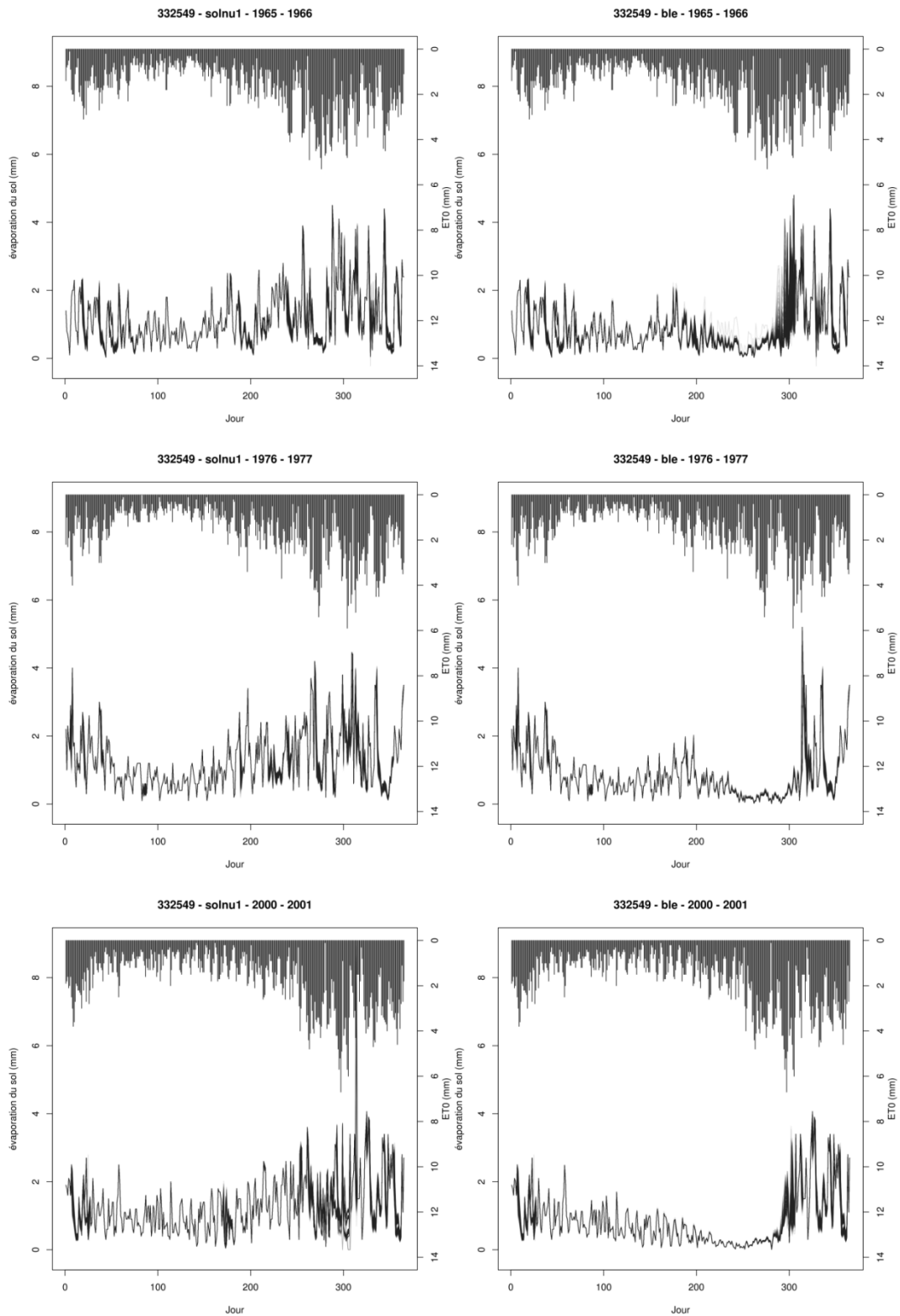


Figure 117 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation du sol journalière avec évapotranspiration journalière de référence sur l'axe des ordonnées à droite par occupation (sol nu à droite, blé à gauche) et pour les trois années humides 1965-1966, 1976-1977, 2000-2001

2. Drainage journalier

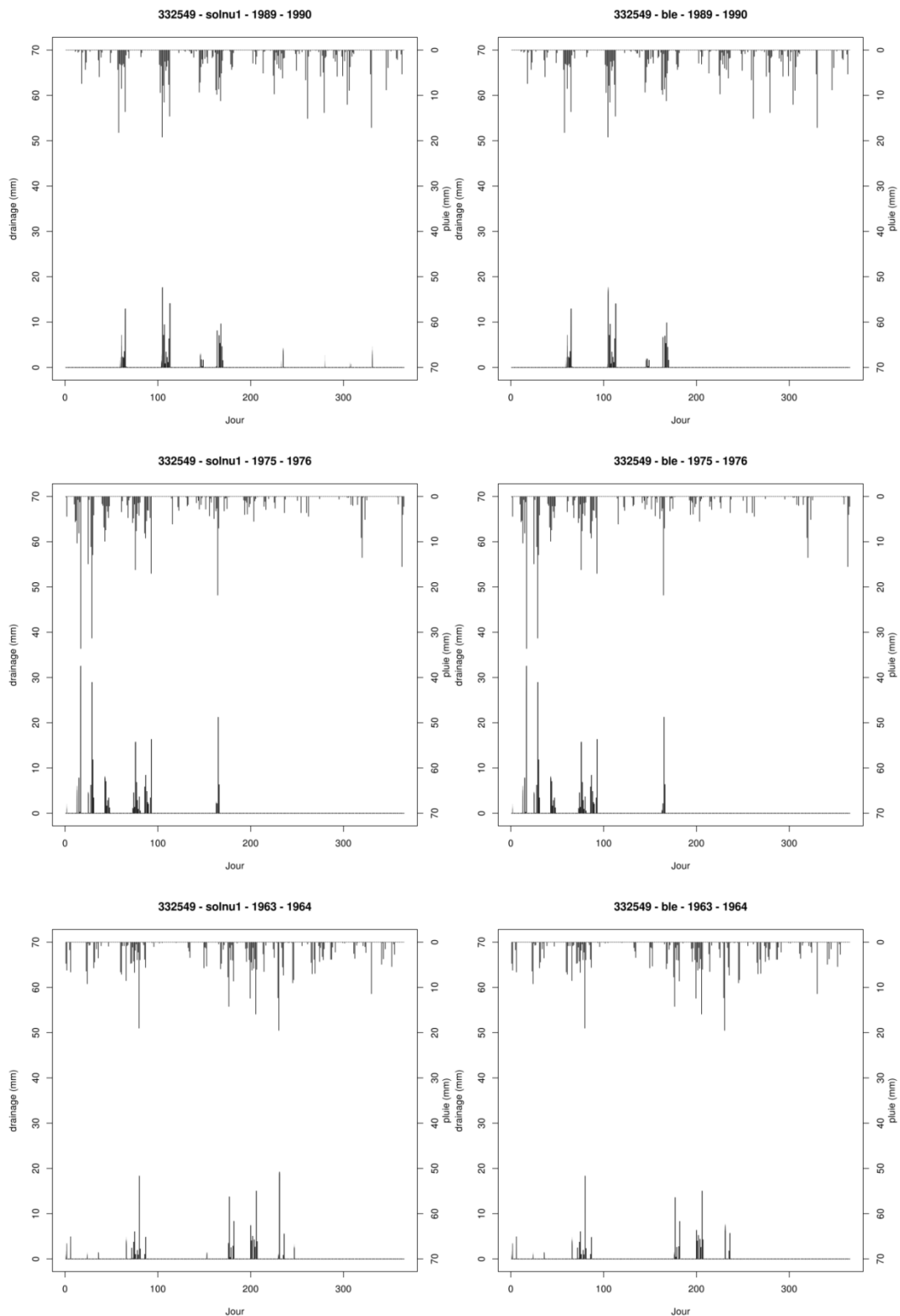


Figure 118 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage journalier avec la pluie journalière sur l'axe des ordonnées à droite par occupation (sol nu à droite, blé à gauche) et pour les trois années sèches 1989-1990, 1963-1964 et 1975-1976

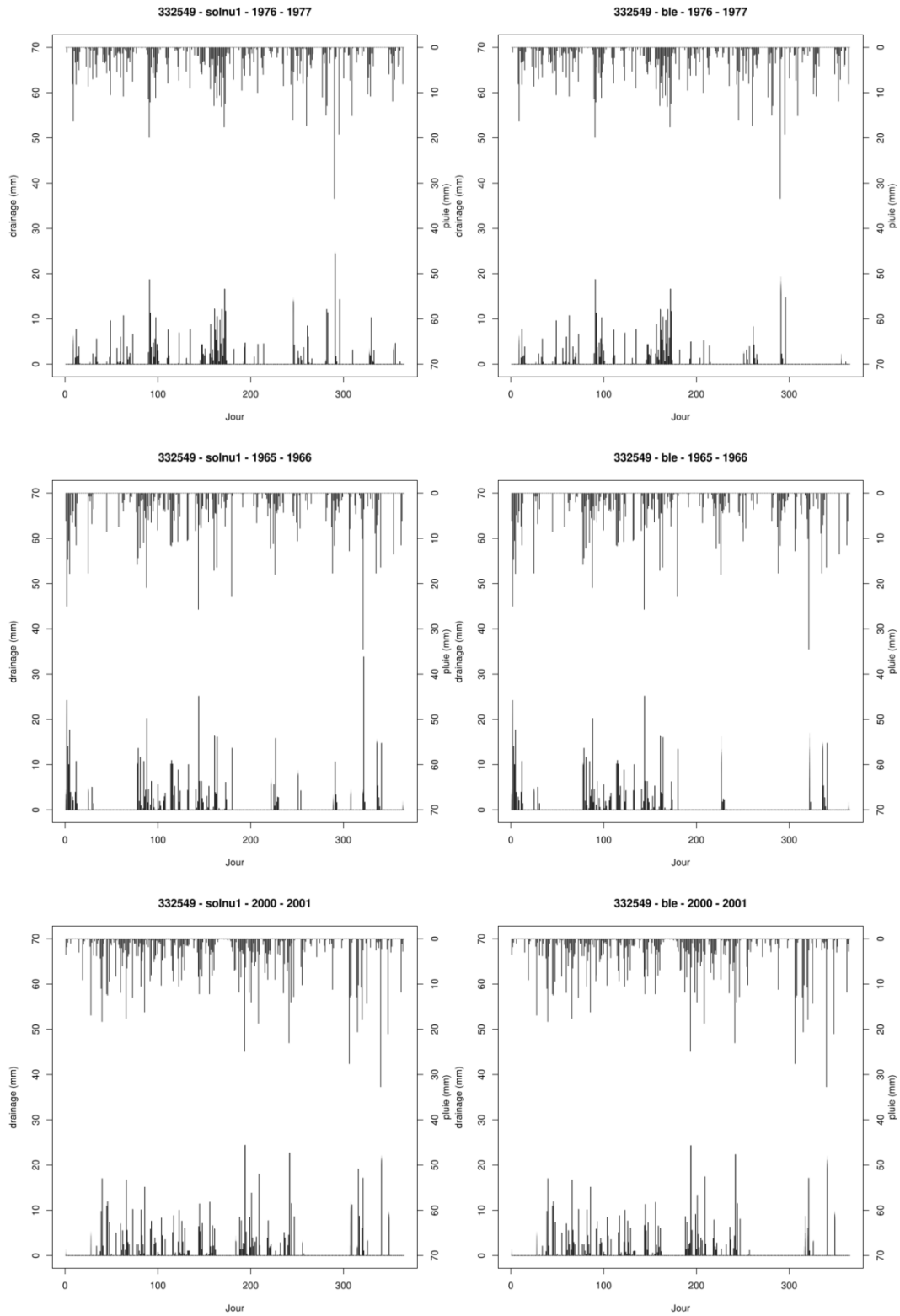


Figure 119 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage journalier avec la pluie journalière sur l'axe des ordonnées à droite par occupation (sol nu à droite, blé à gauche) et pour les trois années humides 1965-1966, 1976-1977, 2000-2001

3. Teneurs en eau

3.1 Horizon 1

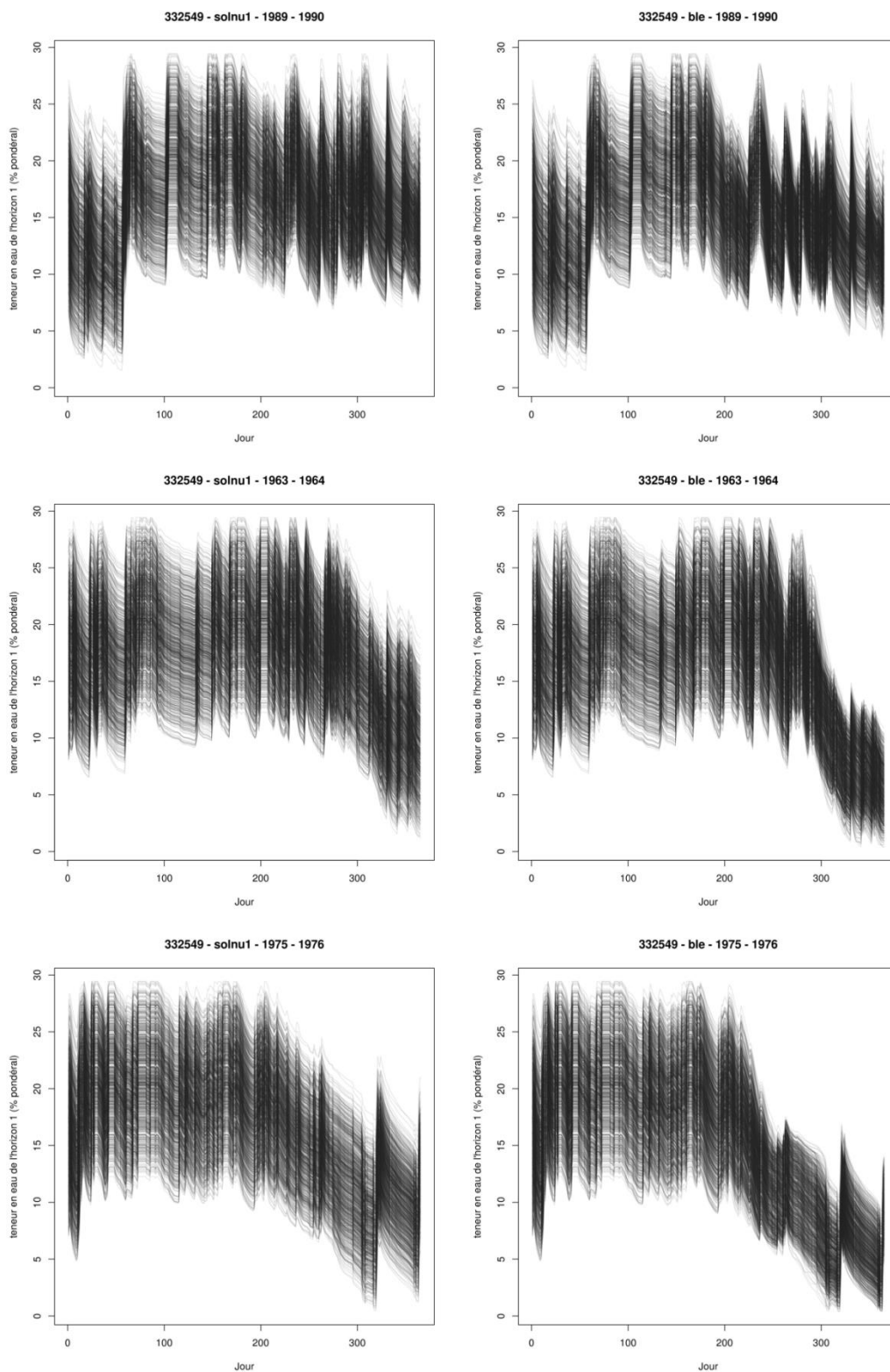


Figure 120 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau du sol de l'horizon 1 (% pondéral), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années sèches 1989-1990, 1975-1976 et 1963-1964

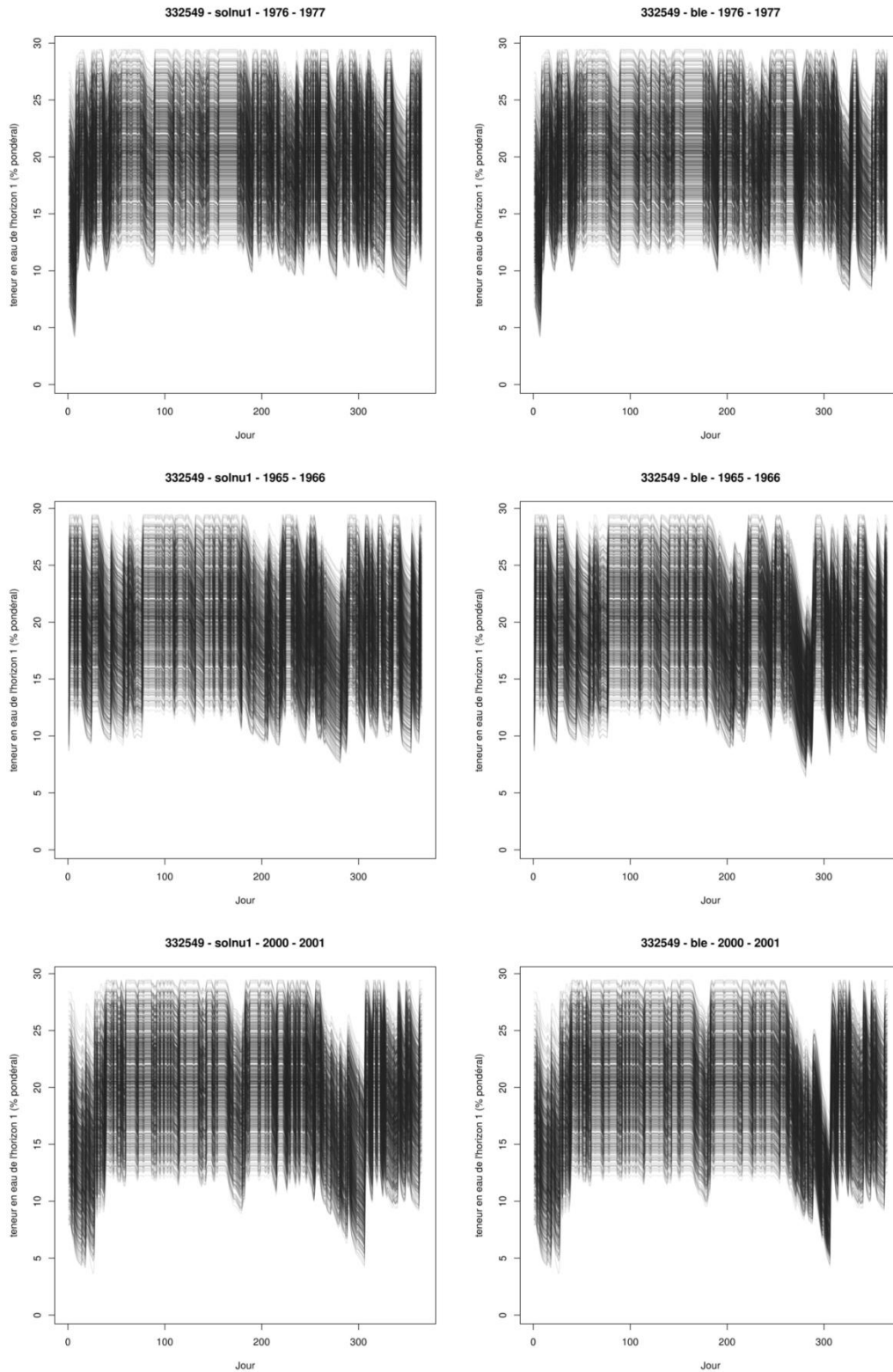


Figure 121 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau du sol de l'horizon 1 (% pondéral), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années humides 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001

3.2 Horizon 2

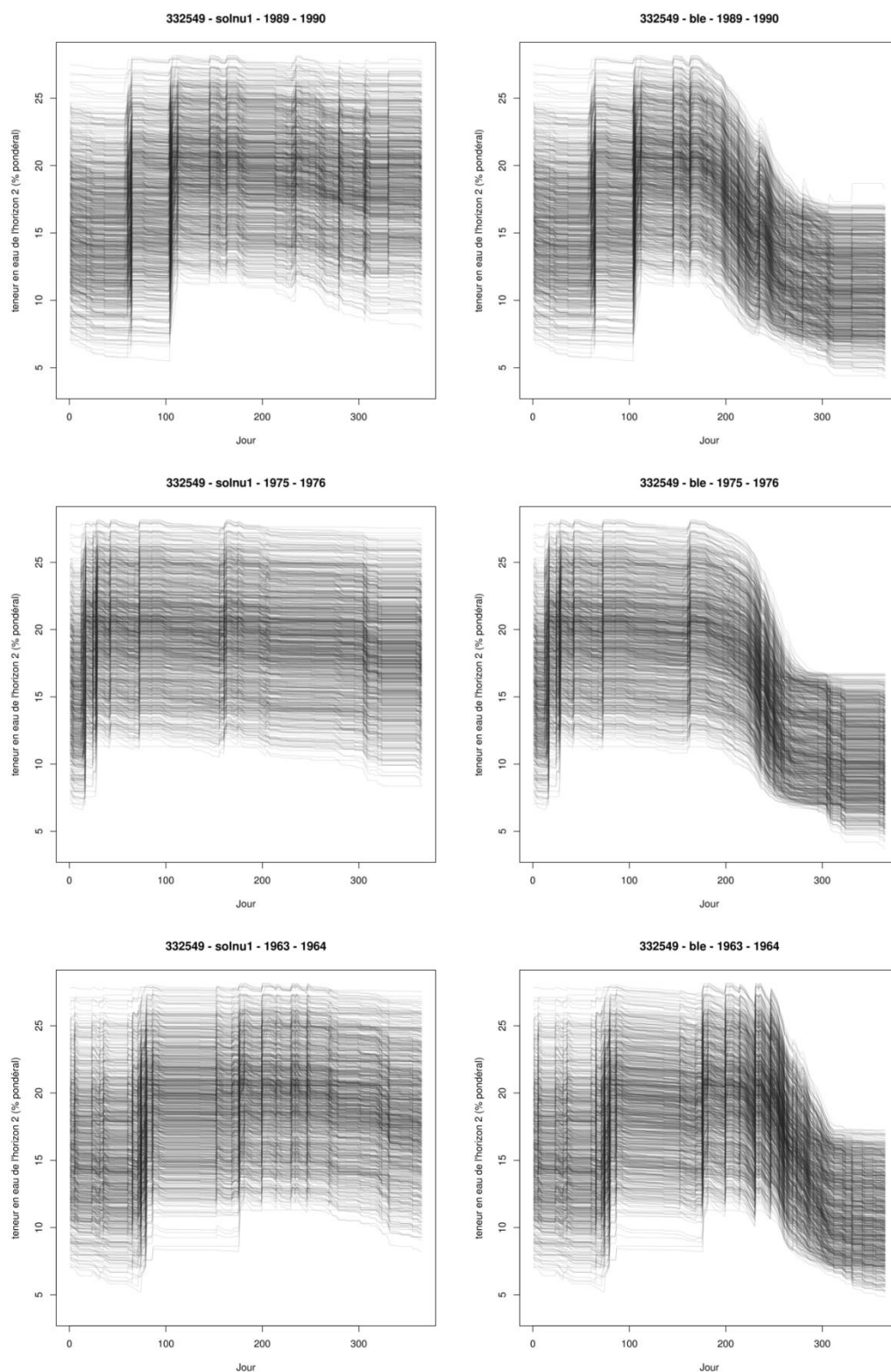


Figure 122 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau du sol de l'horizon 2 (% pondéral), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années sèches 1989-1990, 1975-1976 et 1963-1964

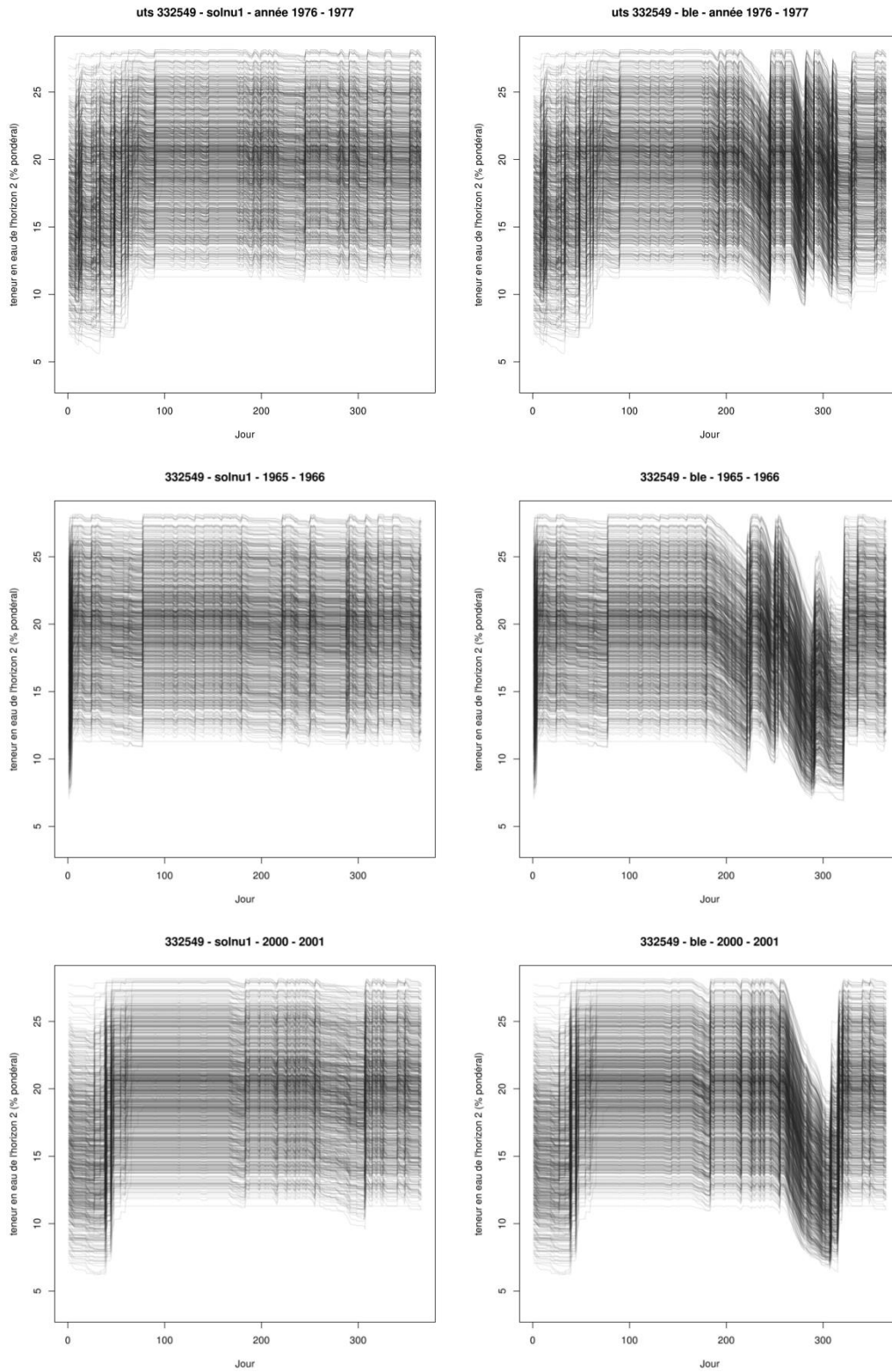


Figure 123 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau du sol de l'horizon 2 (% pondéral), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années humides 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001

Tableau 70 : statistiques relatives à la moyenne journalière de la teneur en eau de l'horizon 2 (%)

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1989-1990	17,25	18,78	18,35	19,52	1,56
	1975-1976	19,01	19,35	19,17	19,72	0,88
	1963-1964	18,41	19,02	18,52	19,60	1,45
	1976-1977	19,66	19,83	19,40	19,95	1,08
	1965-1966	19,65	19,77	19,76	19,94	0,29
	2000-2001	19,63	19,89	19,35	19,97	1,31
blé	1989-1990	12,07	15,40	15,49	18,55	3,12
	1975-1976	11,98	18,89	16,53	19,69	3,75
	1963-1964	15,14	17,27	16,55	18,97	2,94
	1976-1977	18,46	19,63	19,07	19,94	1,16
	1965-1966	18,52	19,66	18,81	19,93	1,78
	2000-2001	18,08	19,81	18,64	19,97	2,13

Tableau 71 : statistiques relatives à l'écart-type journalier de la teneur en eau de l'horizon 2 (%)

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1989-1990	3,64	3,74	3,82	3,93	0,22
	1975-1976	3,64	3,65	3,69	3,69	0,09
	1963-1964	3,64	3,70	3,80	3,81	0,23
	1976-1977	3,64	3,64	3,73	3,64	0,21
	1965-1966	3,64	3,64	3,65	3,64	0,04
	2000-2001	3,64	3,64	3,69	3,64	0,12
blé	1989-1990	2,94	3,61	3,51	3,93	0,48
	1975-1976	2,90	3,62	3,40	3,64	0,37
	1963-1964	3,38	3,64	3,59	3,70	0,45
	1976-1977	3,62	3,64	3,72	3,71	0,22
	1965-1966	3,56	3,64	3,58	3,64	0,14
	2000-2001	3,62	3,64	3,63	3,64	0,20

Tableau 72 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier de la teneur en eau de l'horizon 2 (%)

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1989-1990	18,7	19,9	21,0	25,1	3,0
	1975-1976	18,5	18,9	19,3	19,4	1,5
	1963-1964	18,6	19,5	20,8	20,6	3,1
	1976-1977	18,2	18,3	19,3	18,5	2,4
	1965-1966	18,2	18,4	18,5	18,5	0,5
	2000-2001	18,2	18,3	19,2	18,5	2,2
blé	1989-1990	19,6	24,4	23,1	25,9	3,1
	1975-1976	18,5	19,3	21,3	24,1	3,4
	1963-1964	19,4	21,0	22,1	25,6	3,3
	1976-1977	18,3	18,5	19,7	19,9	2,3
	1965-1966	18,3	18,4	19,2	19,4	1,5
	2000-2001	18,2	18,3	19,7	20,0	2,5

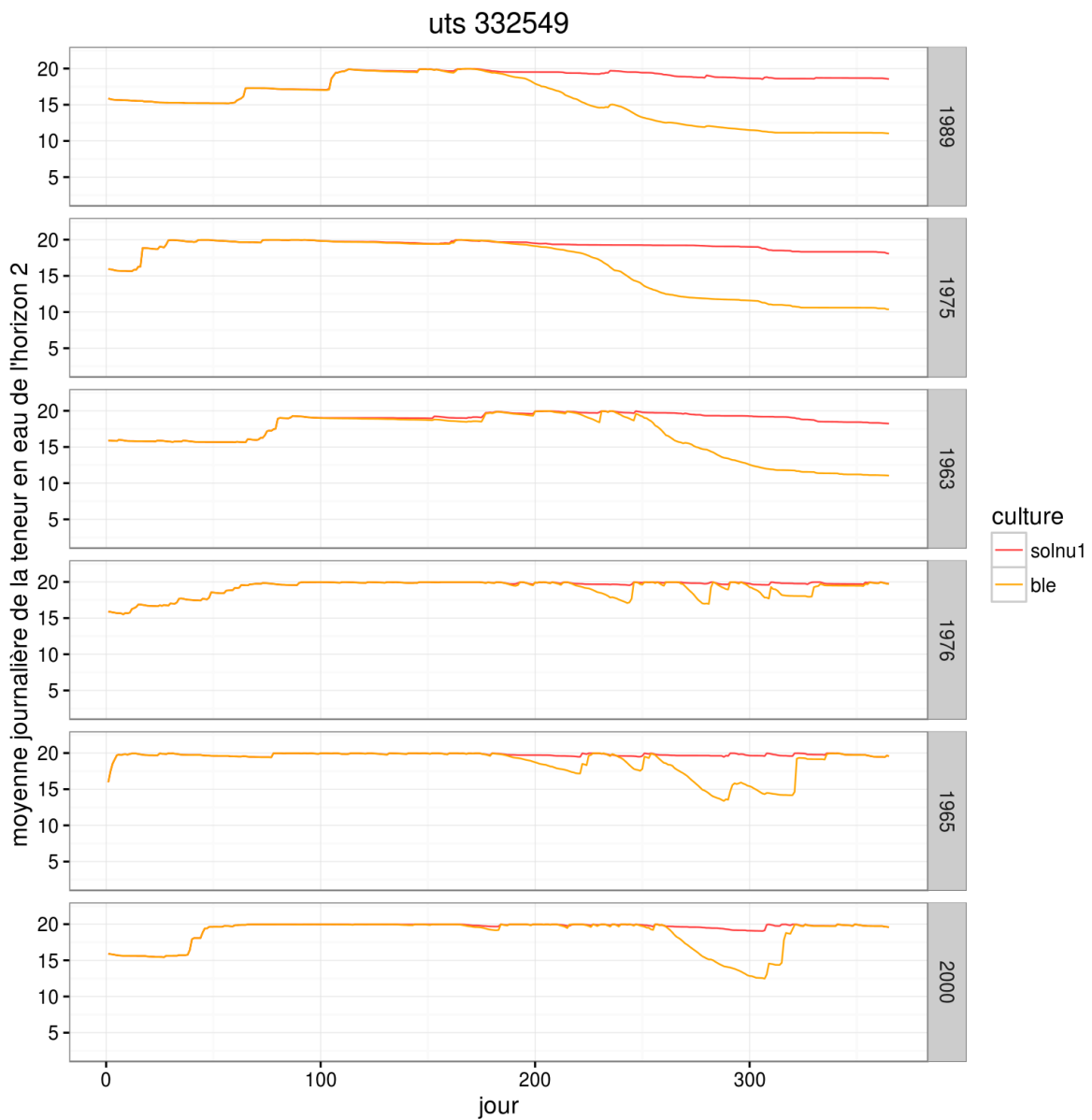


Figure 124 : variation de la moyenne journalière de la teneur en eau (%) de l'horizon 2, calculée sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.

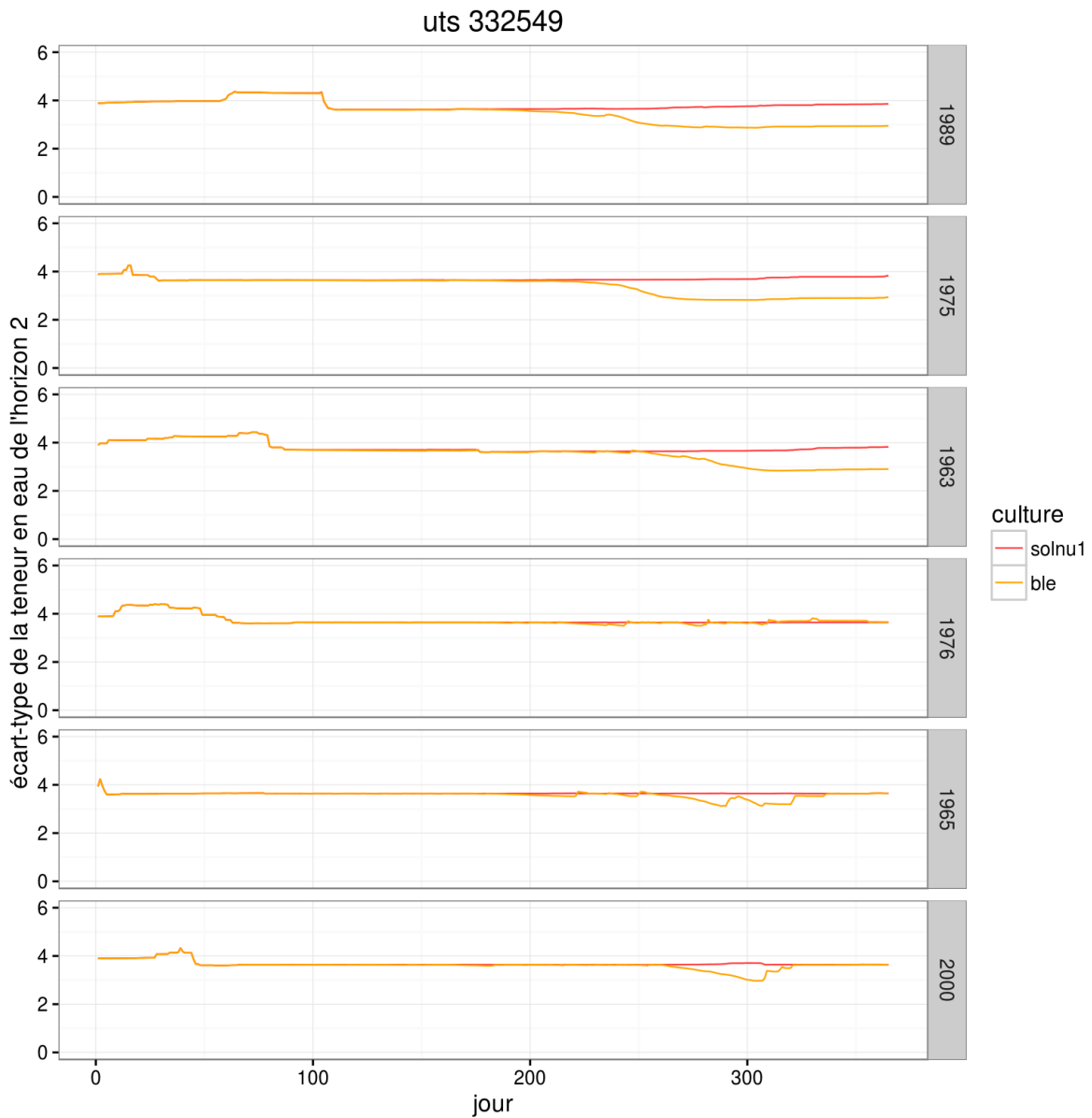


Figure 125 : variation de l'écart-type journalier au cours de la simulation pour la teneur en eau de l'horizon 2, calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.

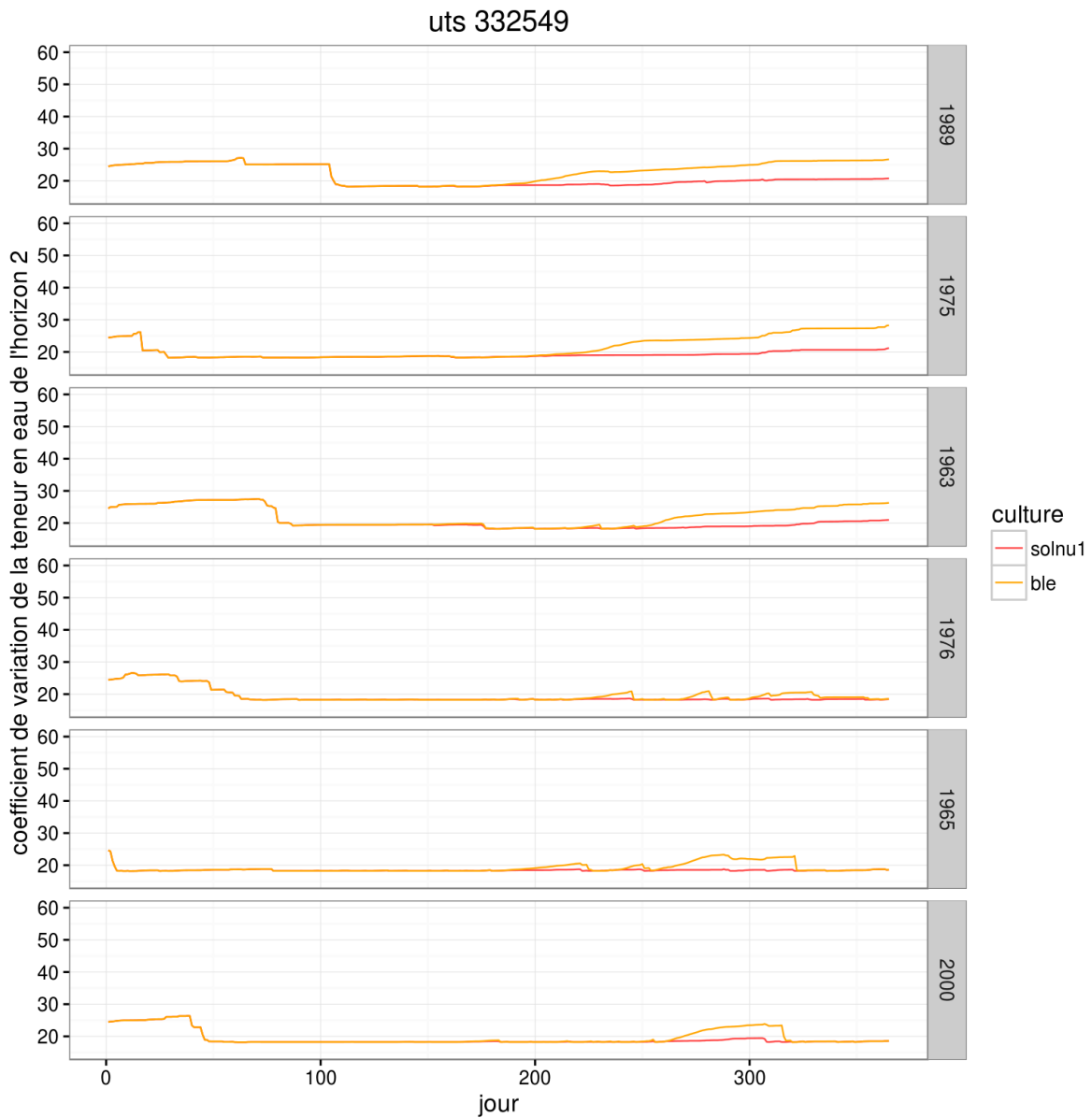


Figure 126 : variation du coefficient de variation journalier au cours de la simulation pour la teneur en eau de l'horizon 2, calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol. Les intitulés 1989, 1975, 1963, 1976, 1965, 2000 dans la figure correspondent respectivement aux années climatiques 1989-1990, 1975-1976, 1963-1964, 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001.

3.3 Horizon 3

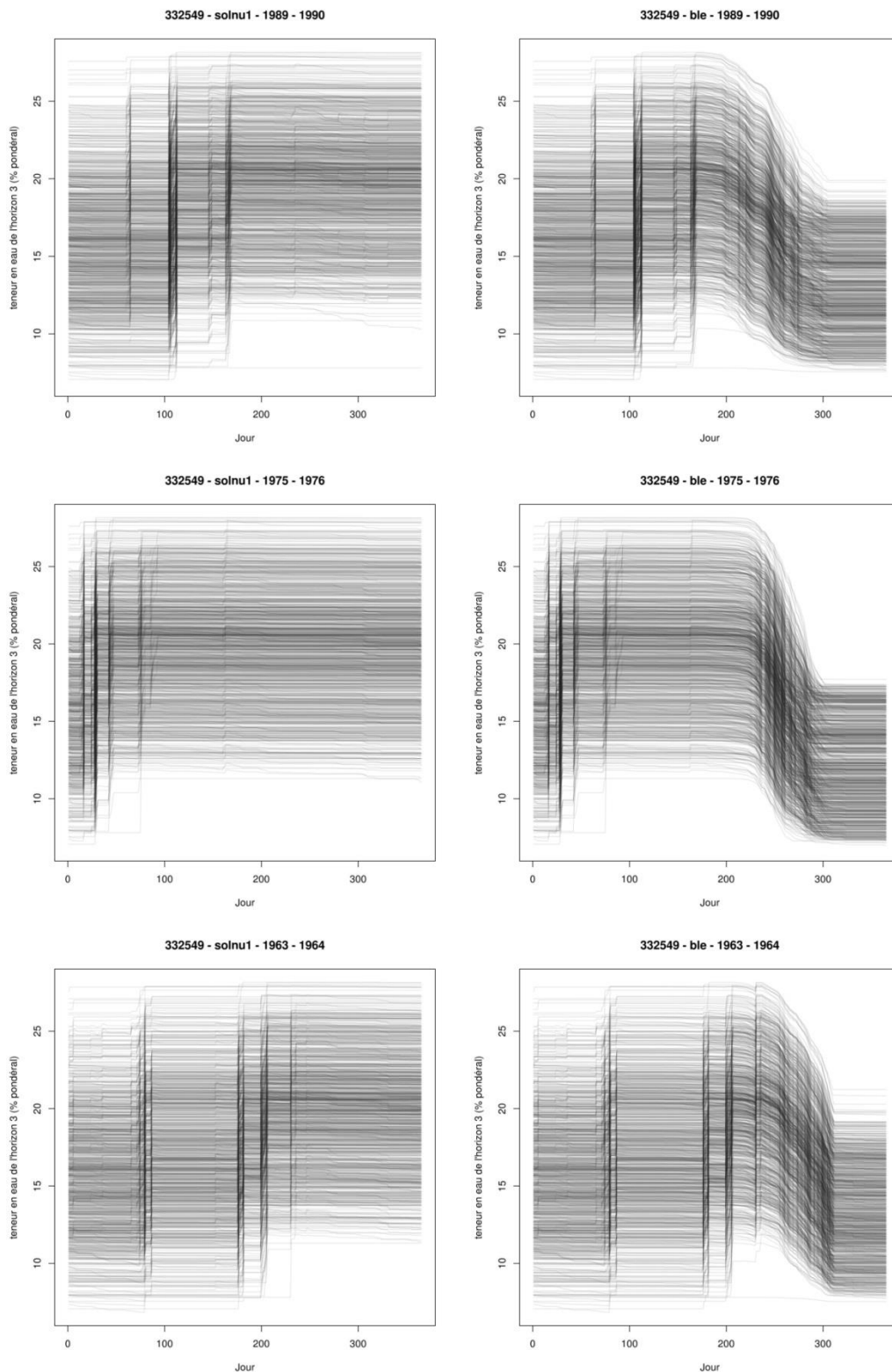


Figure 127 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau du sol de l'horizon 2 (% pondéral), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années sèches 1989-1990, 1975-1976 et 1963-1964

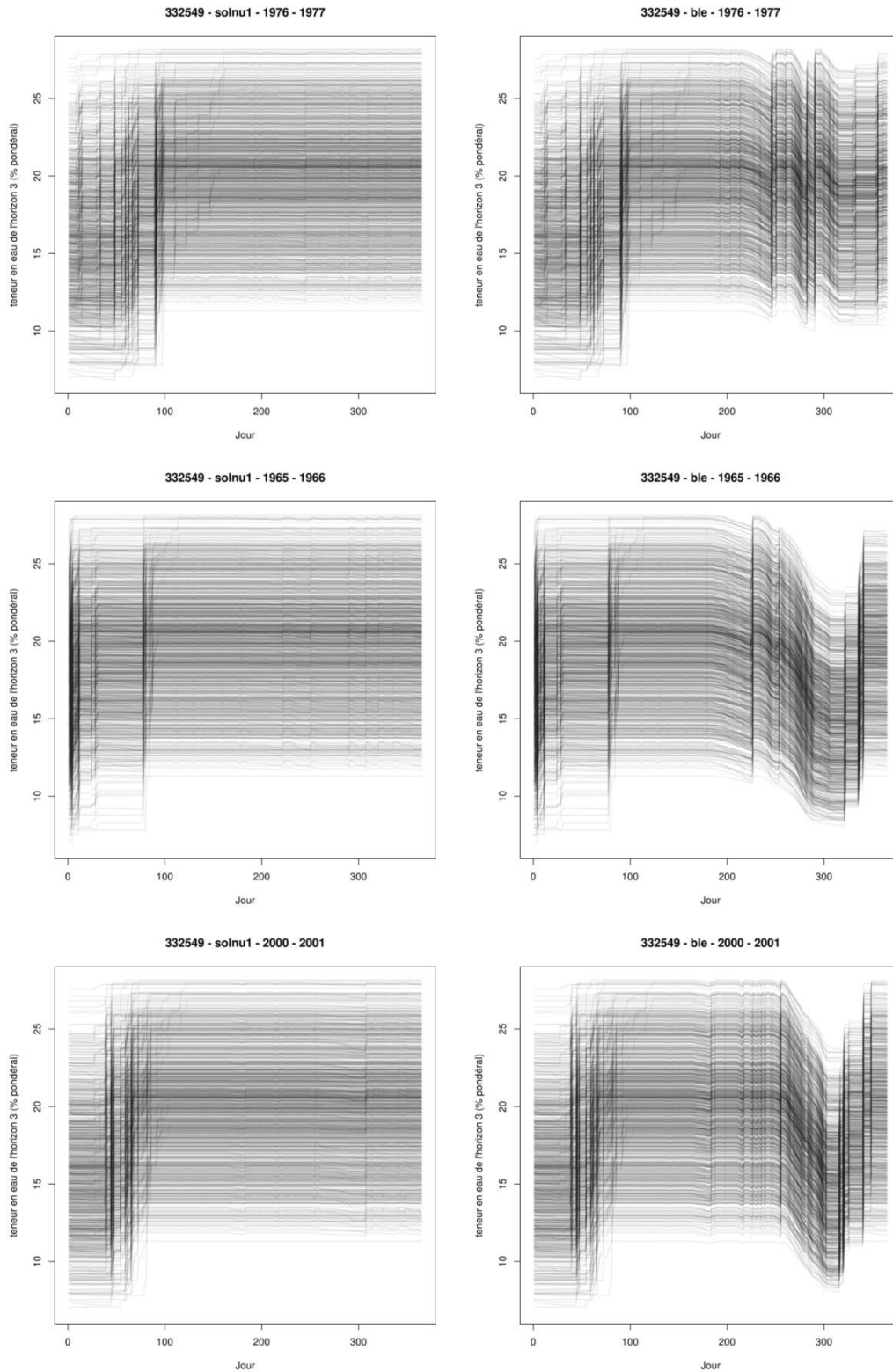


Figure 128 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau du sol de l'horizon 2 (% pondéral), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années humides 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001

4. Rapport RSURRU

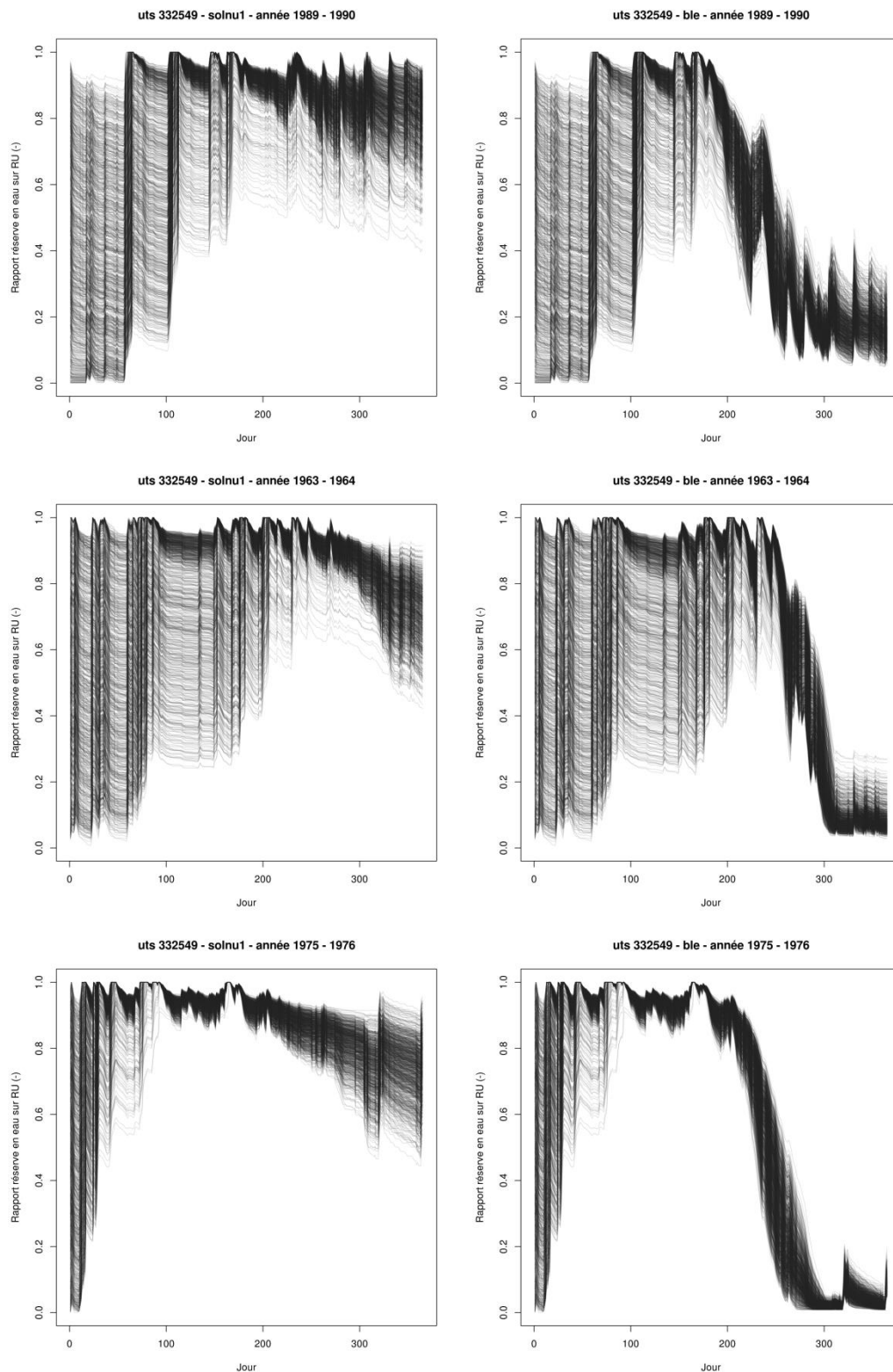


Figure 129 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le rapport RSURRU (sans unité), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années sèches 1989-1990, 1975-1976 et 1963-1964

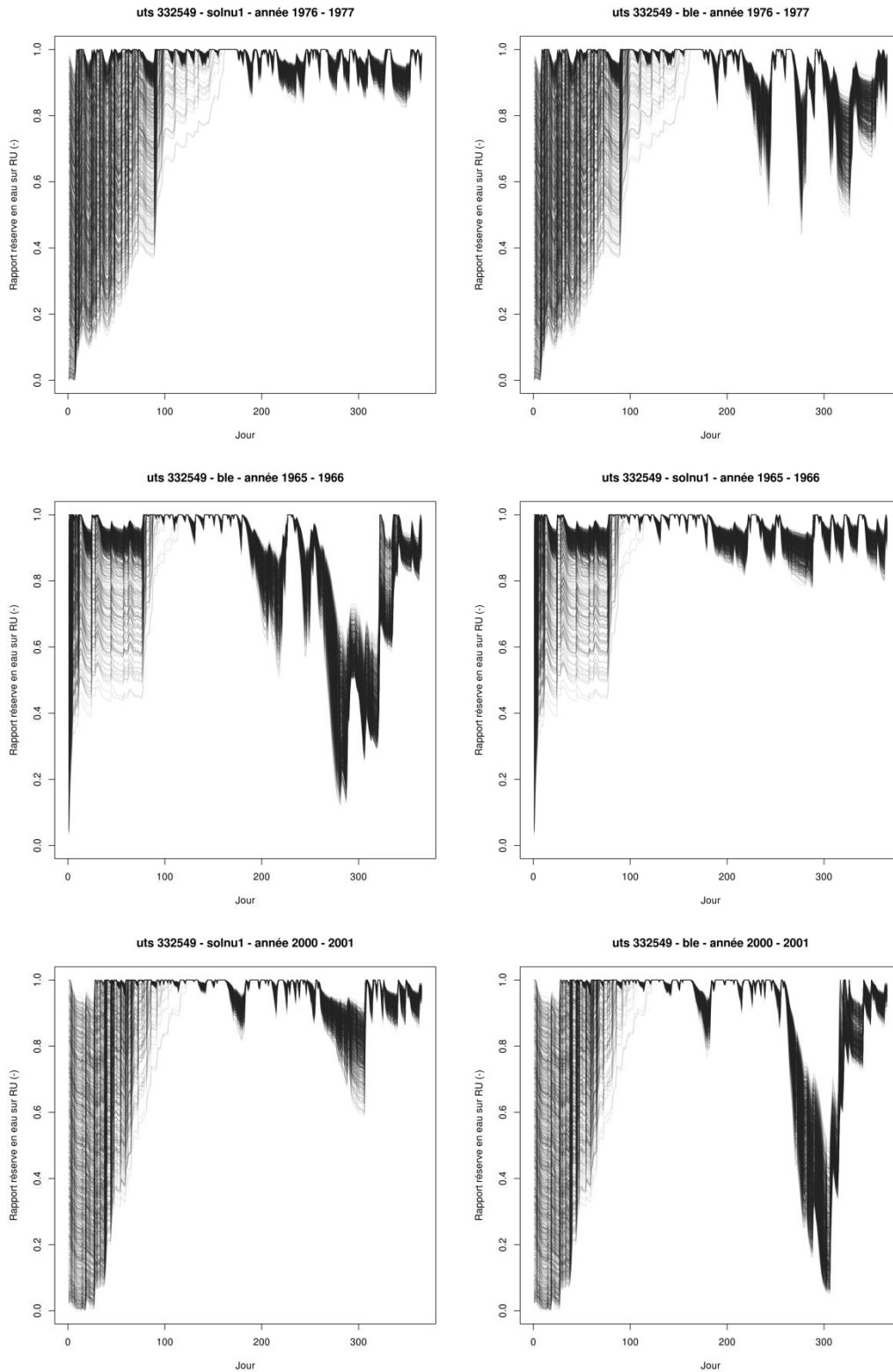


Figure 130 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le rapport RSURRU (sans unité), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années humides 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001

5. Evaporation cumulée

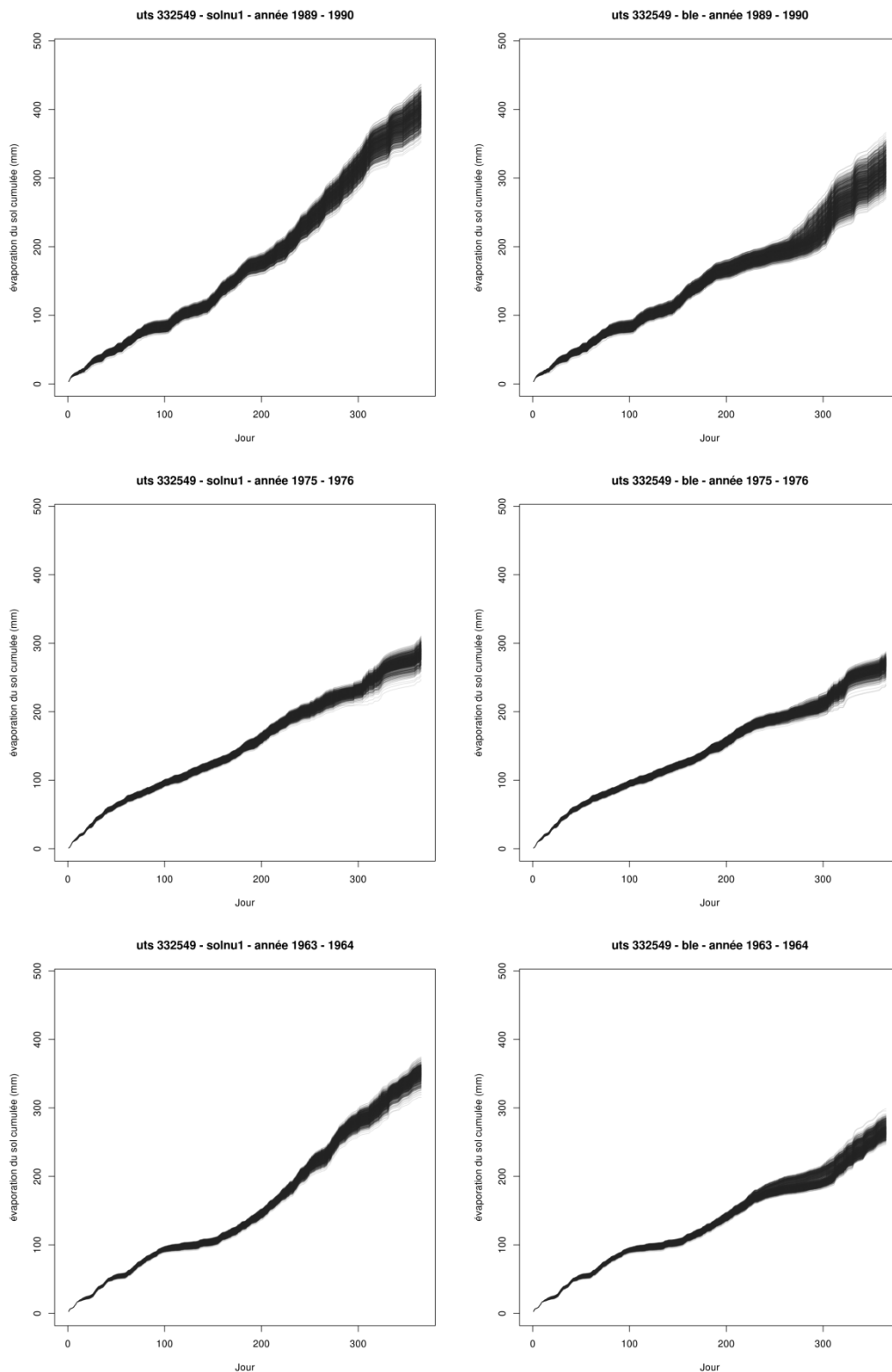


Figure 131 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation cumulée (mm), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années sèches 1989-1990, 1975-1976 et 1963-1964

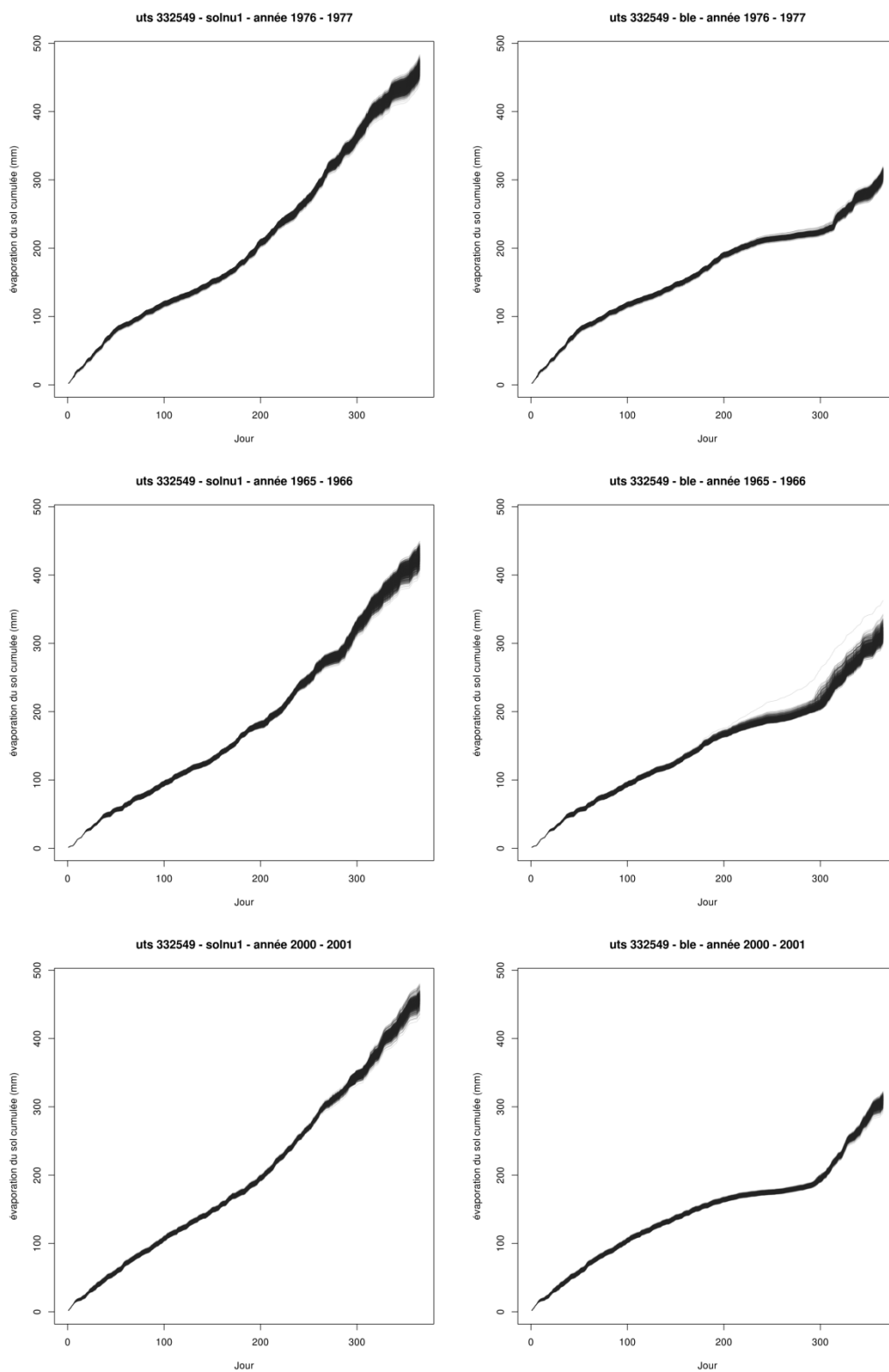


Figure 132 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation cumulée (mm), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années humides 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001

6. Drainage cumulé

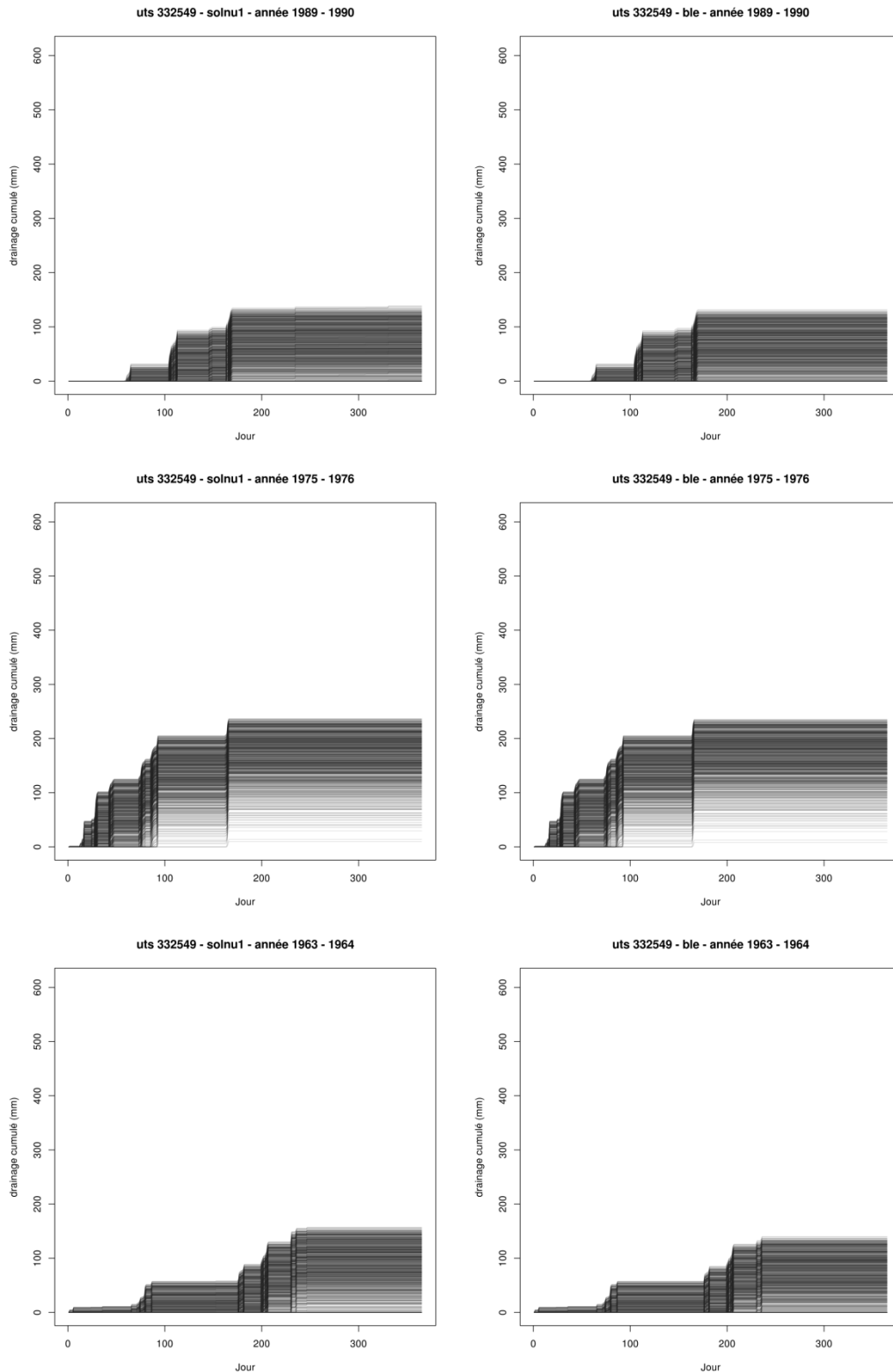


Figure 133 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage cumulé (mm), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années sèches 1989-1990, 1975-1976 et 1963-1964

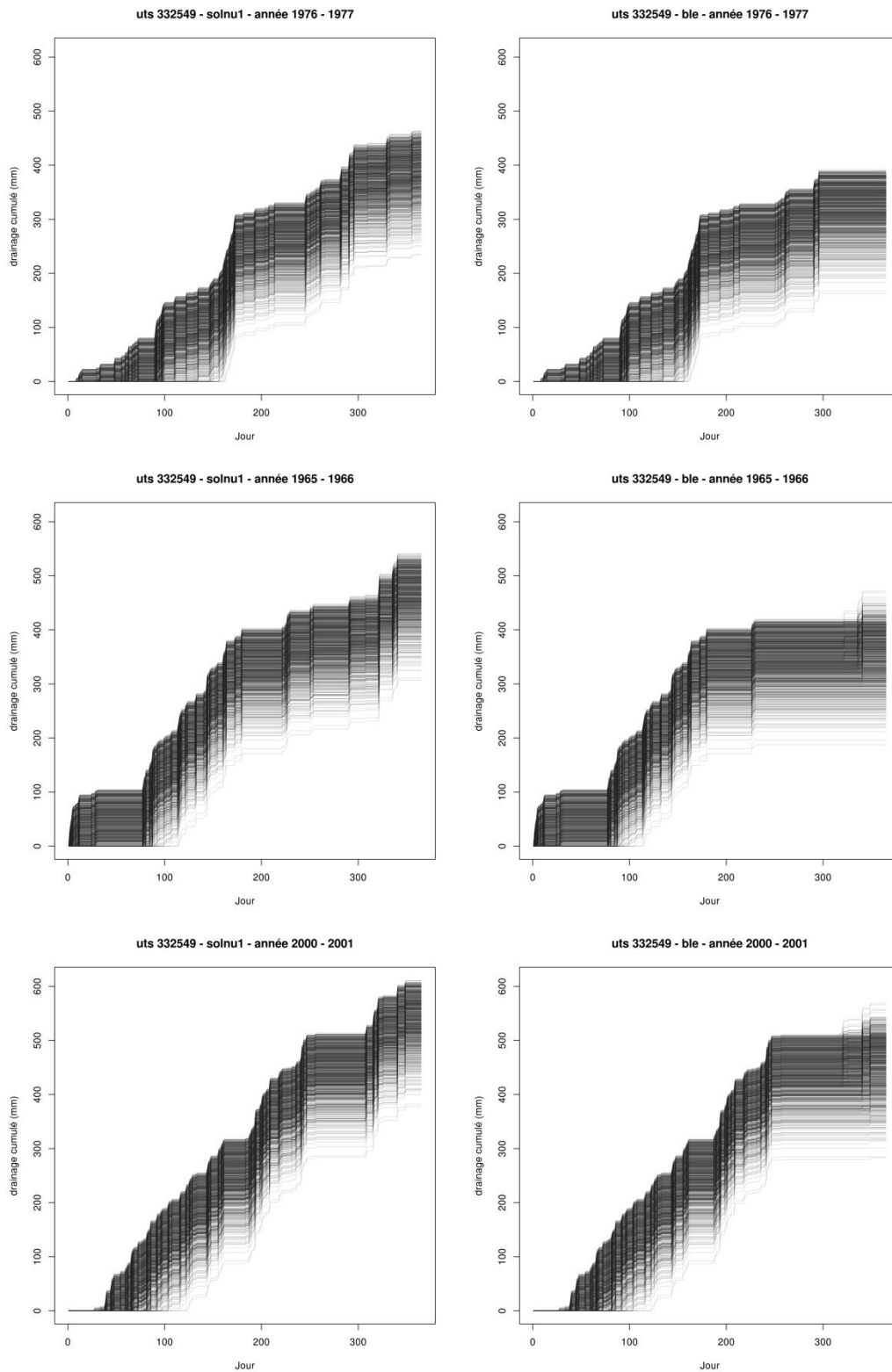


Figure 134 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage cumulé (mm), par occupation du sol (sol nu à gauche, blé à droite) pour les années humides 1976-1977, 1965-1966 et 2000-2001

7. Transpiration cumulée

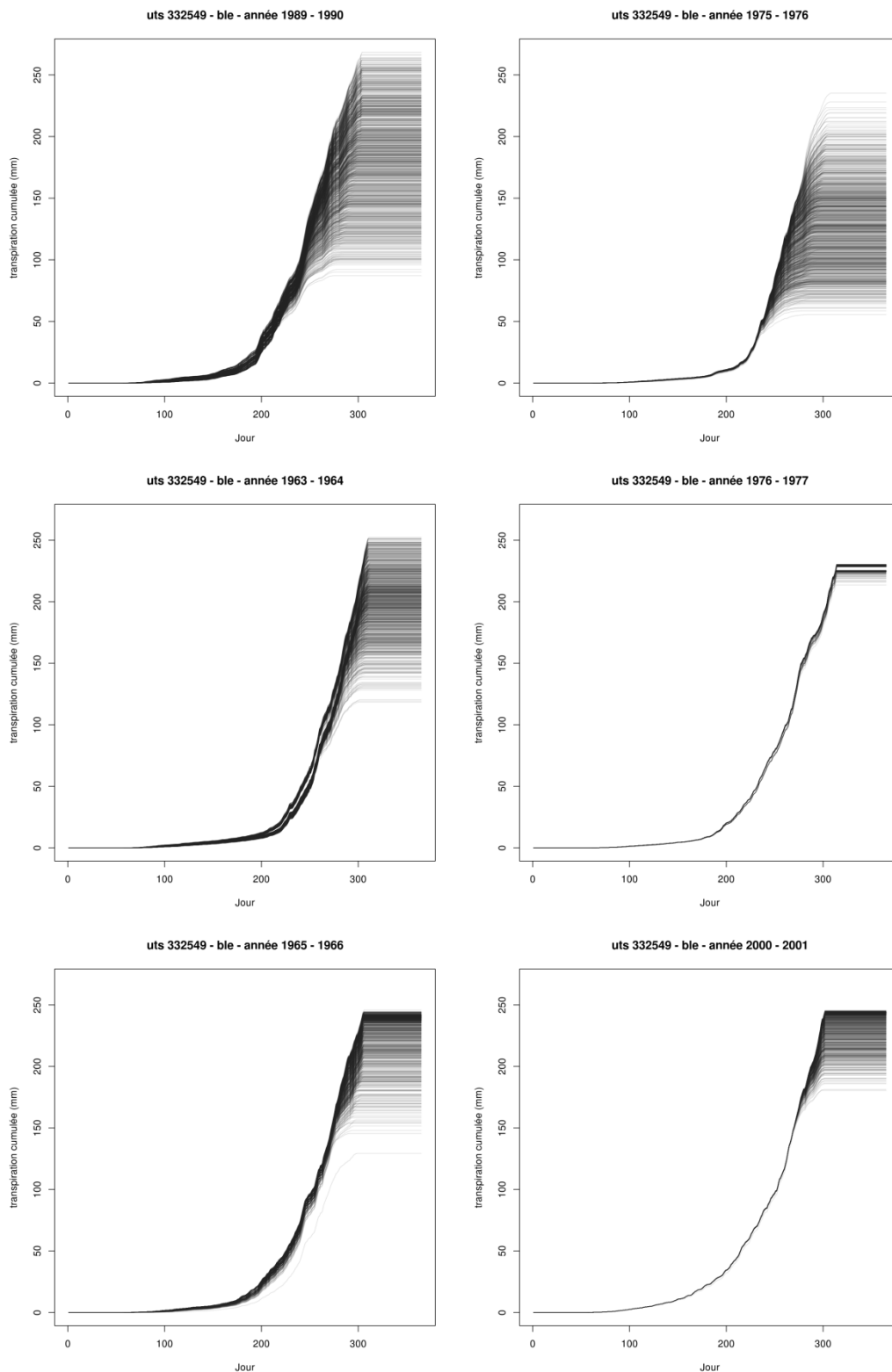


Figure 135 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la transpiration cumulée (mm), pour le blé, par année climatique

8. Dates de levée

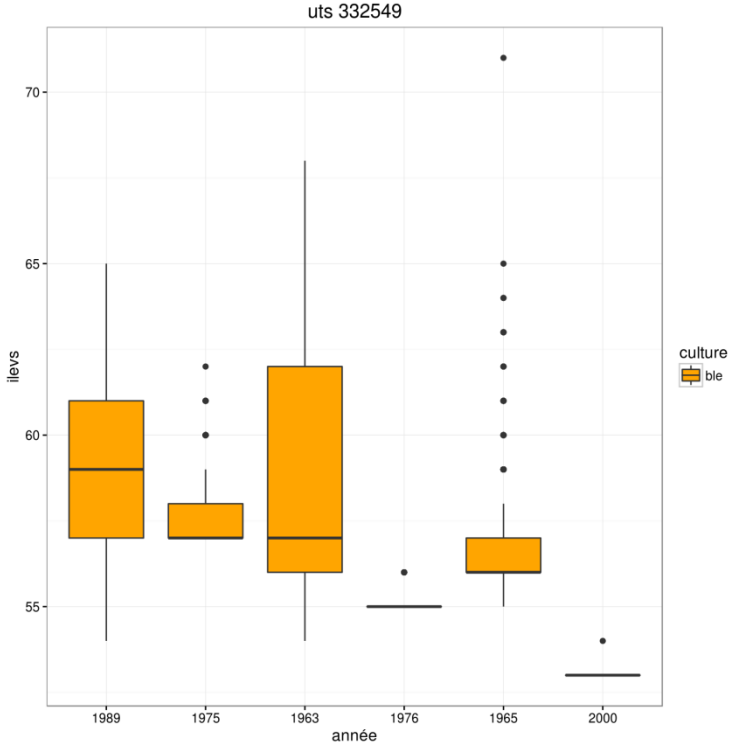


Figure 136 : boxplot de la date de levée (ILEVS) pour le blé par année climatique

9. Dates de récolte

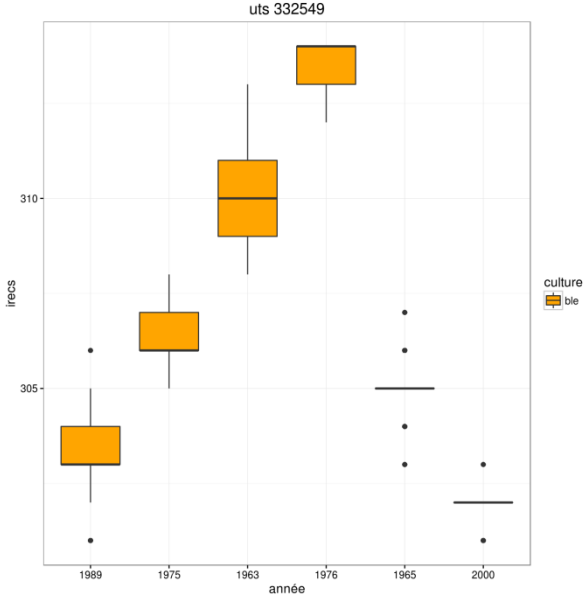


Figure 137 : boxplot de la date de récolte (IRECS) pour le blé par année climatique

10. Indice de surface foliaire

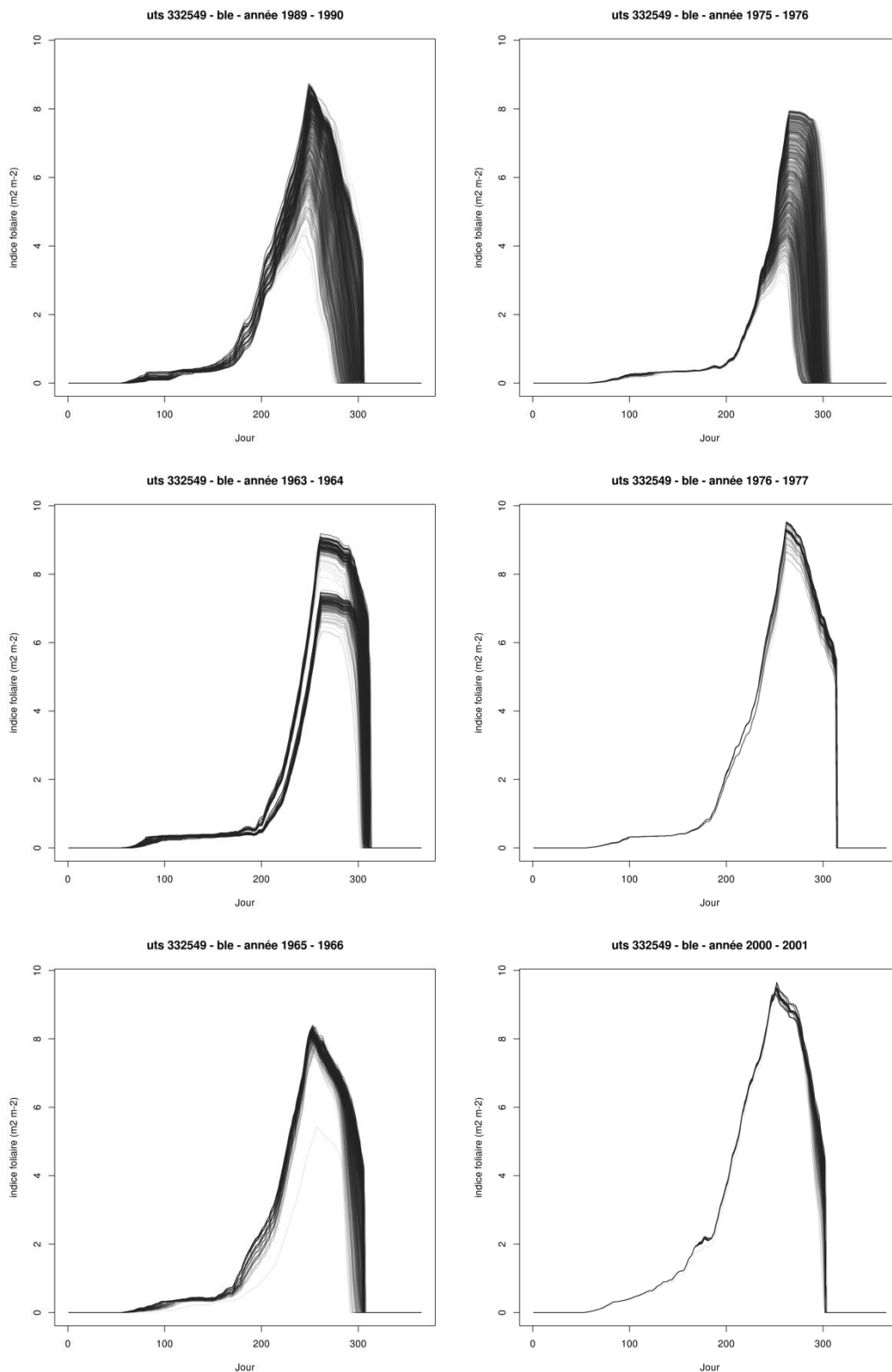


Figure 138 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'indice de surface foliaire ($\text{m}^2 \text{m}^{-2}$), pour le blé, par année climatique

11. Biomasse aérienne

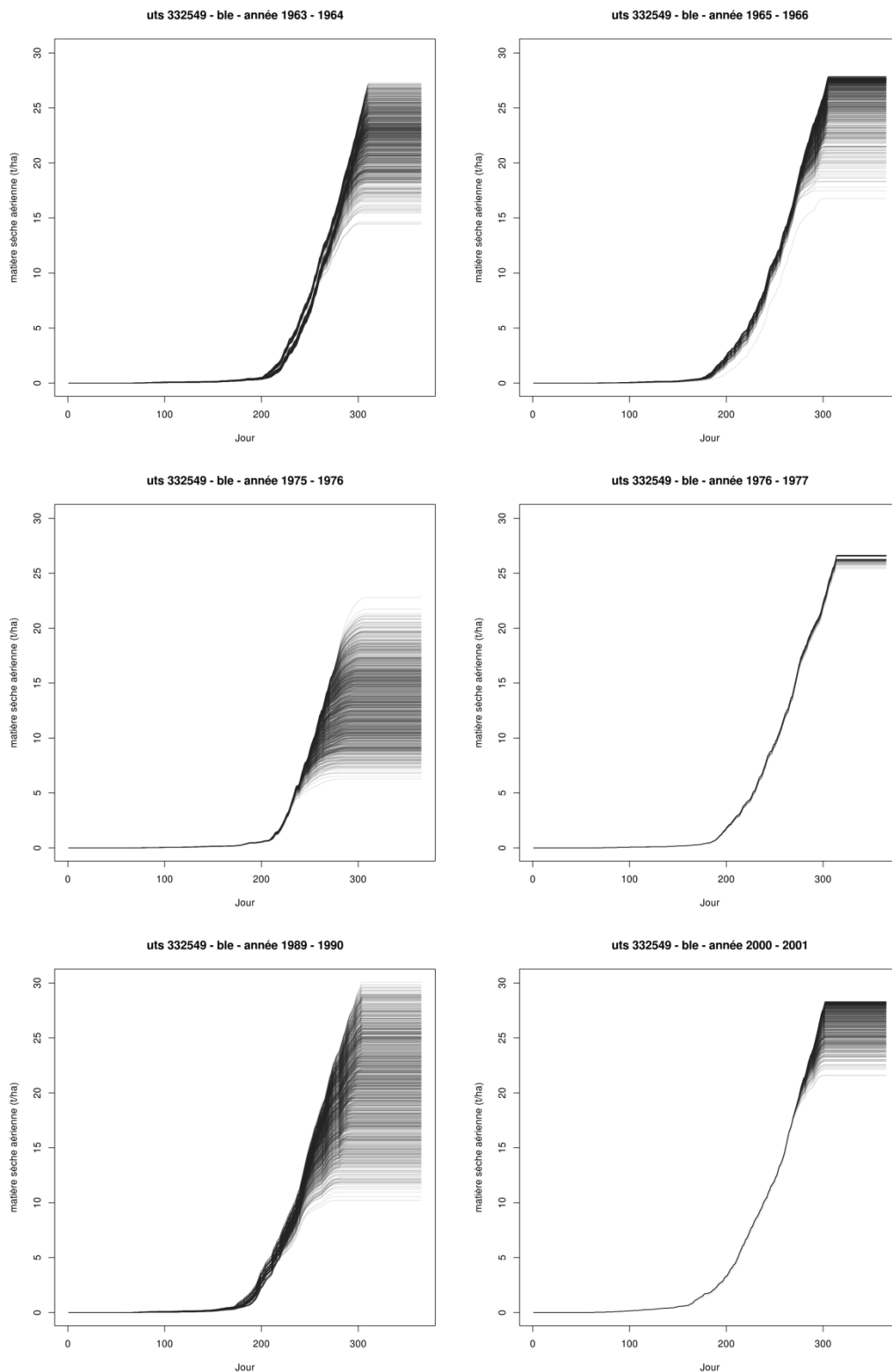


Figure 139 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la biomasse aérienne ($t\ ha^{-1}$), pour le blé, par année climatique

12. Biomasse des organes récoltés

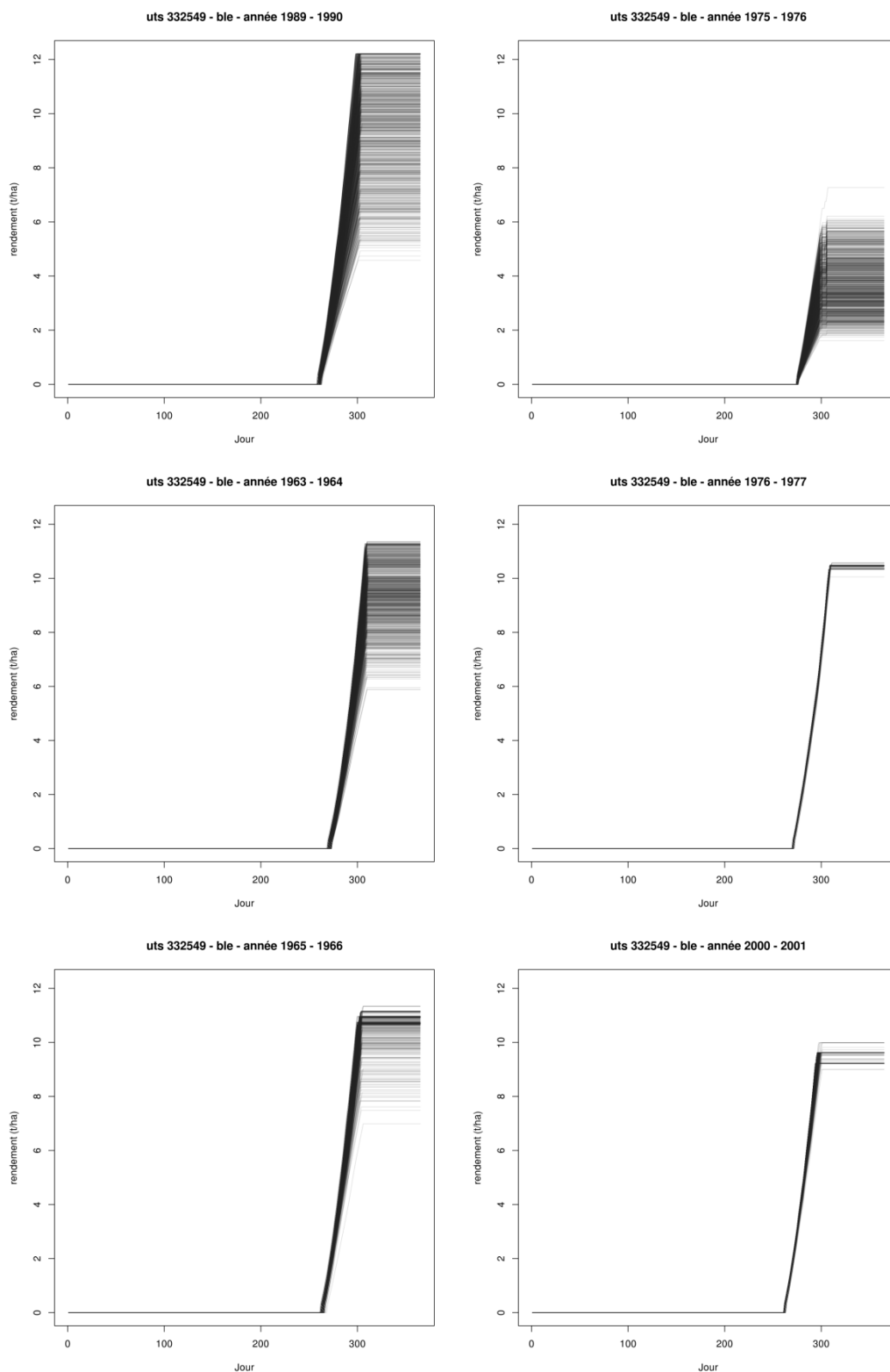


Figure 140 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la biomasse des organes récoltés ($t\ ha^{-1}$), pour le blé, par année climatique.

Annexe 8 : Résultats complémentaires de l'analyse d'incertitude sur l'UTS test pour les scénarios maïs et sol nu associés (groupe B)

1. Evaporation du sol journalière

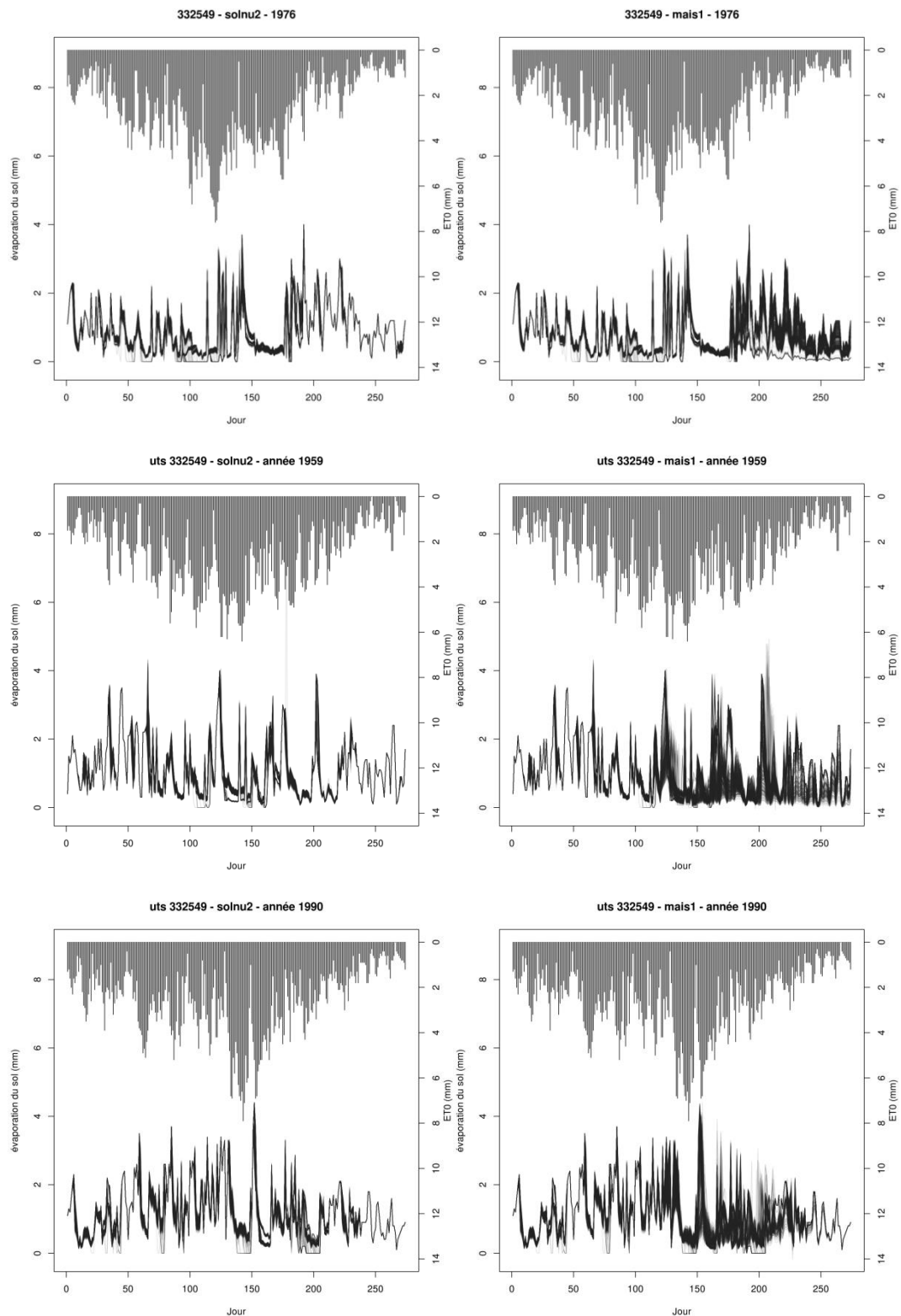


Figure 141 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation du sol journalière avec évapotranspiration journalière de référence sur l'axe des ordonnées à droite par occupation du sol (sol nu à droite, mais non irrigué à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.

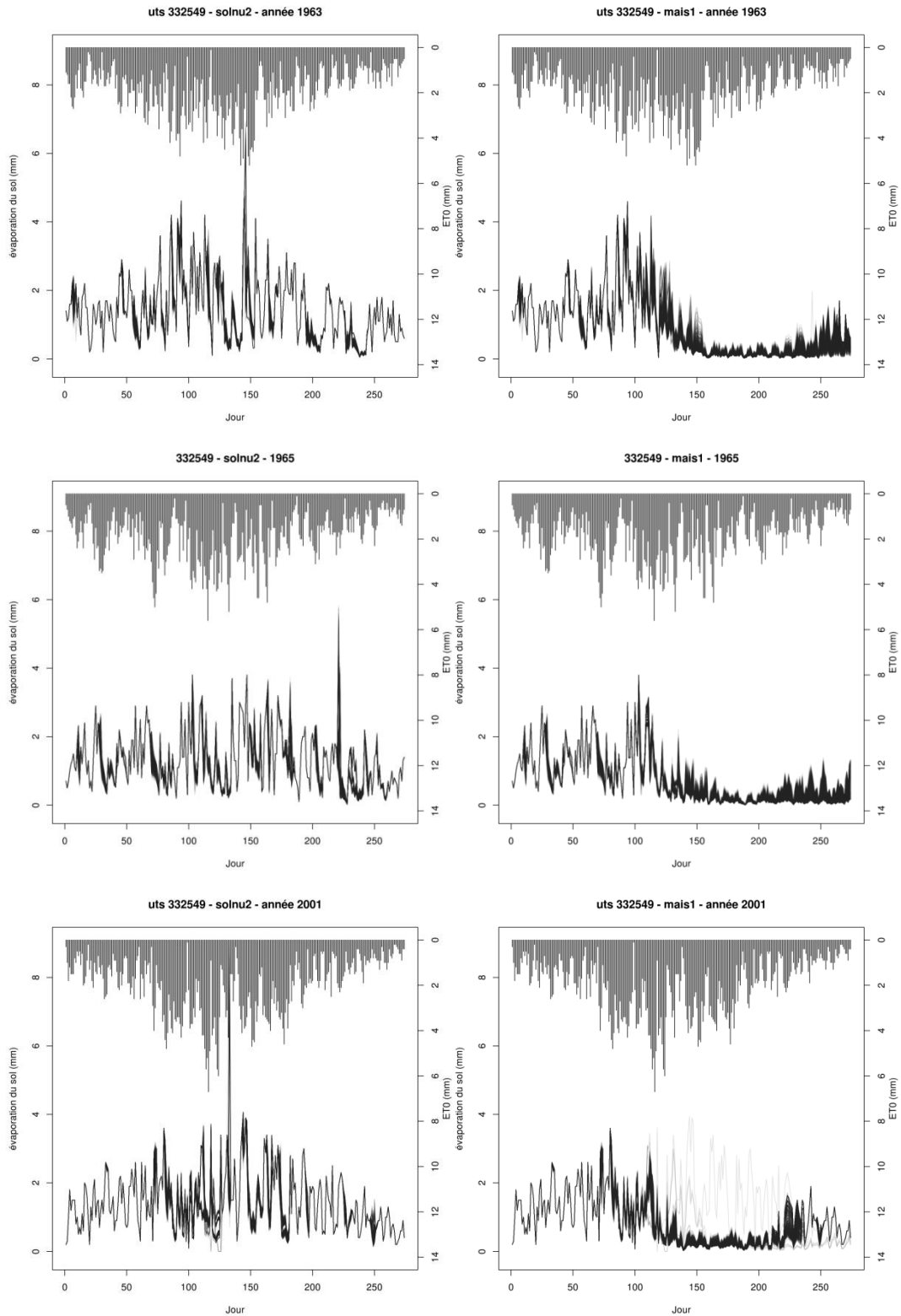


Figure 142 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation du sol journalière avec évapotranspiration journalière de référence sur l'axe des ordonnées à droite par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.

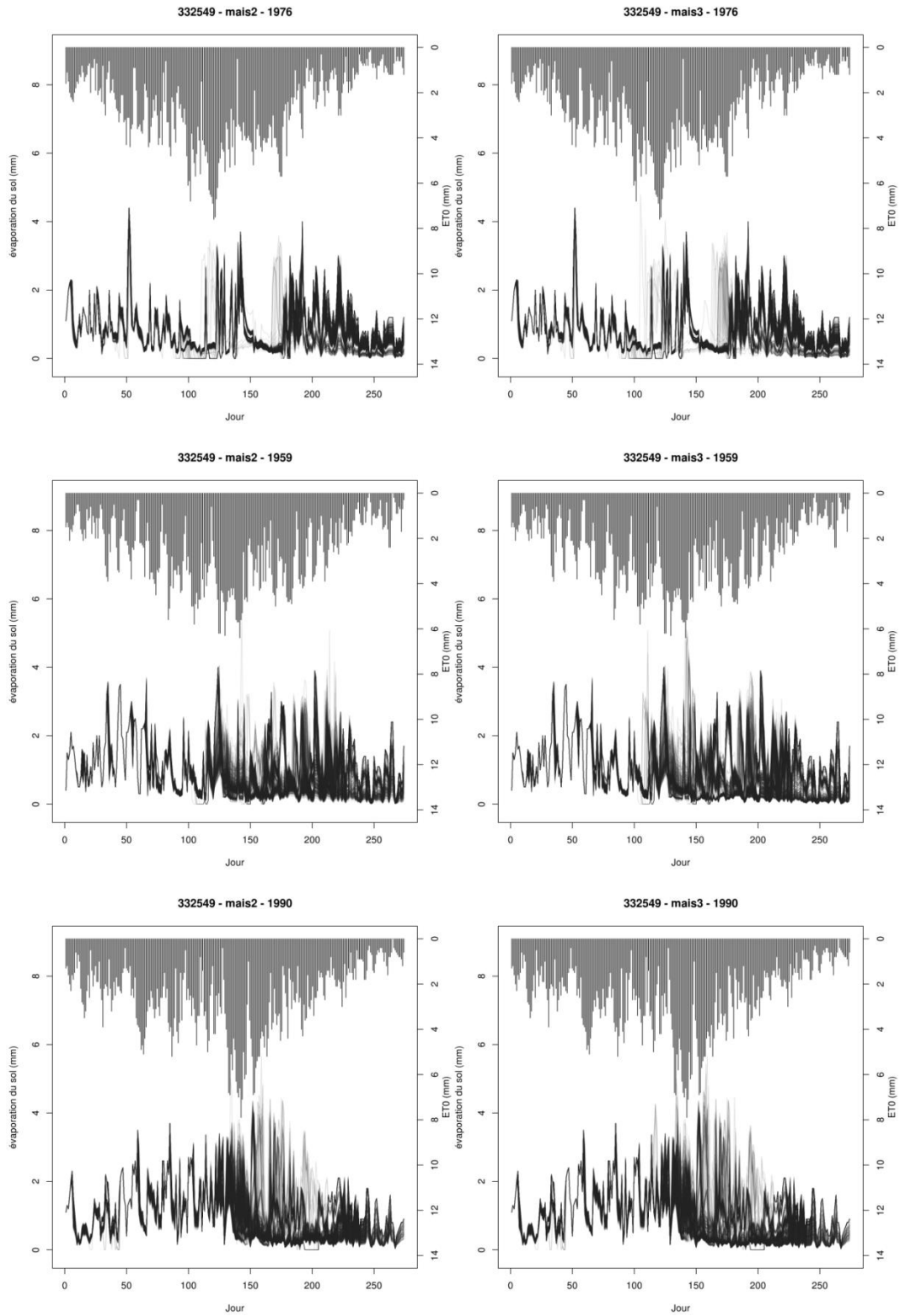


Figure 143 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation du sol journalière avec évapotranspiration journalière de référence sur l'axe des ordonnées à droite par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.

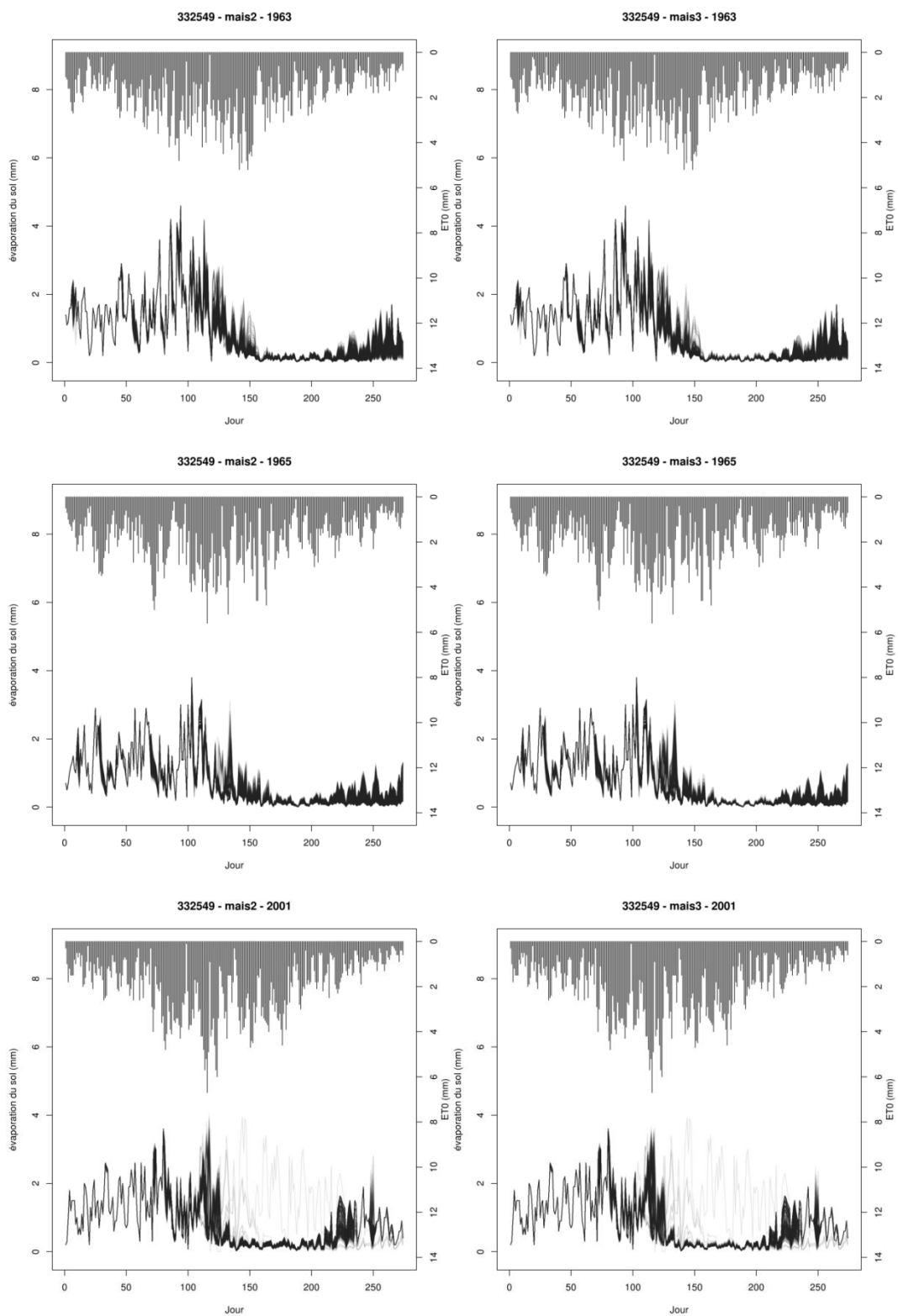


Figure 144 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation du sol journalière avec évapotranspiration journalière de référence sur l'axe des ordonnées à droite par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.

2. Drainage journalier

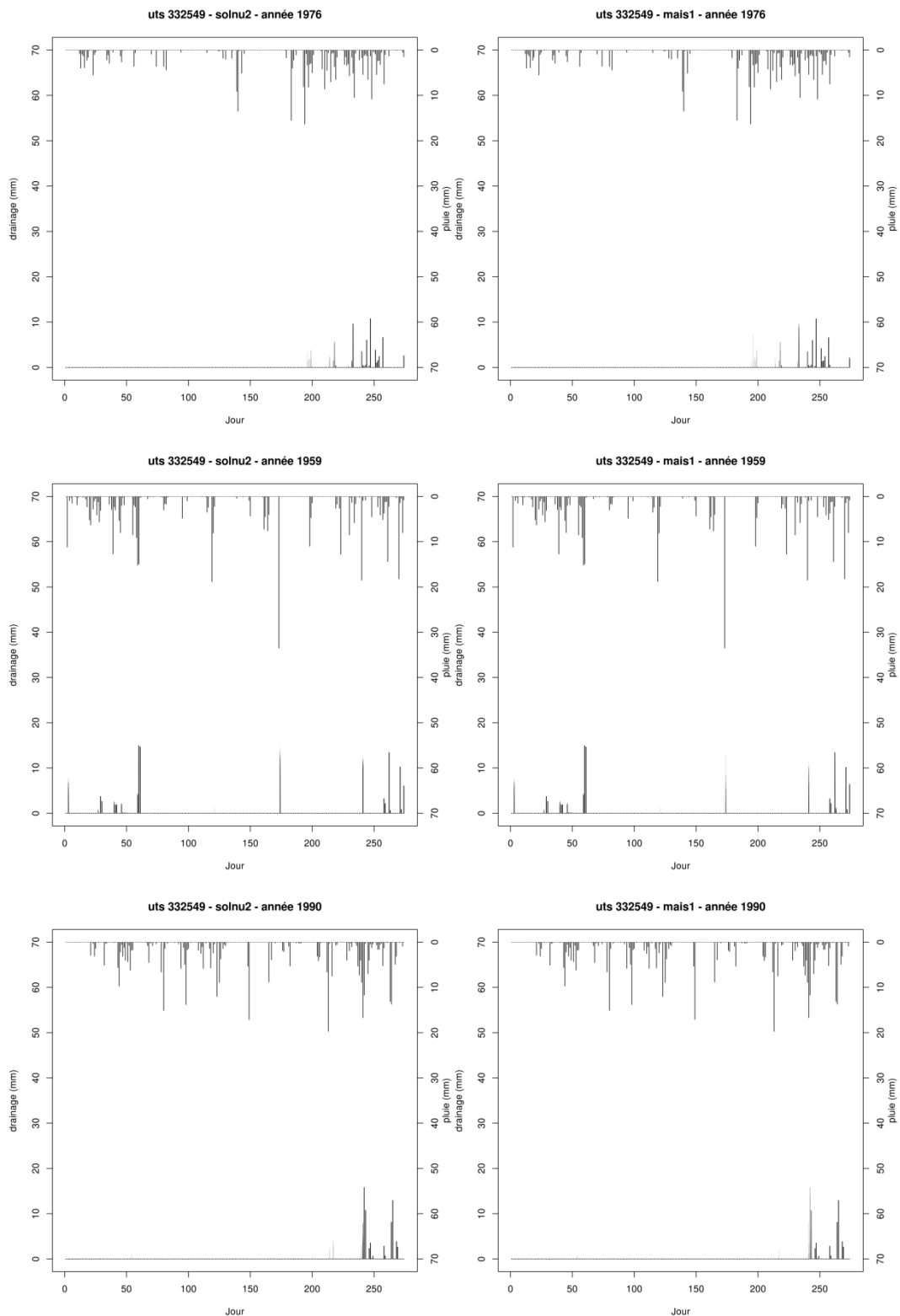


Figure 145 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage journalier avec la pluie journalière sur l'axe des ordonnées à droite par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.

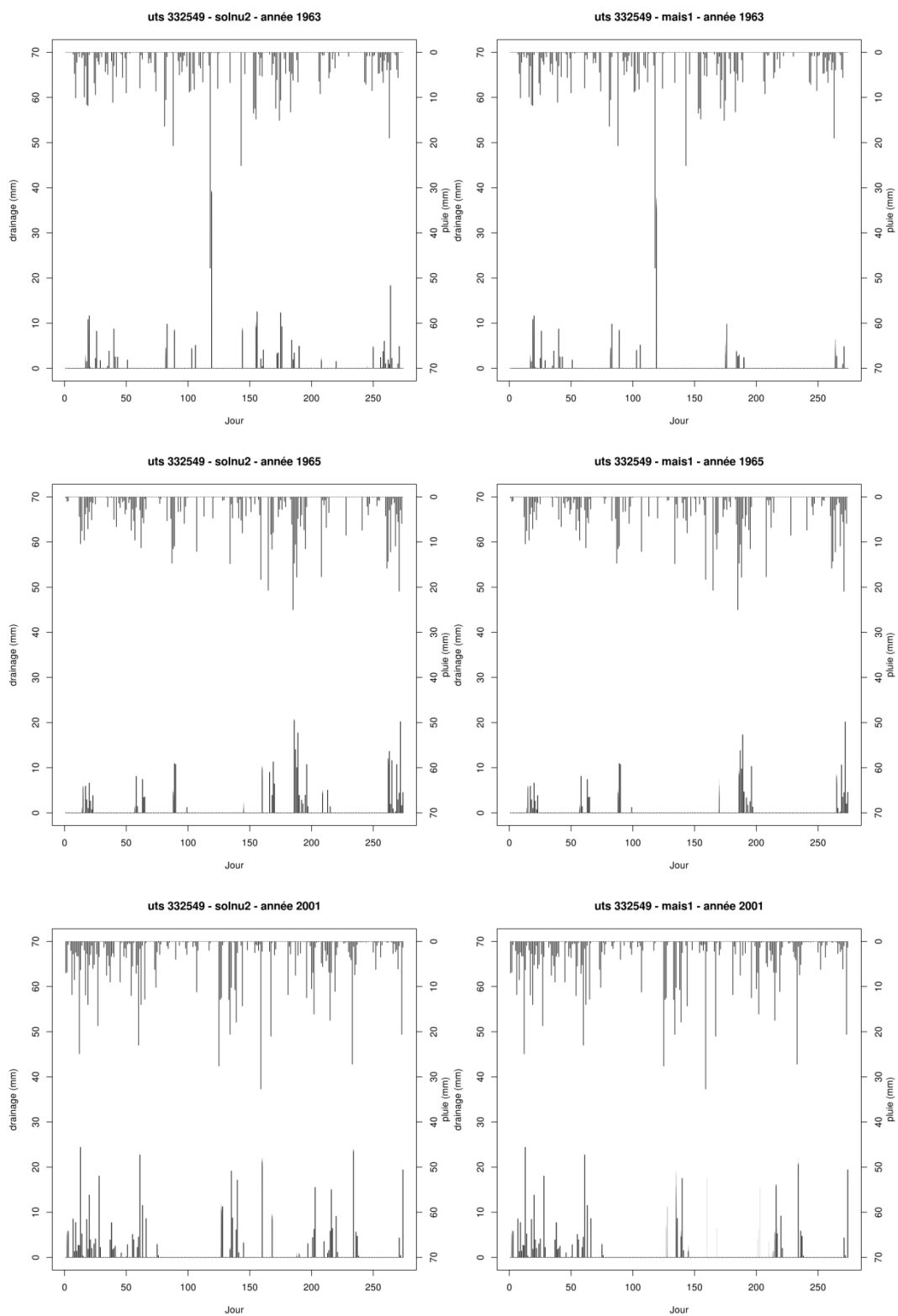


Figure 146 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage journalier avec la pluie journalière sur l'axe des ordonnées à droite par occupation du sol (sol nu à droite, mais non irrigué à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.

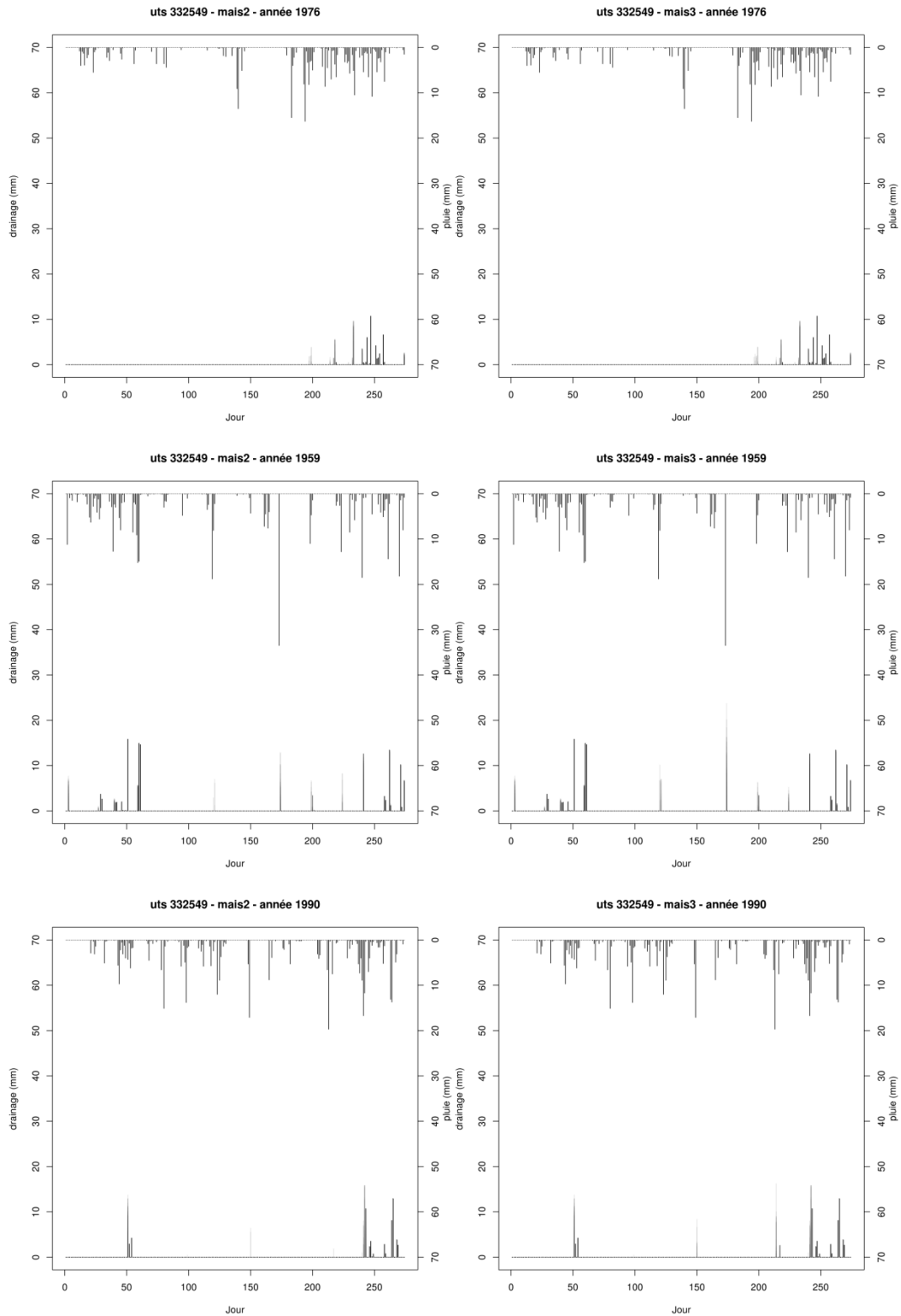


Figure 147 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage journalier avec la pluie journalière sur l'axe des ordonnées à droite par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.

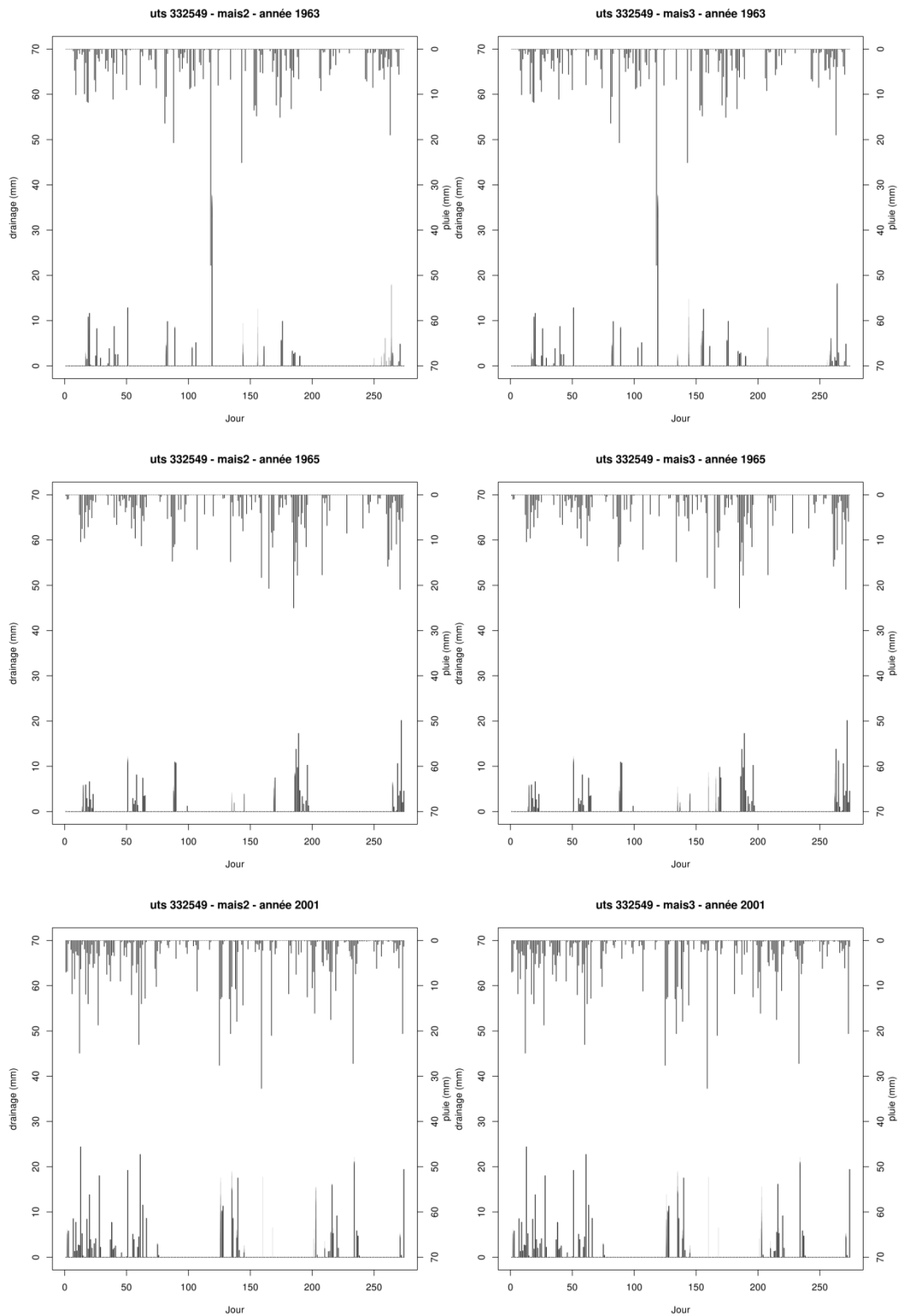


Figure 148 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage journalier avec la pluie journalière sur l'axe des ordonnées à droite par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.

3. Teneurs en eau

3.1 Horizon 1

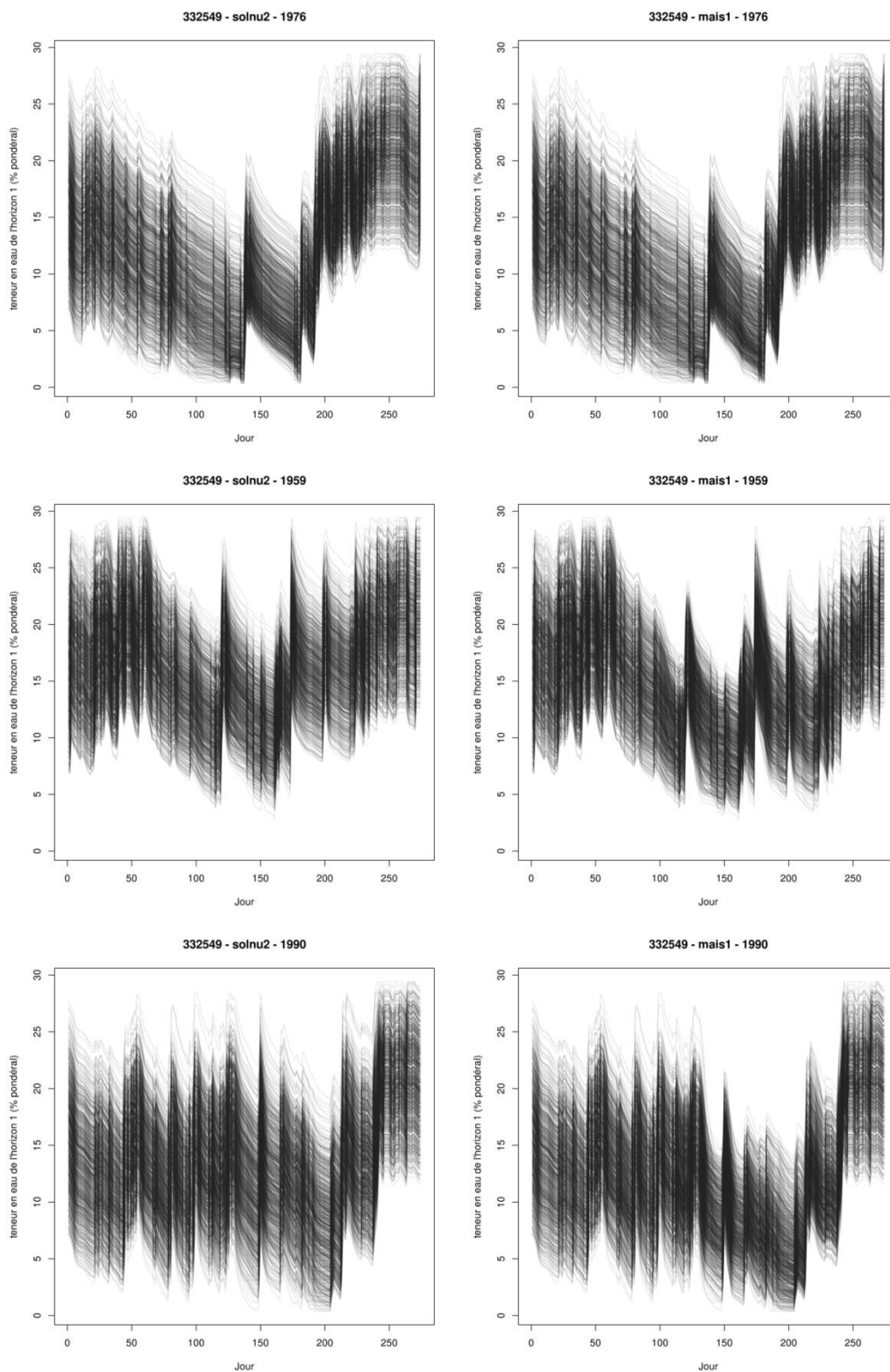


Figure 149 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 1 par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.

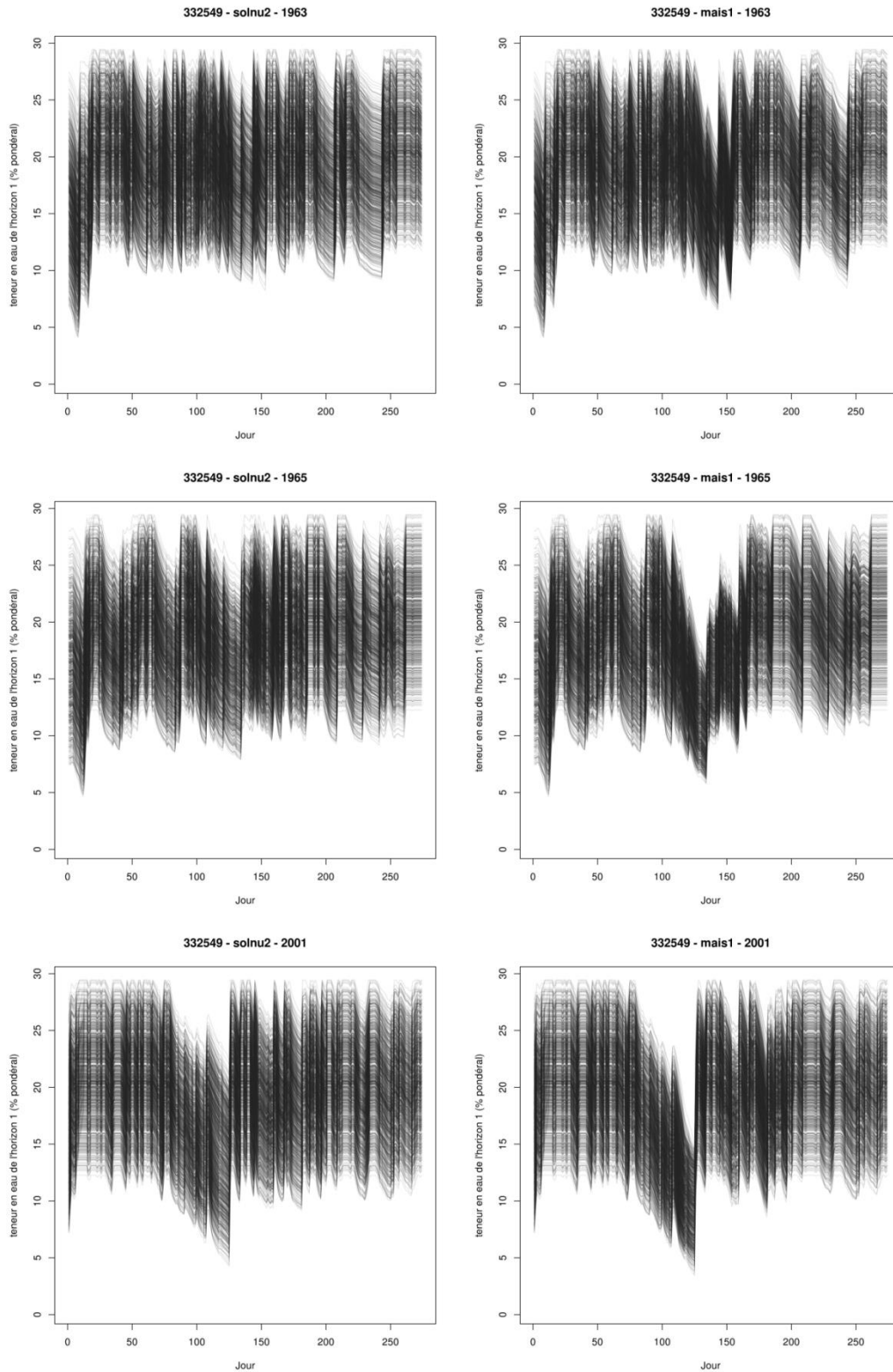


Figure 150 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 1 par occupation du sol (sol nu à droite, mais non irrigué à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.

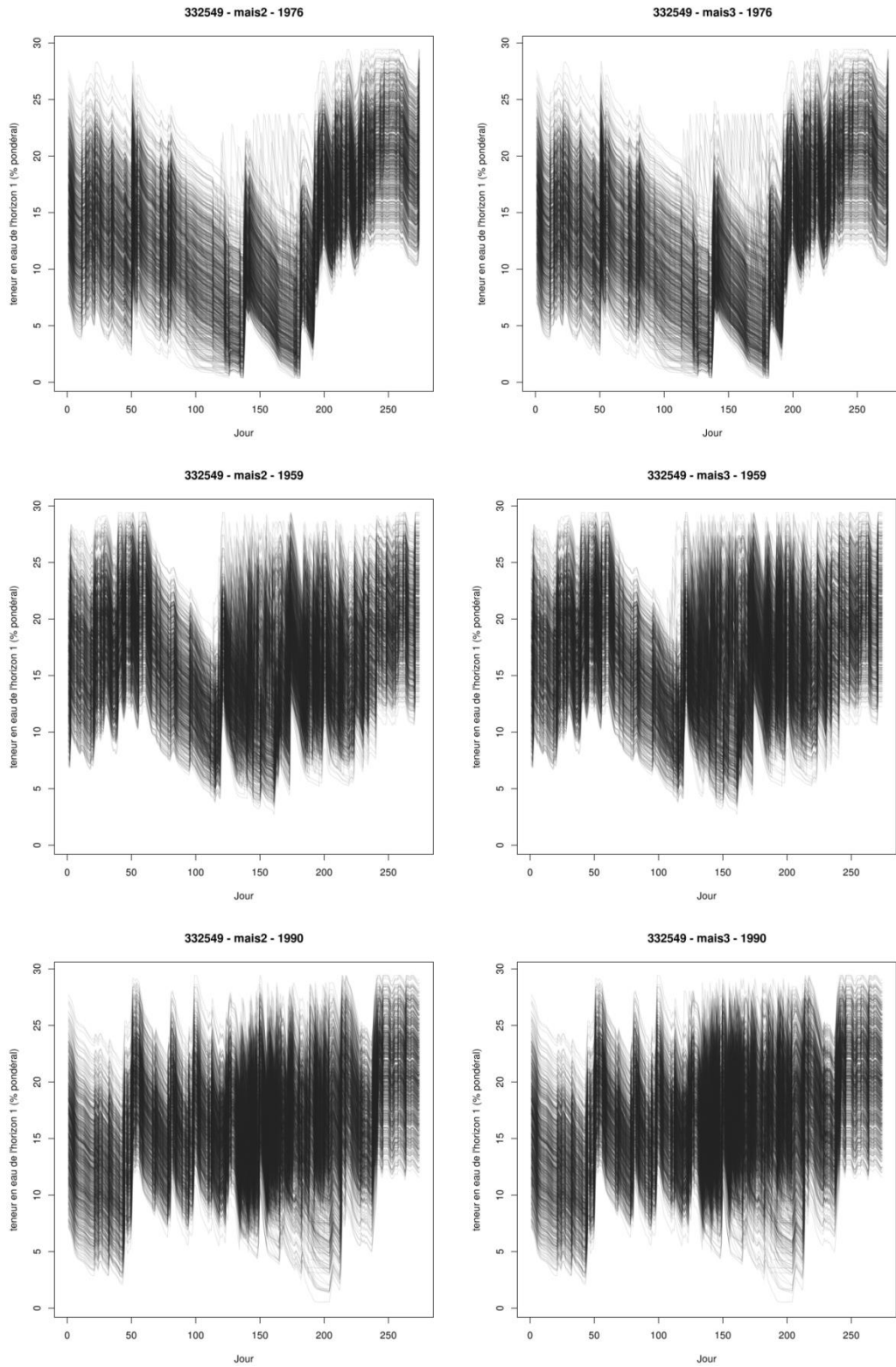


Figure 151 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 1 par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.

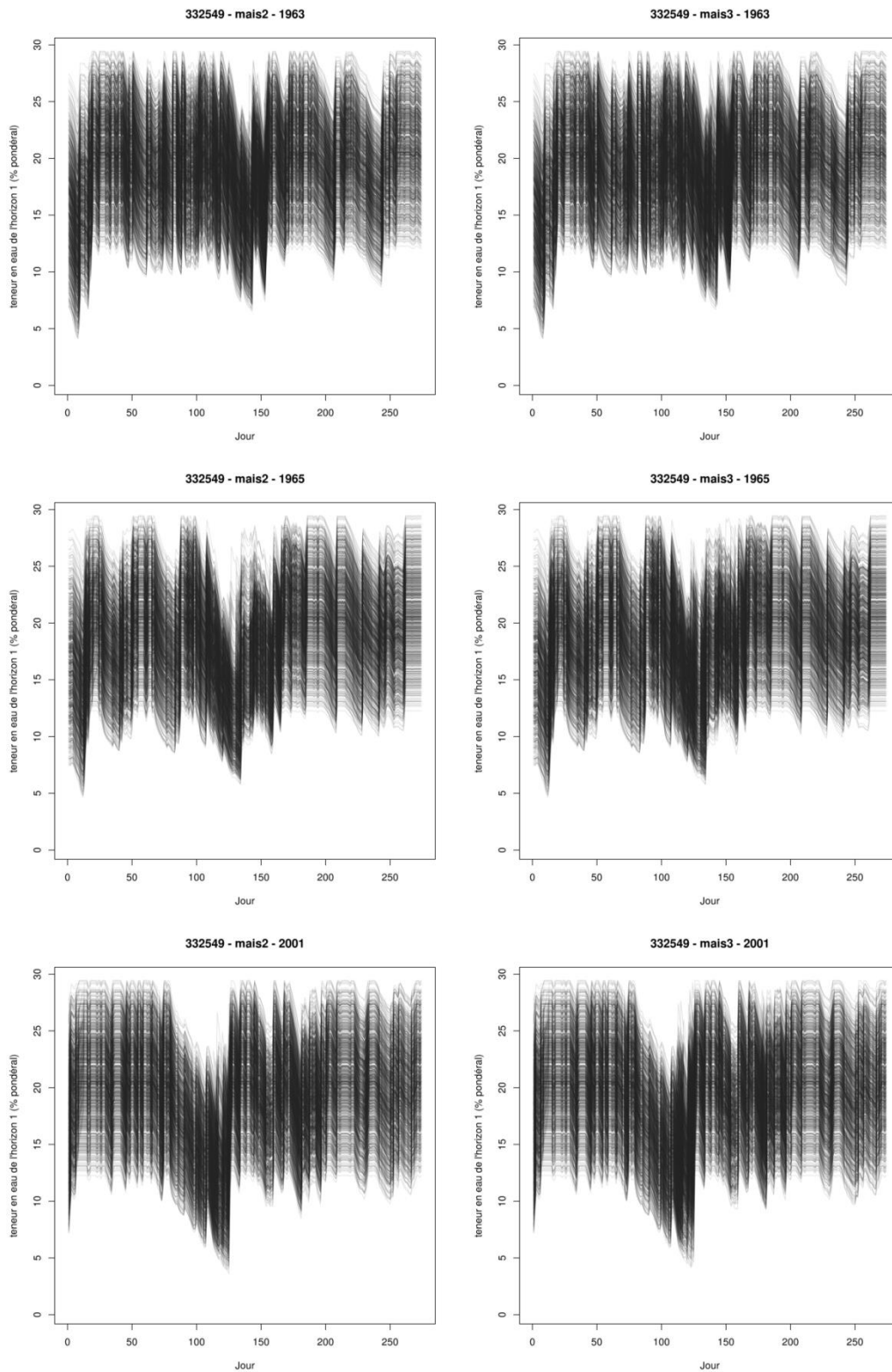


Figure 152 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 1 par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.

3.2 Horizon 2

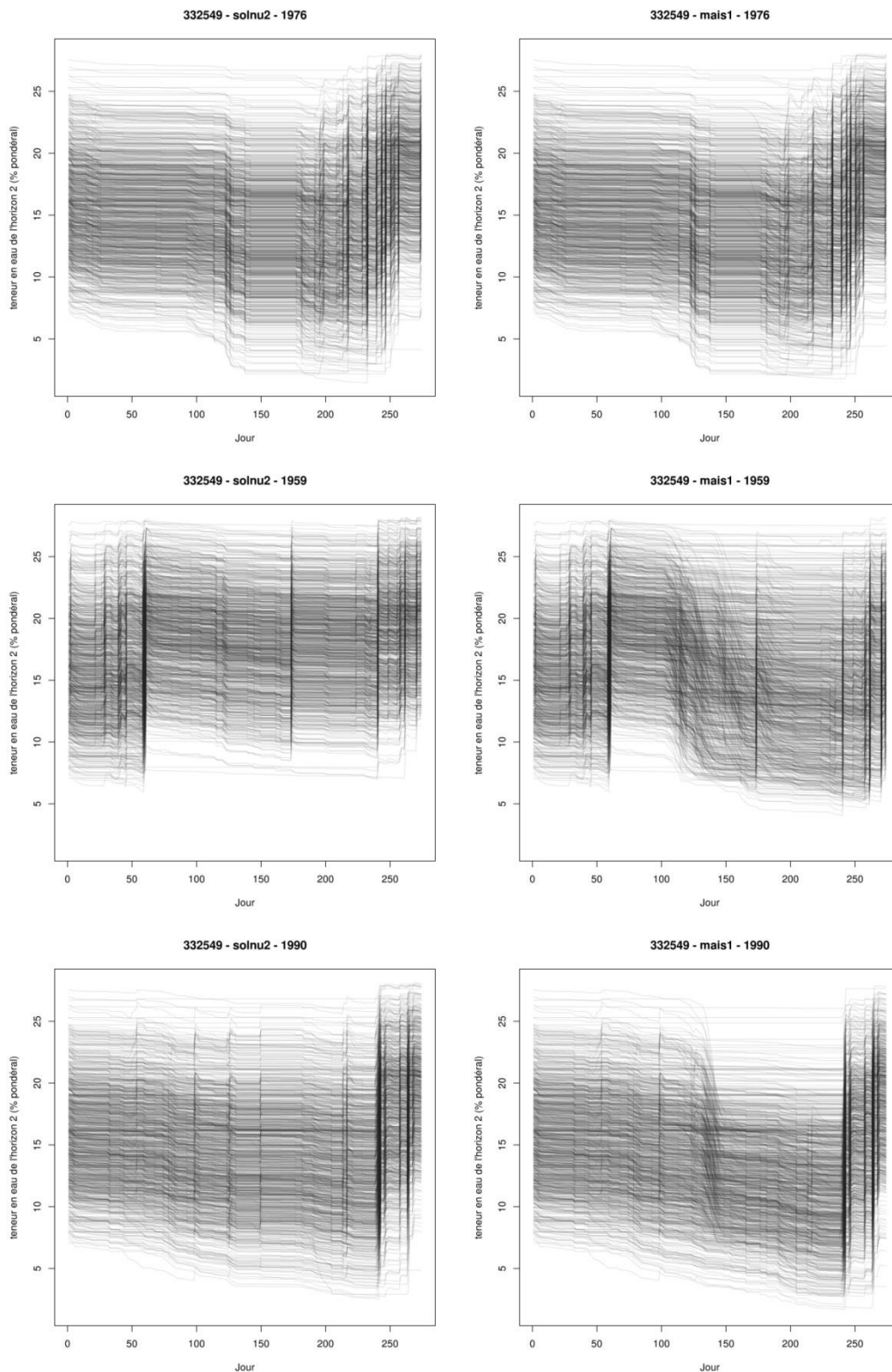


Figure 153 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 2 par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.

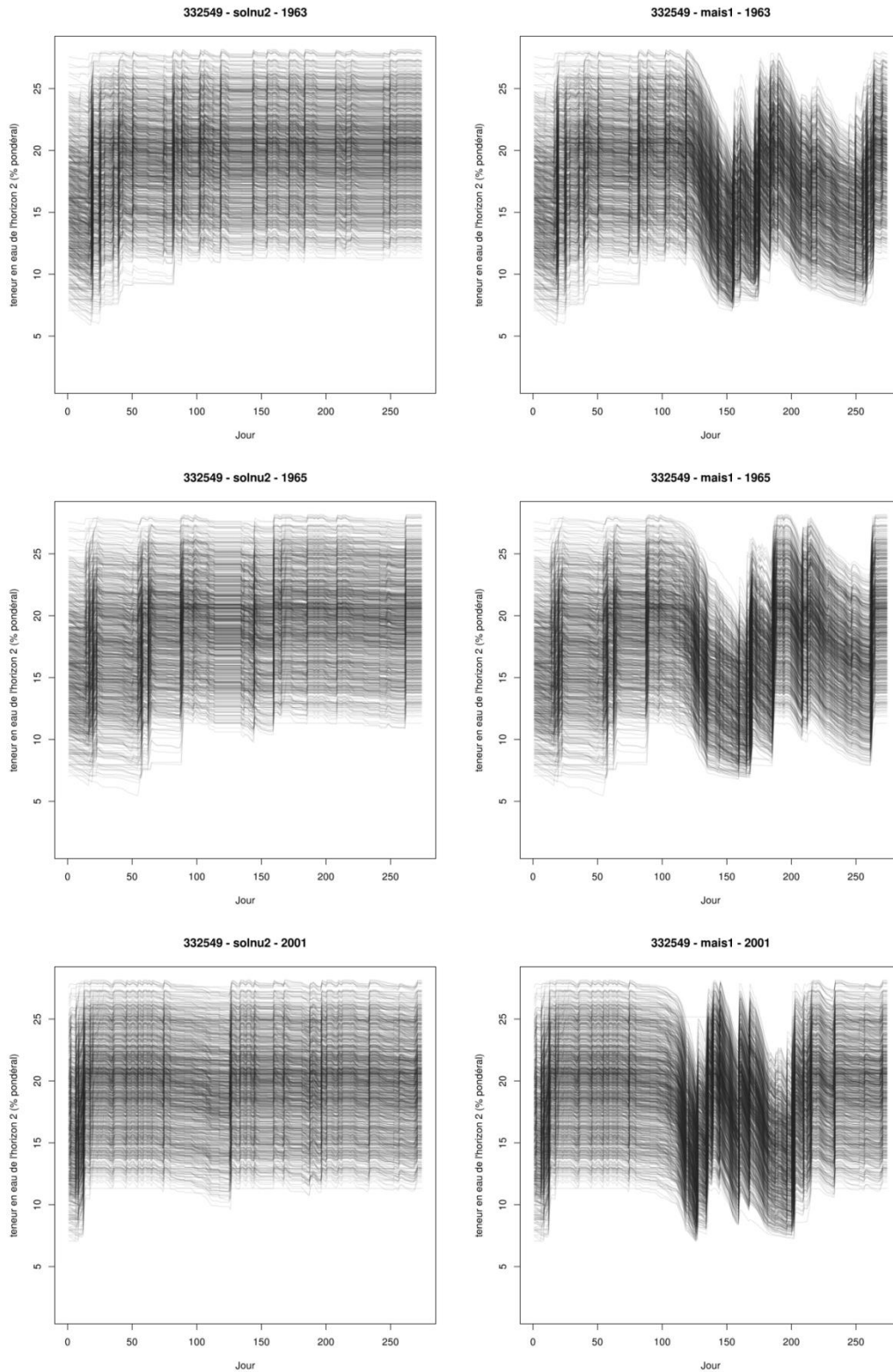


Figure 154 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 2 par occupation du sol (sol nu à droite, mais non irrigué à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.

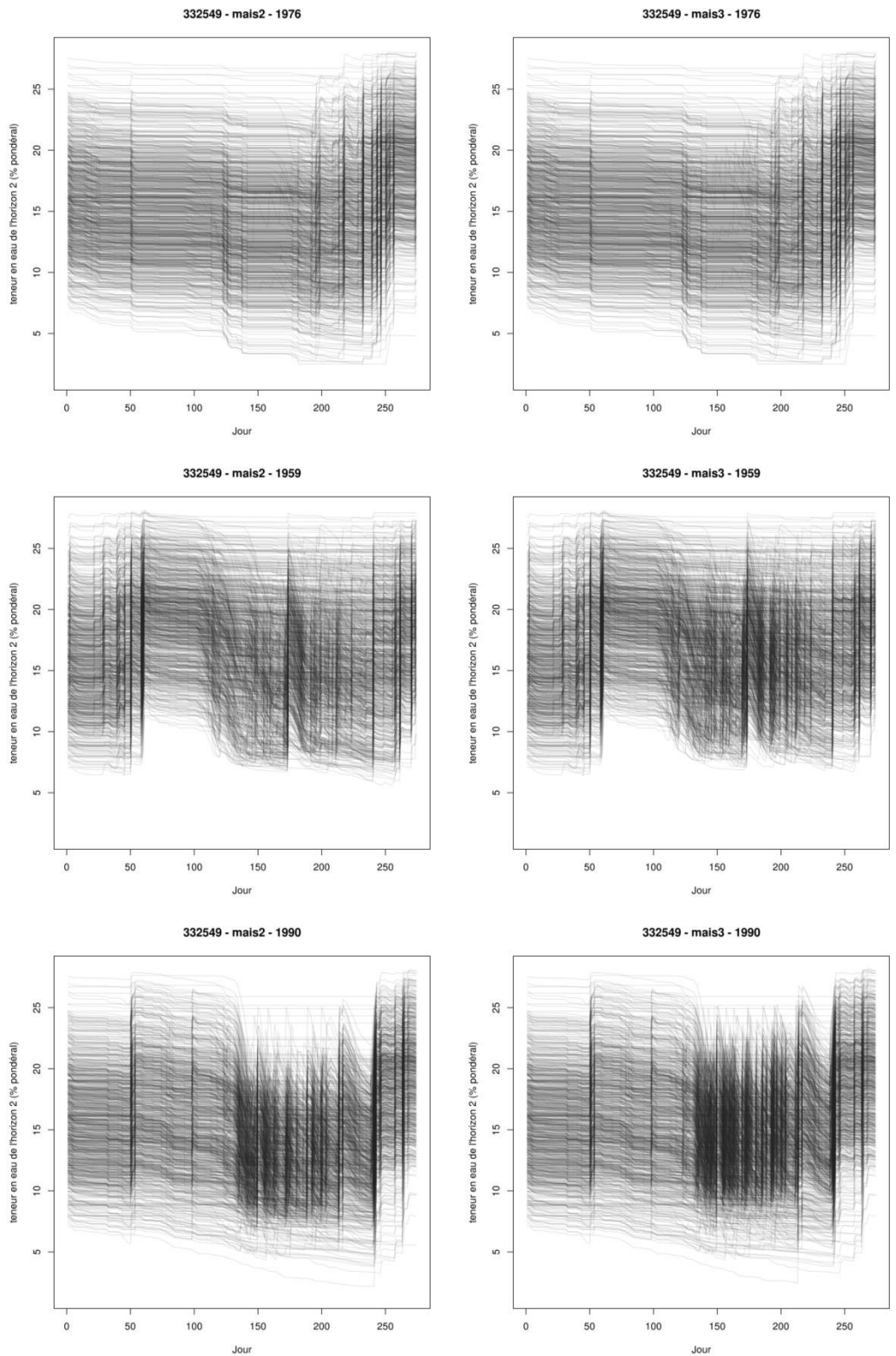


Figure 155 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 2 par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.

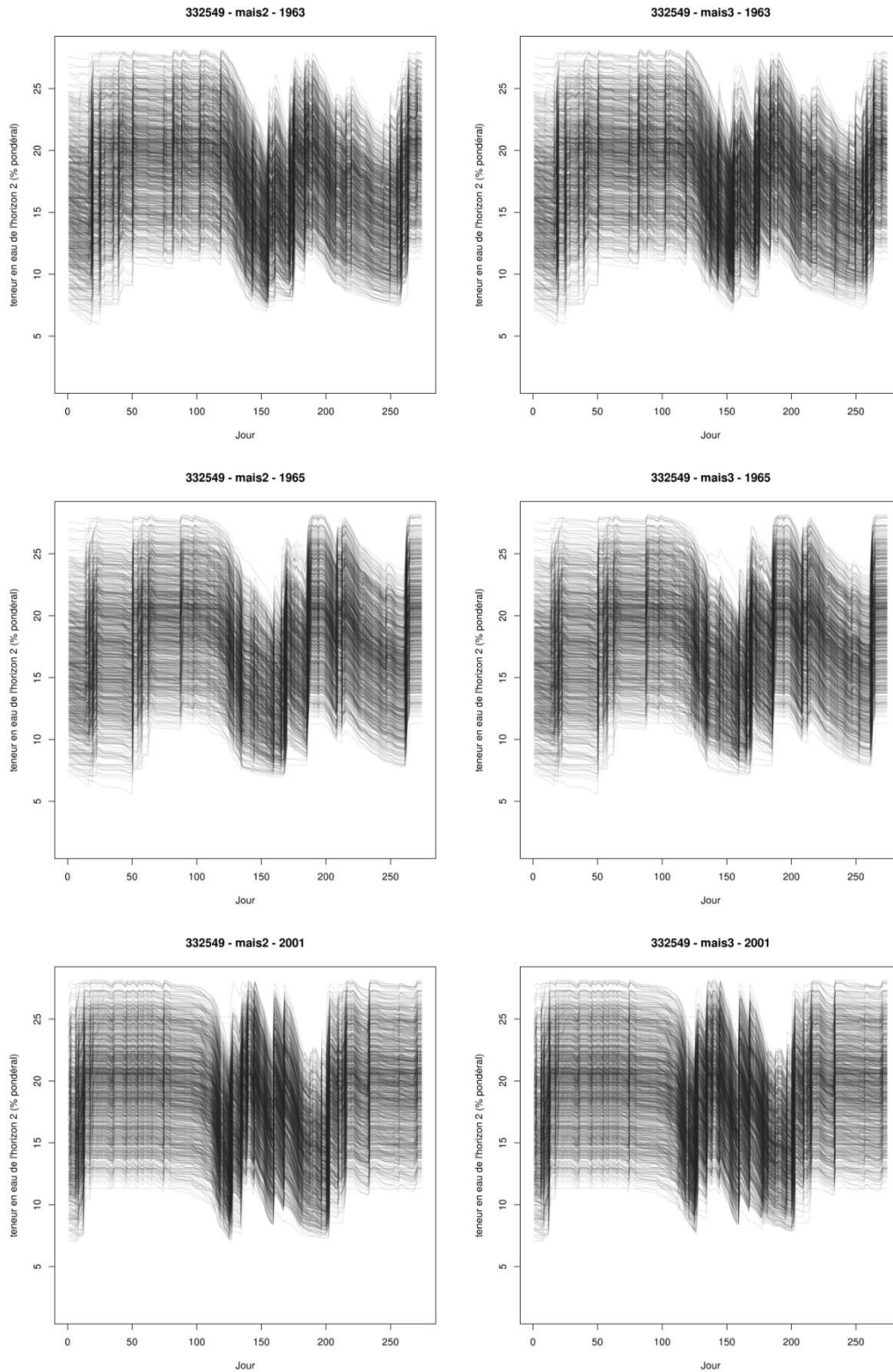


Figure 156 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 2 par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.

Tableau 73 : statistiques relatives à la moyenne journalière de la teneur en eau de l'horizon 2 (%), calculée sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1976	13,61	15,00	14,87	15,24	1,43
	1959	17,70	18,00	17,87	18,61	1,05
	1990	14,07	14,40	14,91	15,47	1,31
	1963	19,18	19,69	19,24	19,82	1,11
	1965	18,85	19,37	18,93	19,78	1,21
	2001	19,63	19,76	19,61	19,92	0,67
maïs non irrigué	1976	13,61	14,87	14,80	15,22	1,39
	1959	14,72	15,81	16,09	16,94	1,51
	1990	12,50	14,38	14,06	15,34	1,67
	1963	15,63	18,00	17,41	19,19	1,94
	1965	15,97	17,32	17,38	19,04	1,95
	2001	17,62	19,53	18,44	19,85	1,91
maïs irrigation restreinte	1976	13,88	14,89	14,98	15,26	1,34
	1959	15,93	16,55	17,04	18,09	1,31
	1990	13,16	15,47	15,05	15,88	1,77
	1963	15,68	18,02	17,50	19,36	1,93
	1965	16,00	17,45	17,55	19,43	1,95
	2001	17,61	19,53	18,49	19,85	1,83
maïs irrigation optimale	1976	13,89	14,89	14,99	15,26	1,34
	1959	16,40	16,94	17,33	18,40	1,20
	1990	14,09	15,52	15,45	15,88	1,54
	1963	15,99	18,17	17,68	19,37	1,77
	1965	16,02	17,54	17,68	19,41	1,78
	2001	17,83	19,58	18,64	19,86	1,63

Tableau 74 : statistiques relatives à l'écart-type journalier de la teneur en eau de l'horizon 2 (%), calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1976	3,97	4,14	4,28	4,49	0,34
	1959	3,76	3,85	3,89	3,88	0,18
	1990	4,02	4,32	4,25	4,44	0,26
	1963	3,64	3,64	3,70	3,67	0,15
	1965	3,64	3,64	3,76	3,73	0,23
	2001	3,64	3,64	3,67	3,64	0,11
maïs non irrigué	1976	3,97	4,14	4,27	4,49	0,31
	1959	4,01	4,49	4,38	4,71	0,40
	1990	3,94	4,04	4,09	4,20	0,21
	1963	3,36	3,56	3,55	3,67	0,26
	1965	3,46	3,61	3,67	3,73	0,31
	2001	3,59	3,64	3,60	3,64	0,17
maïs irrigation restreinte	1976	4,03	4,10	4,22	4,37	0,27
	1959	3,95	4,25	4,18	4,50	0,36
	1990	3,66	3,93	3,94	4,32	0,31
	1963	3,37	3,57	3,55	3,62	0,26
	1965	3,48	3,62	3,65	3,67	0,28
	2001	3,58	3,64	3,60	3,64	0,17
maïs irrigation optimale	1976	4,03	4,10	4,23	4,39	0,28
	1959	3,72	4,11	4,01	4,24	0,26
	1990	3,83	3,95	4,02	4,33	0,25
	1963	3,33	3,56	3,53	3,62	0,27
	1965	3,48	3,61	3,65	3,68	0,28
	2001	3,54	3,64	3,58	3,64	0,19

Tableau 75 : statistiques relatives au coefficient de variation journalier de la teneur en eau de l'horizon 2 (%), calculé sur les 1000 simulations, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol, pour les scénarios du groupe B

occupation	année	1 ^{er} quartile	médiane	moyenne	3 ^e quartile	écart-type
sol nu	1976	26	27	29	33	4
	1959	20	21	22	22	2
	1990	26	29	29	31	3
	1963	18	18	19	19	2
	1965	18	19	20	20	3
	2001	18	18	19	19	1
maïs non irrigué	1976	26	27	29	33	4
	1959	25	28	28	32	5
	1990	26	30	30	32	4
	1963	19	20	21	22	2
	1965	19	21	21	24	3
	2001	18	19	20	21	2
maïs irrigation restreinte	1976	26	28	28	31	3
	1959	22	26	25	28	4
	1990	25	27	26	28	2
	1963	19	20	20	22	2
	1965	19	21	21	23	2
	2001	18	19	20	21	2
maïs irrigation optimale	1976	26	28	28	31	3
	1959	20	25	23	26	3
	1990	25	27	26	28	2
	1963	18	19	20	21	2
	1965	19	20	21	22	2
	2001	18	19	19	20	2

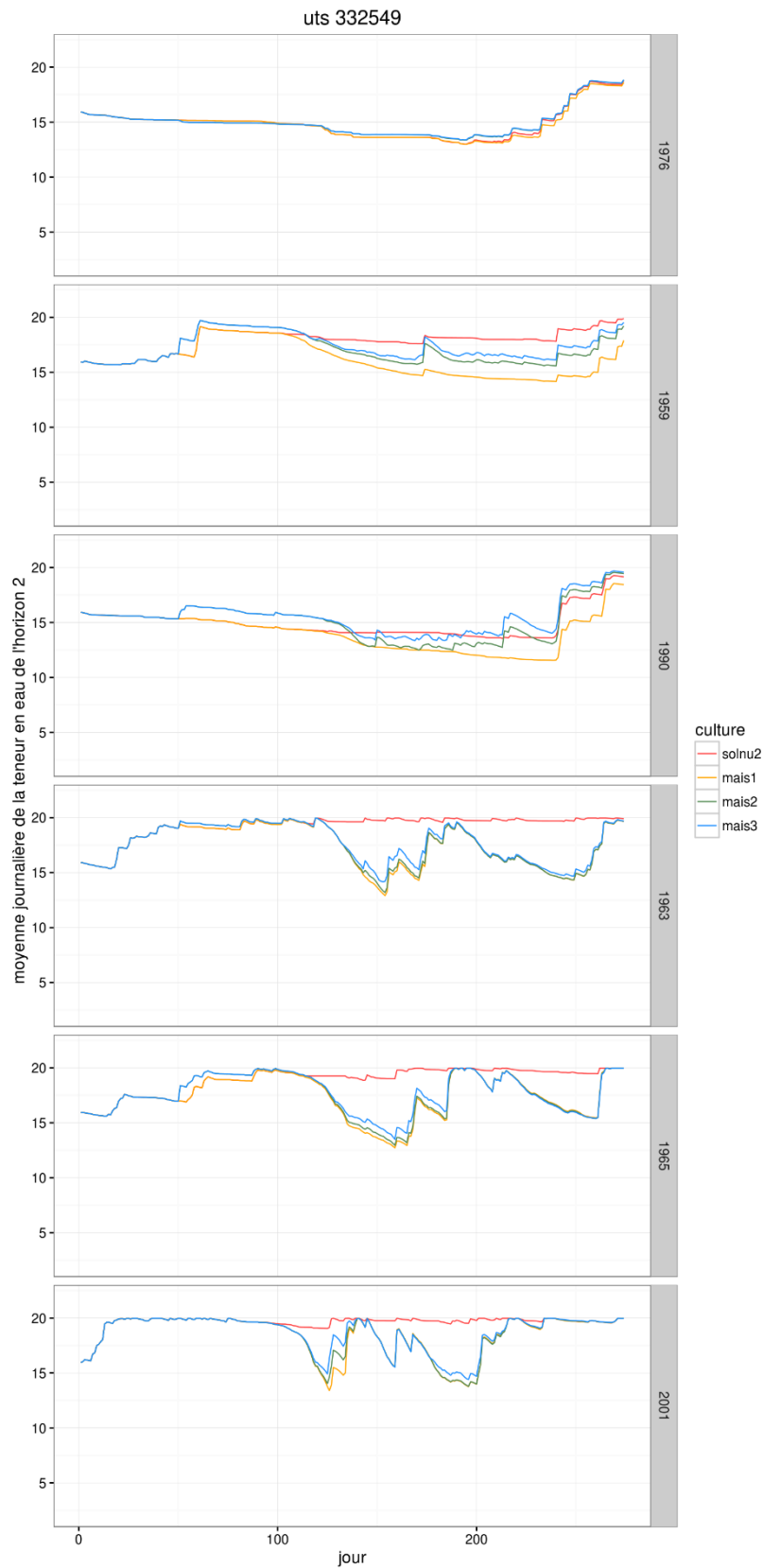


Figure 157 : variation de la moyenne journalière de la teneur en eau (%) de l'horizon 2, calculée sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

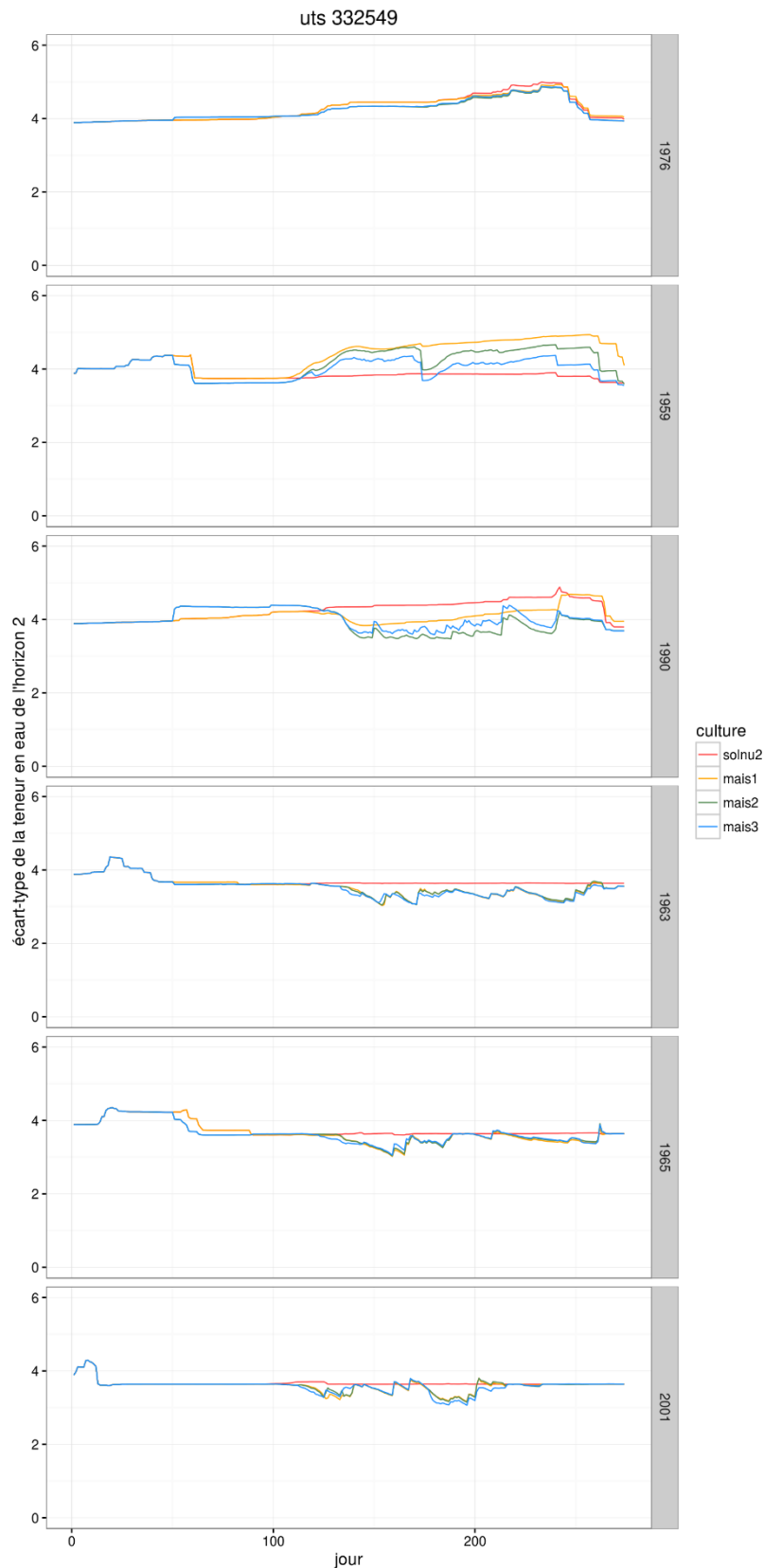


Figure 158 : variation de l'écart-type journalier de la teneur en eau (%) de l'horizon 2, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

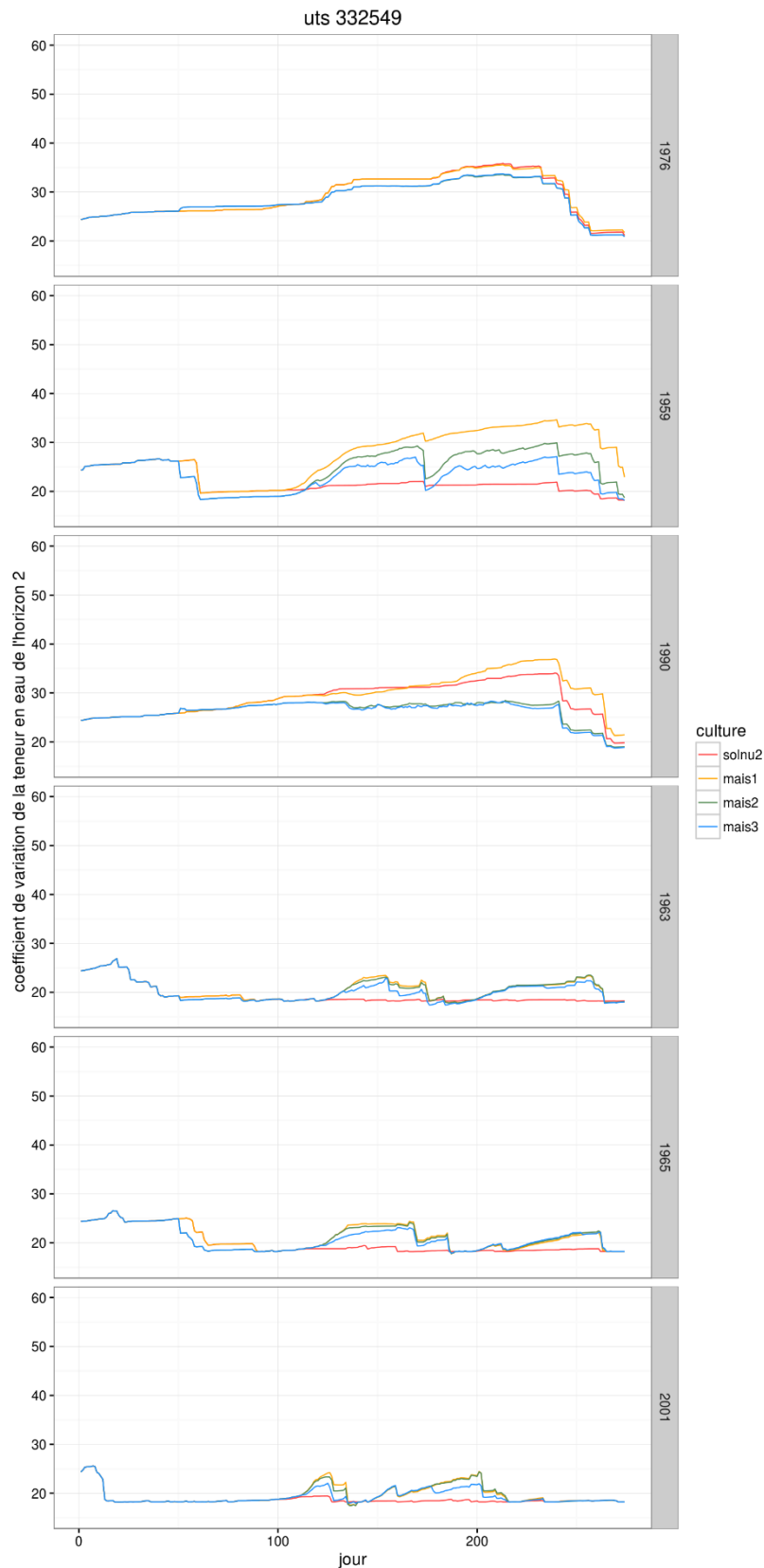


Figure 159 : variation du coefficient de variation journalier de la teneur en eau (%) de l'horizon 2, calculé sur les 1000 simulations, au cours du temps, par année climatique (de la plus sèche à la plus humide) et par occupation du sol (scénarios sol nu (solnu2), maïs non irrigué (mais1), maïs avec irrigation restreinte (mais2), maïs avec irrigation optimale (mais3)).

3.3 Horizon 3

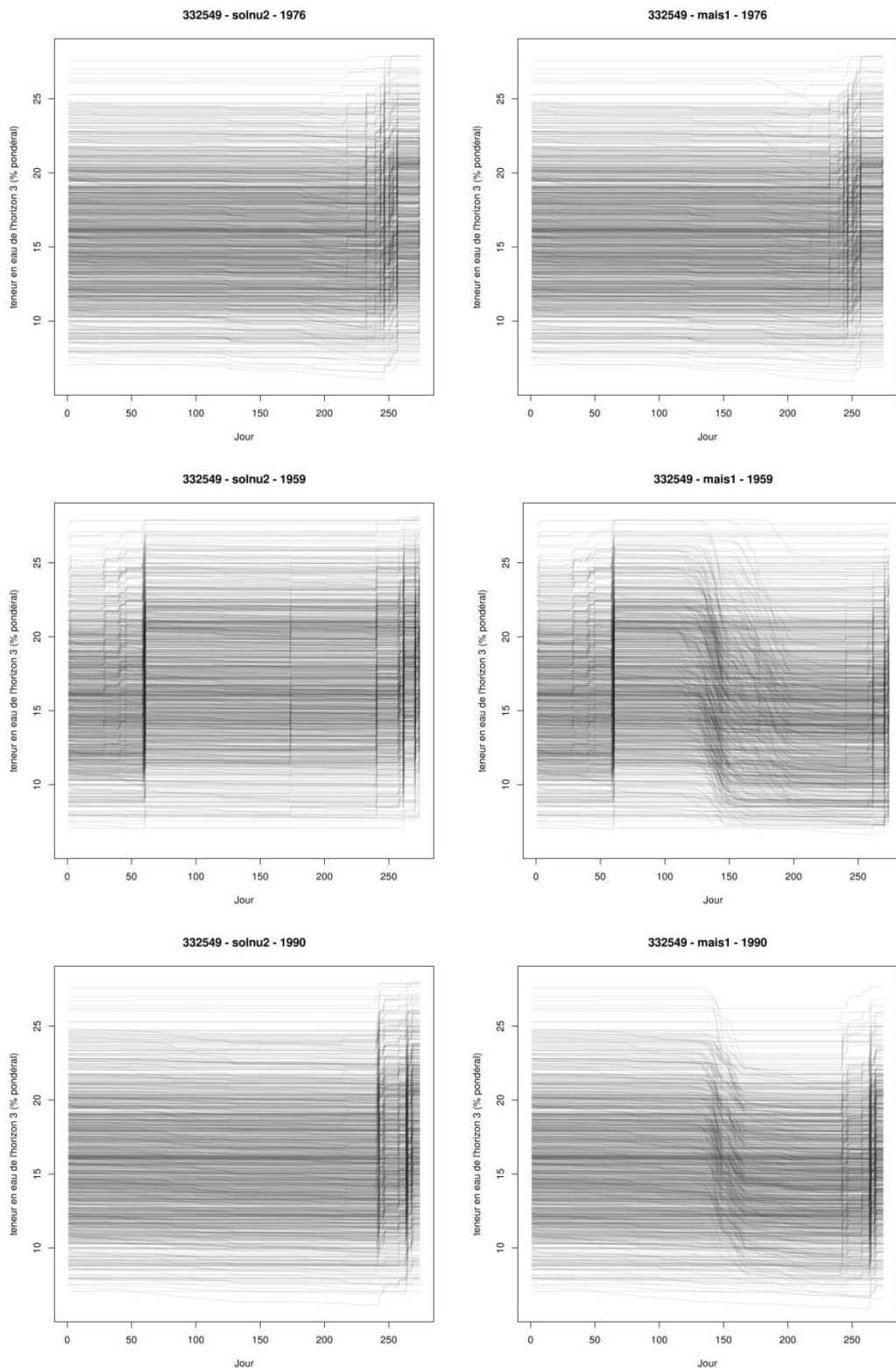


Figure 160 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 3 par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.

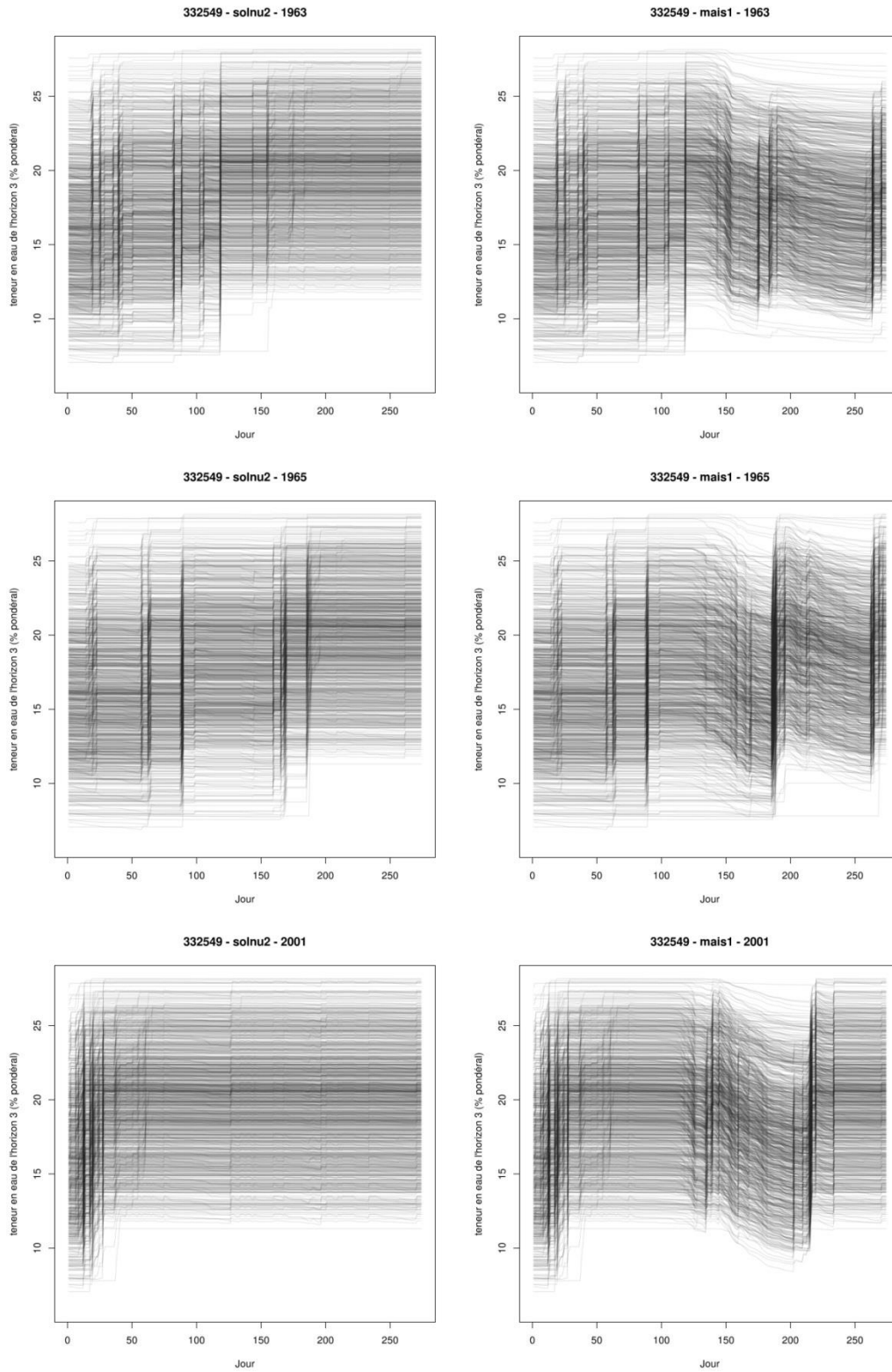


Figure 161 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 3 par occupation du sol (sol nu à droite, mais non irrigué à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.

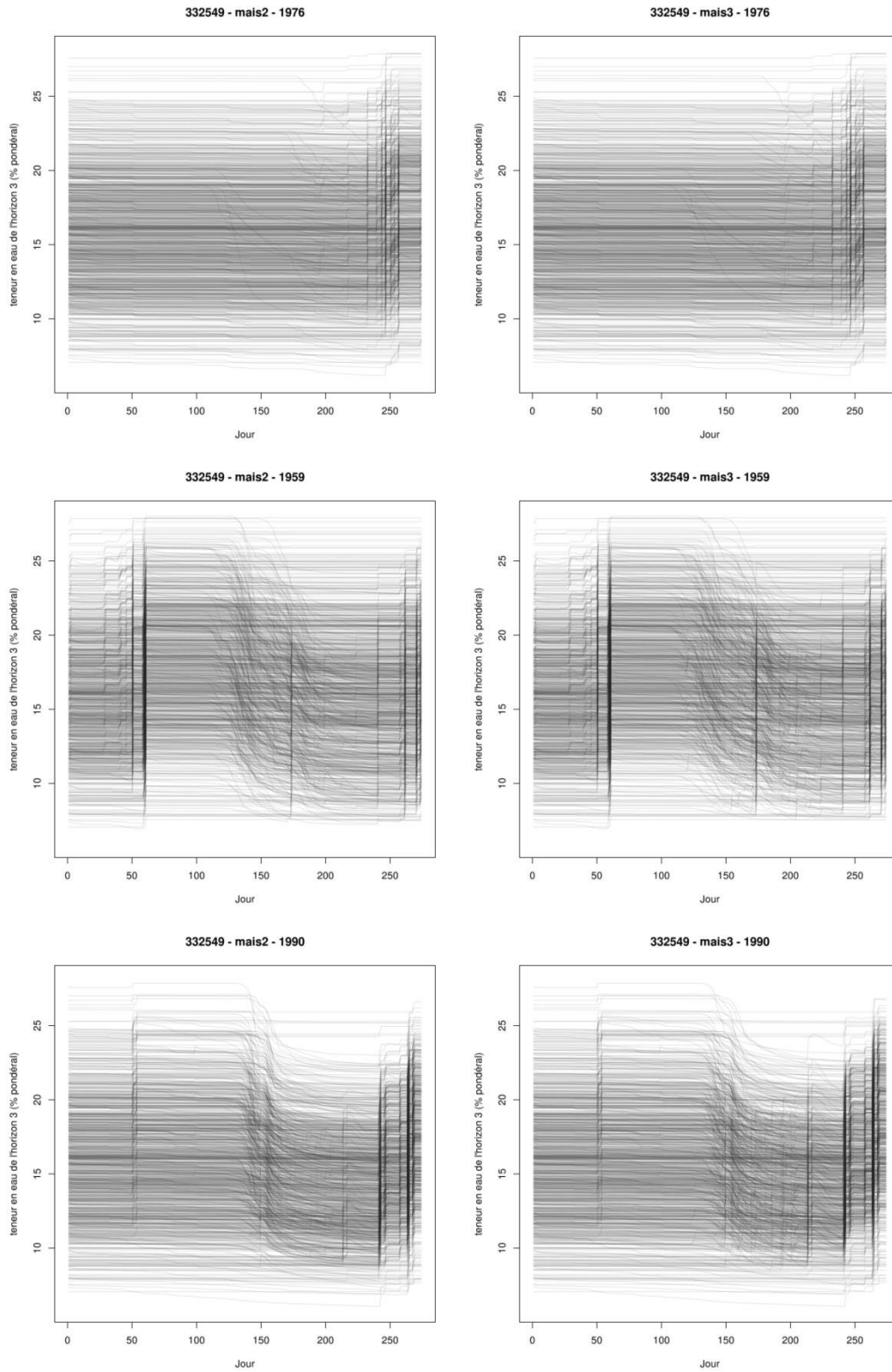


Figure 162 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 3 par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.

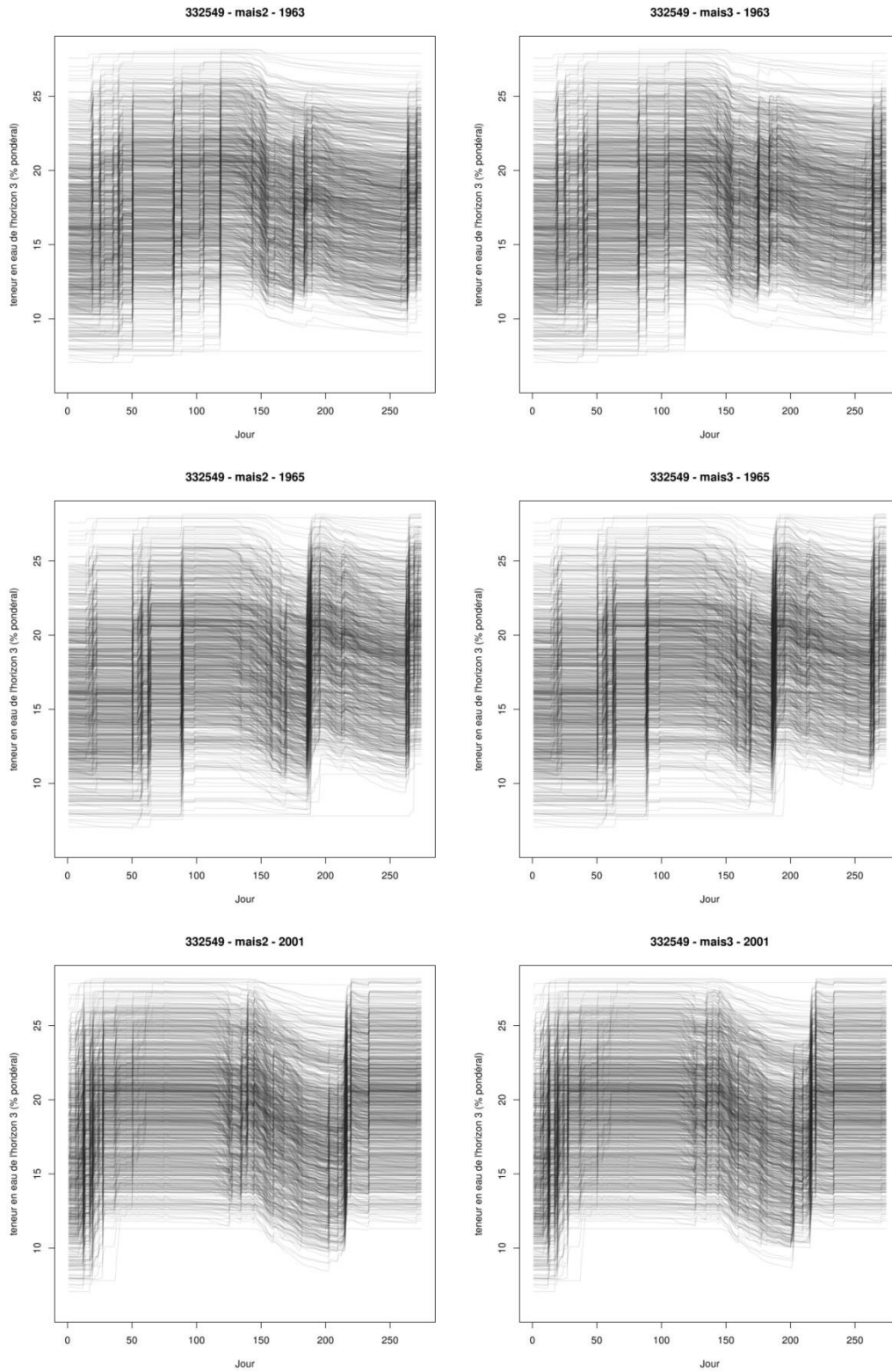


Figure 163 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la teneur en eau de l'horizon 3 par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.

4. Rapport RSURRU

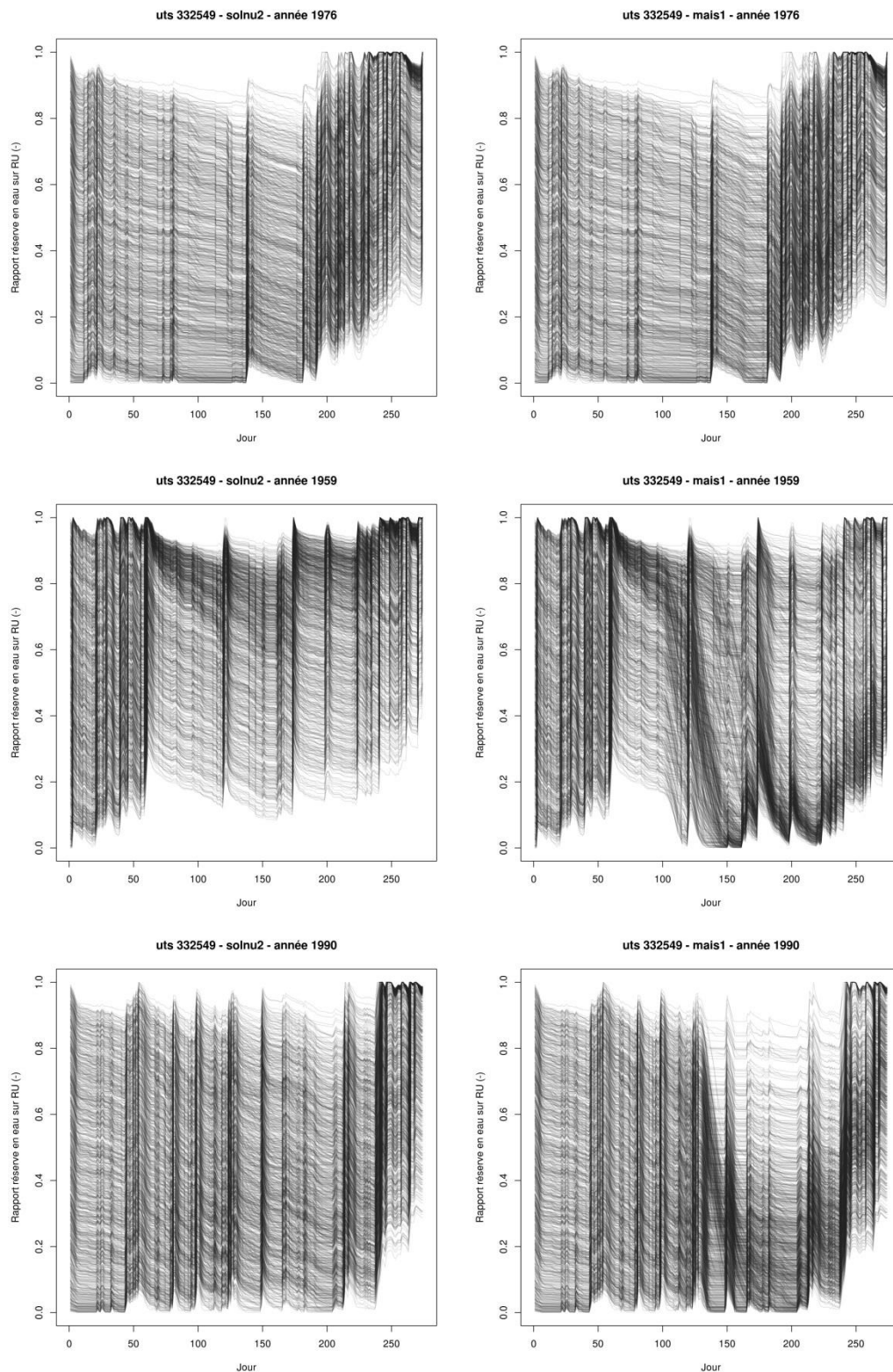


Figure 164 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le rapport RSURRU par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.

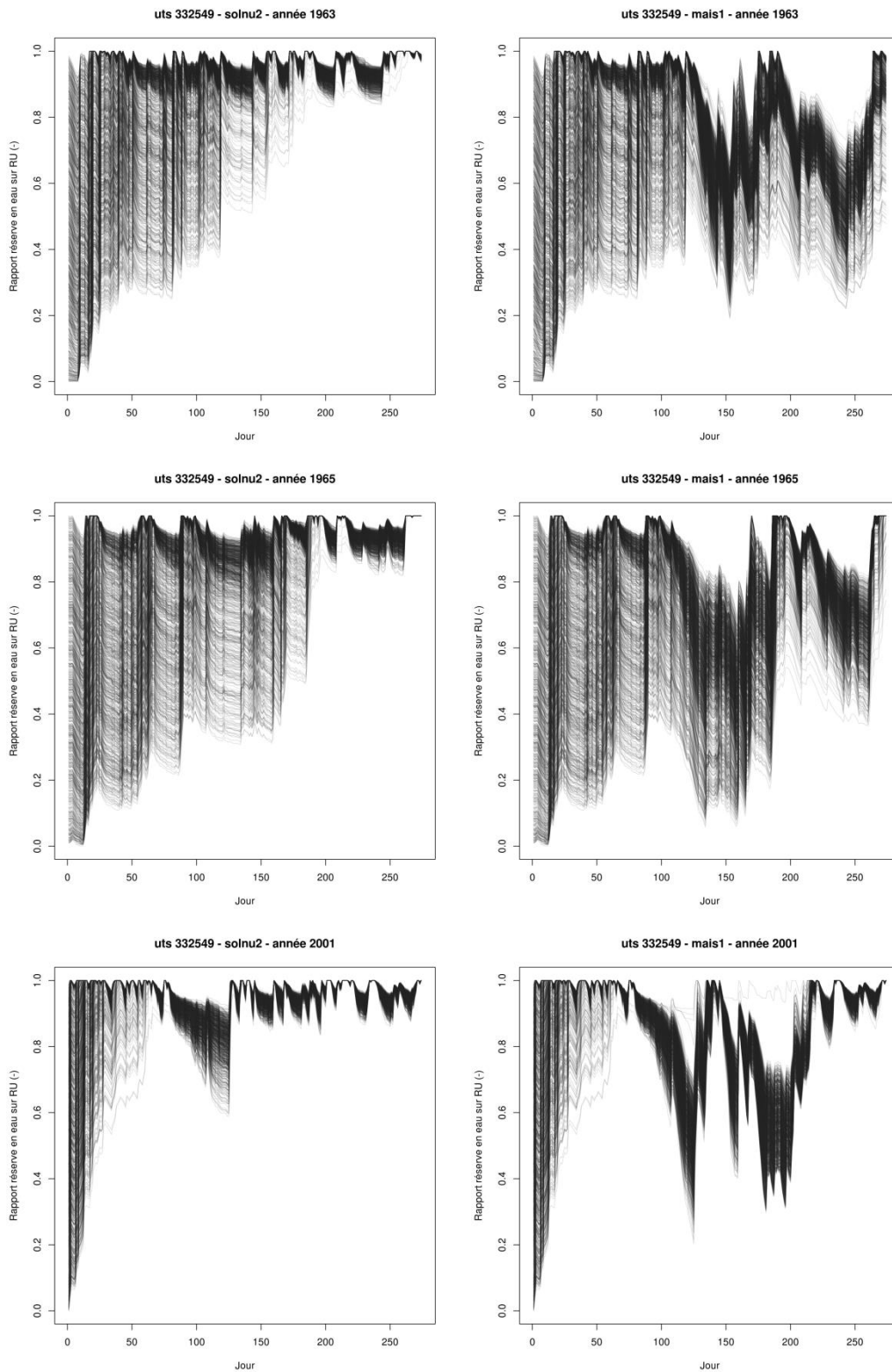


Figure 165 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le rapport RSURRU par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.

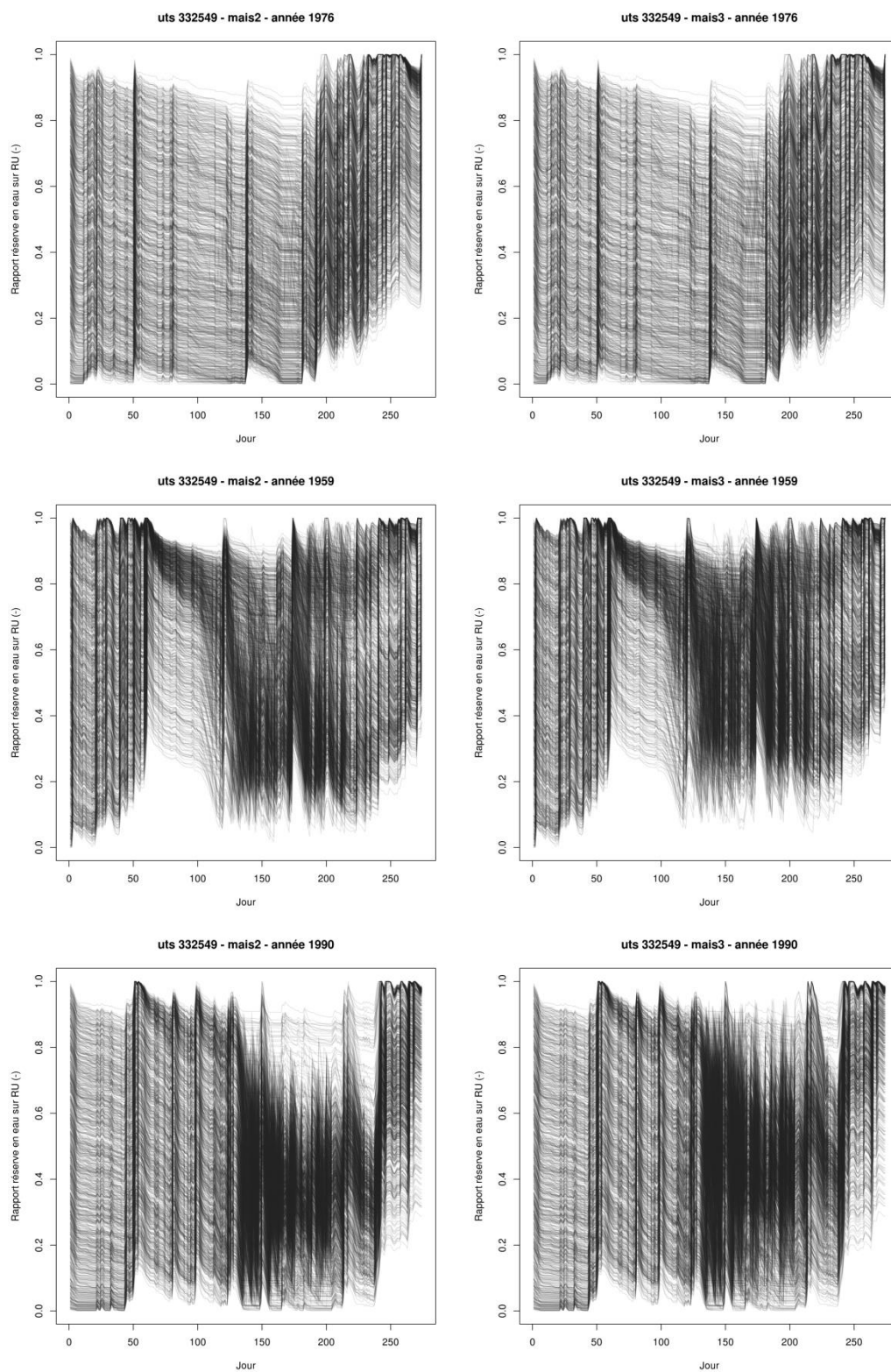


Figure 166 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le rapport RSURRU par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.

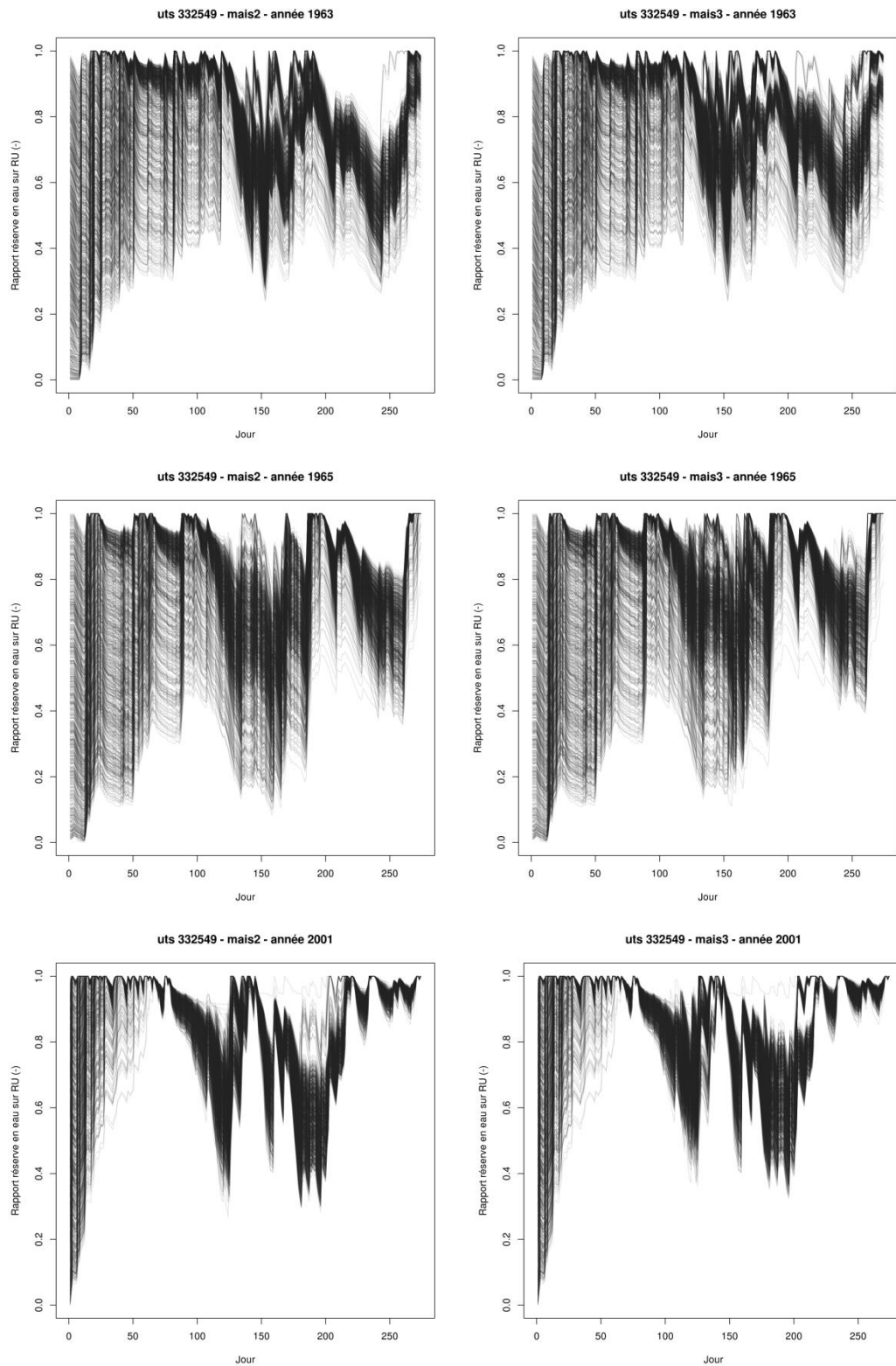


Figure 167 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le rapport RSURRU par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.

5. Evaporation cumulée

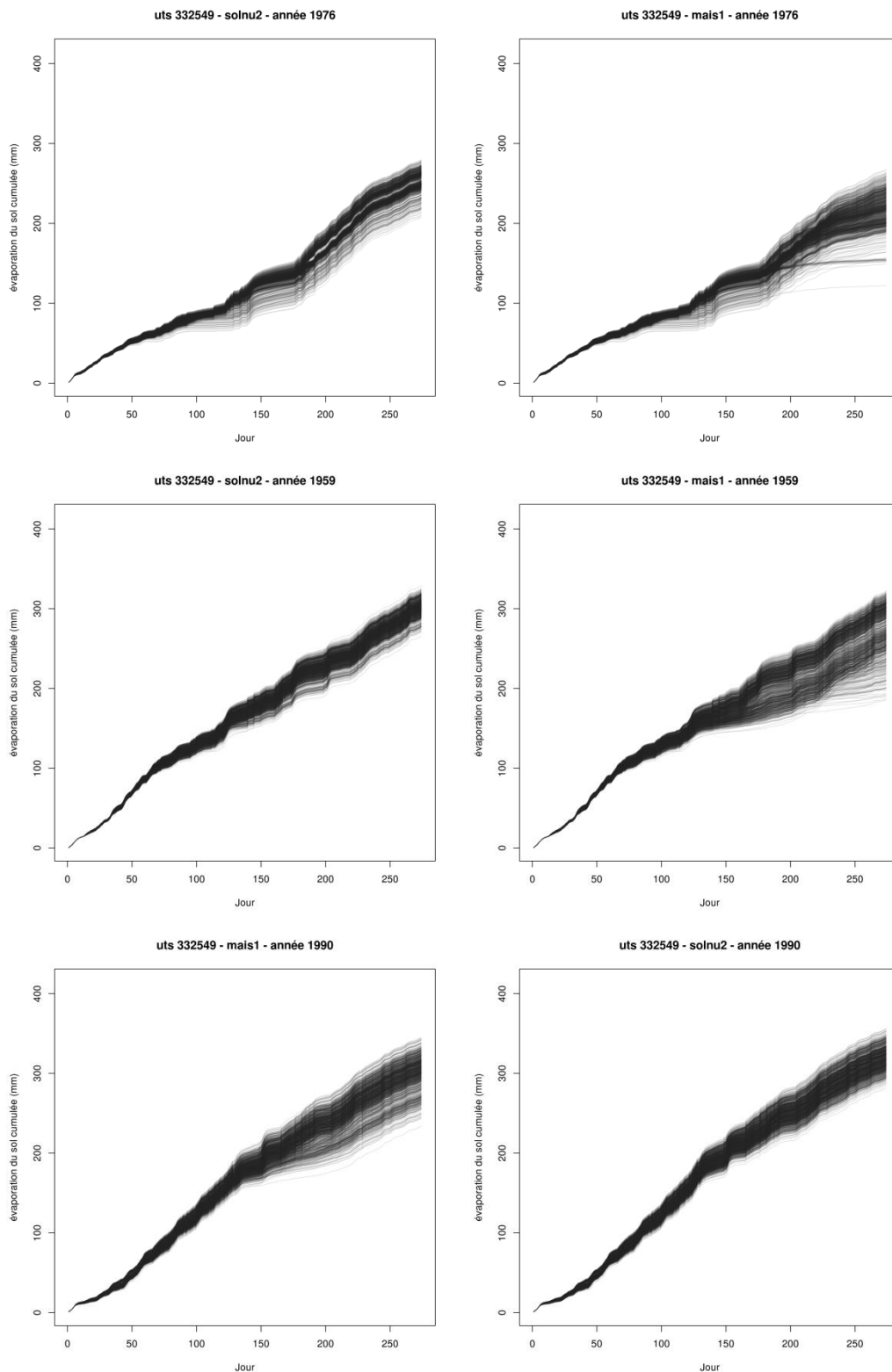


Figure 168 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation cumulée par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.

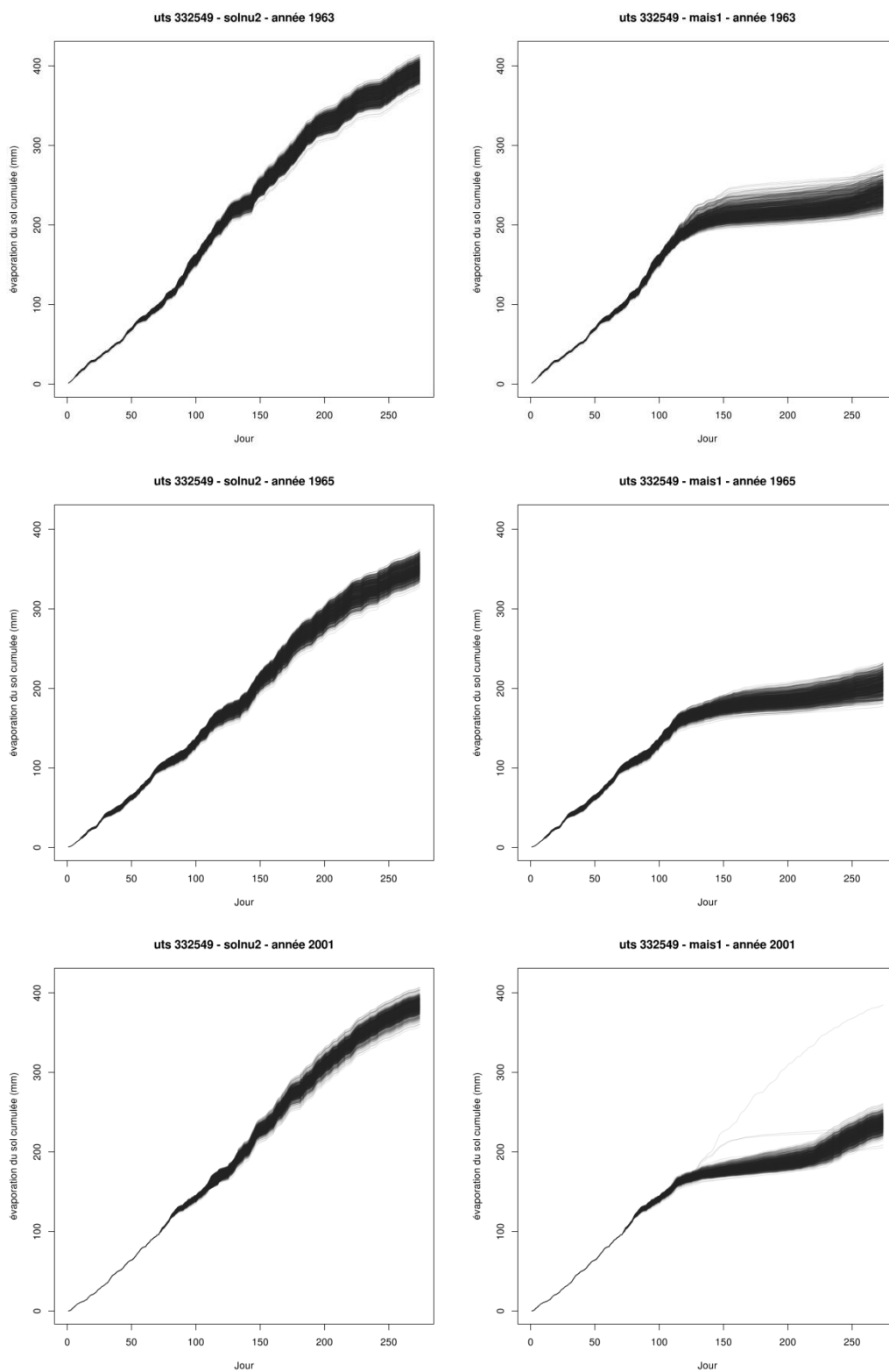


Figure 169 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation cumulée par occupation du sol (sol nu à droite, mais non irrigué à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.

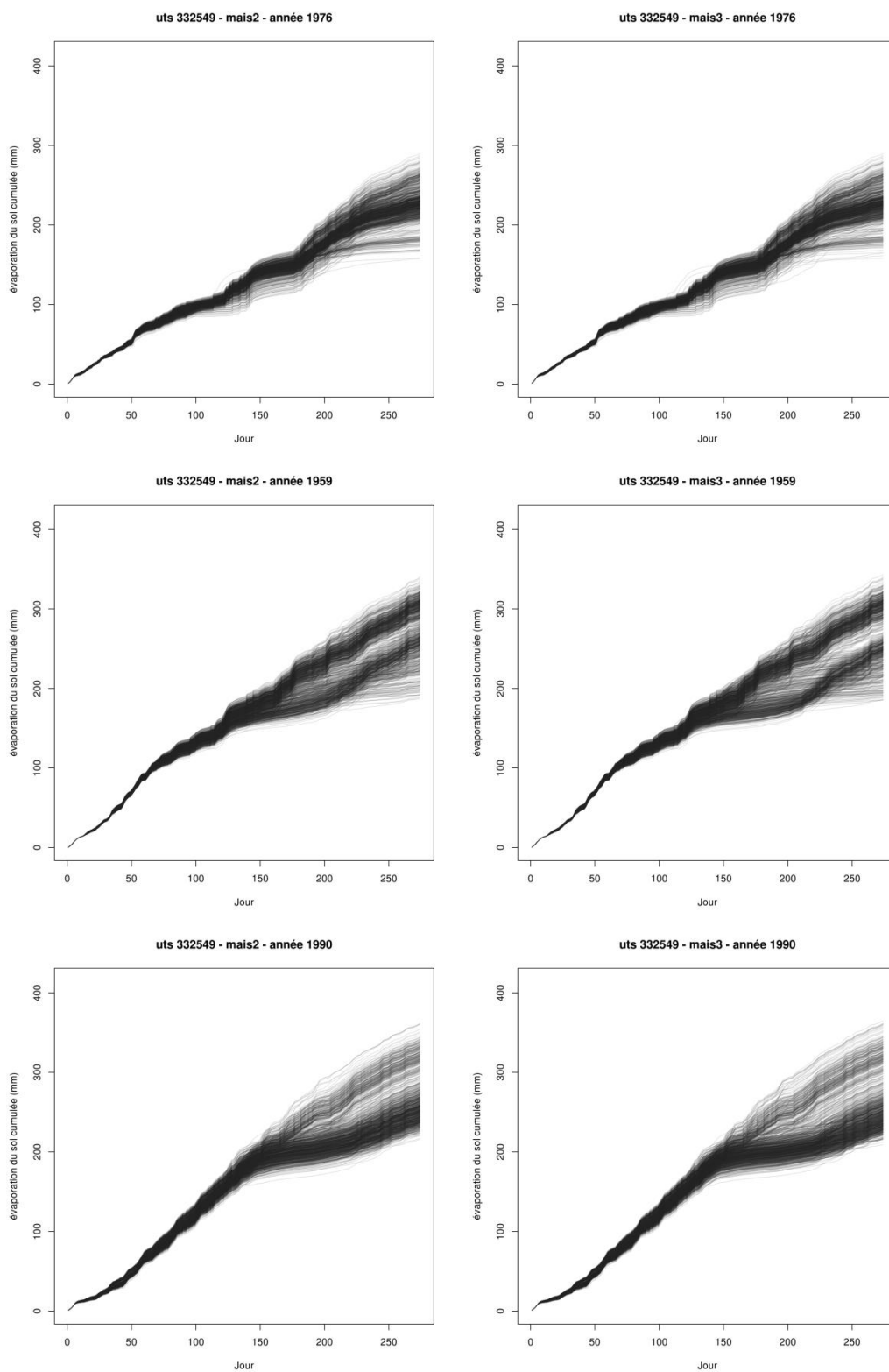


Figure 170 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation cumulée par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.

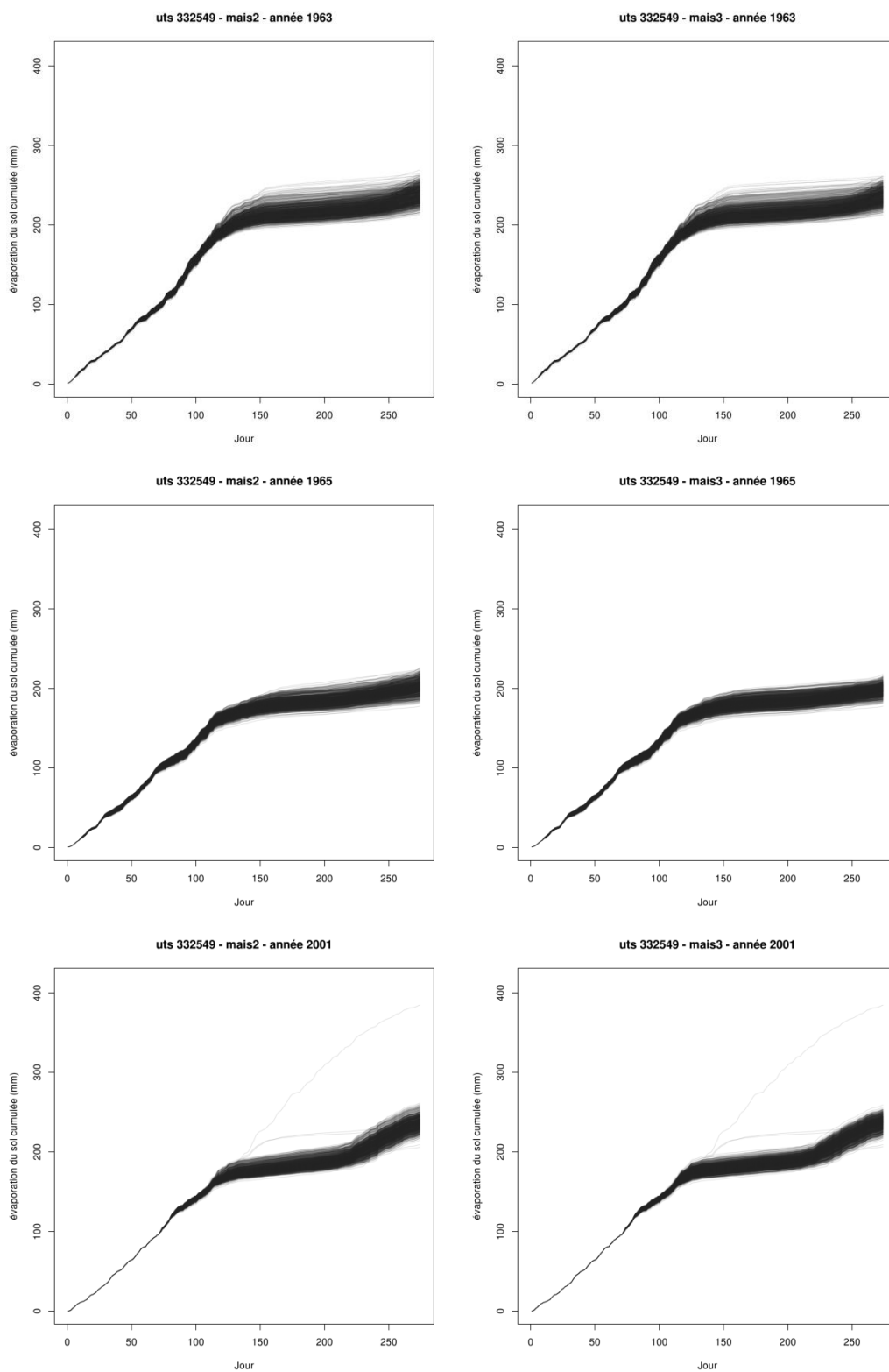


Figure 171 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'évaporation cumulée par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.

6. Drainage cumulé

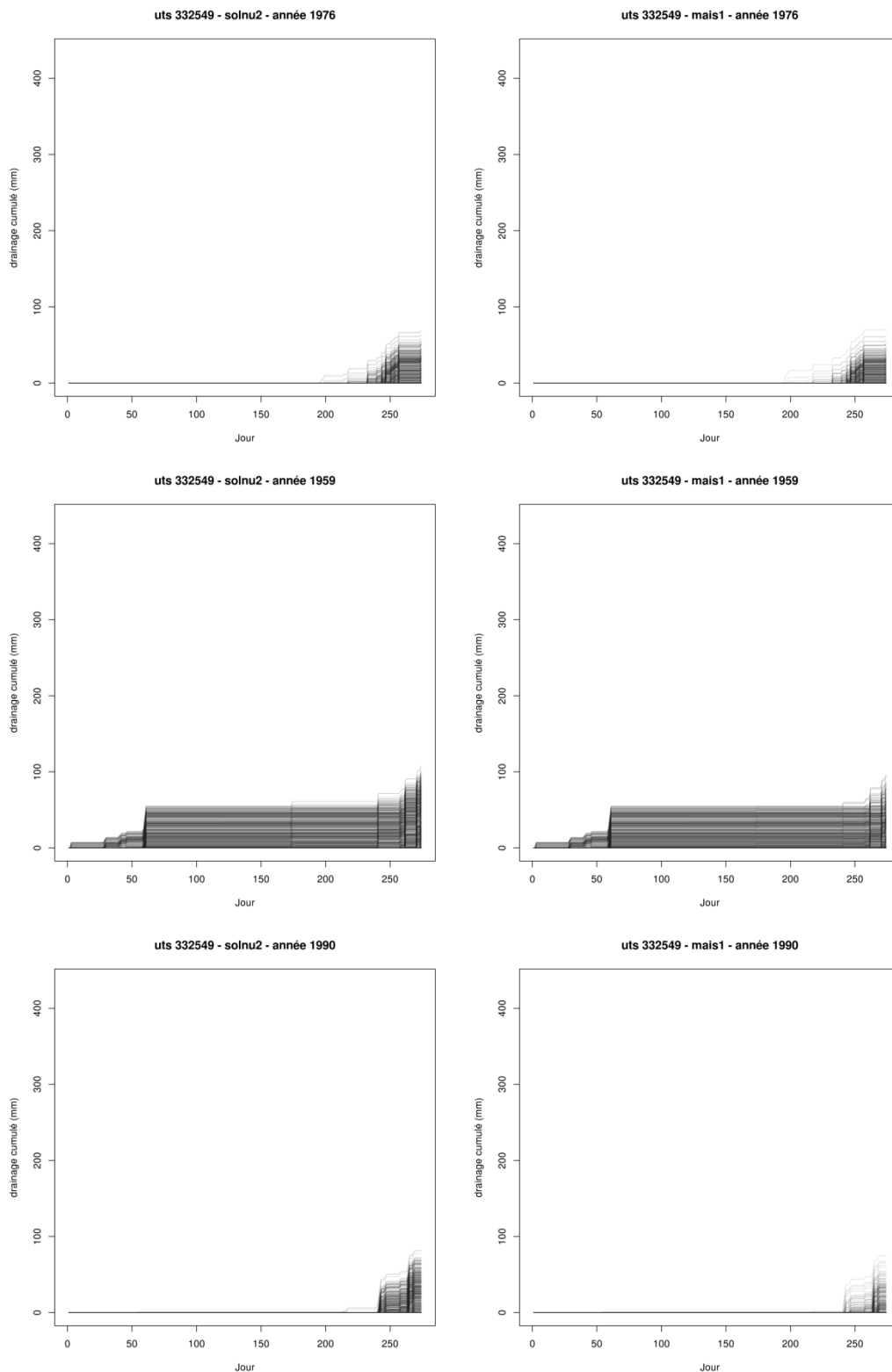


Figure 172 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage cumulé par occupation du sol (sol nu à droite, maïs non irrigué à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.

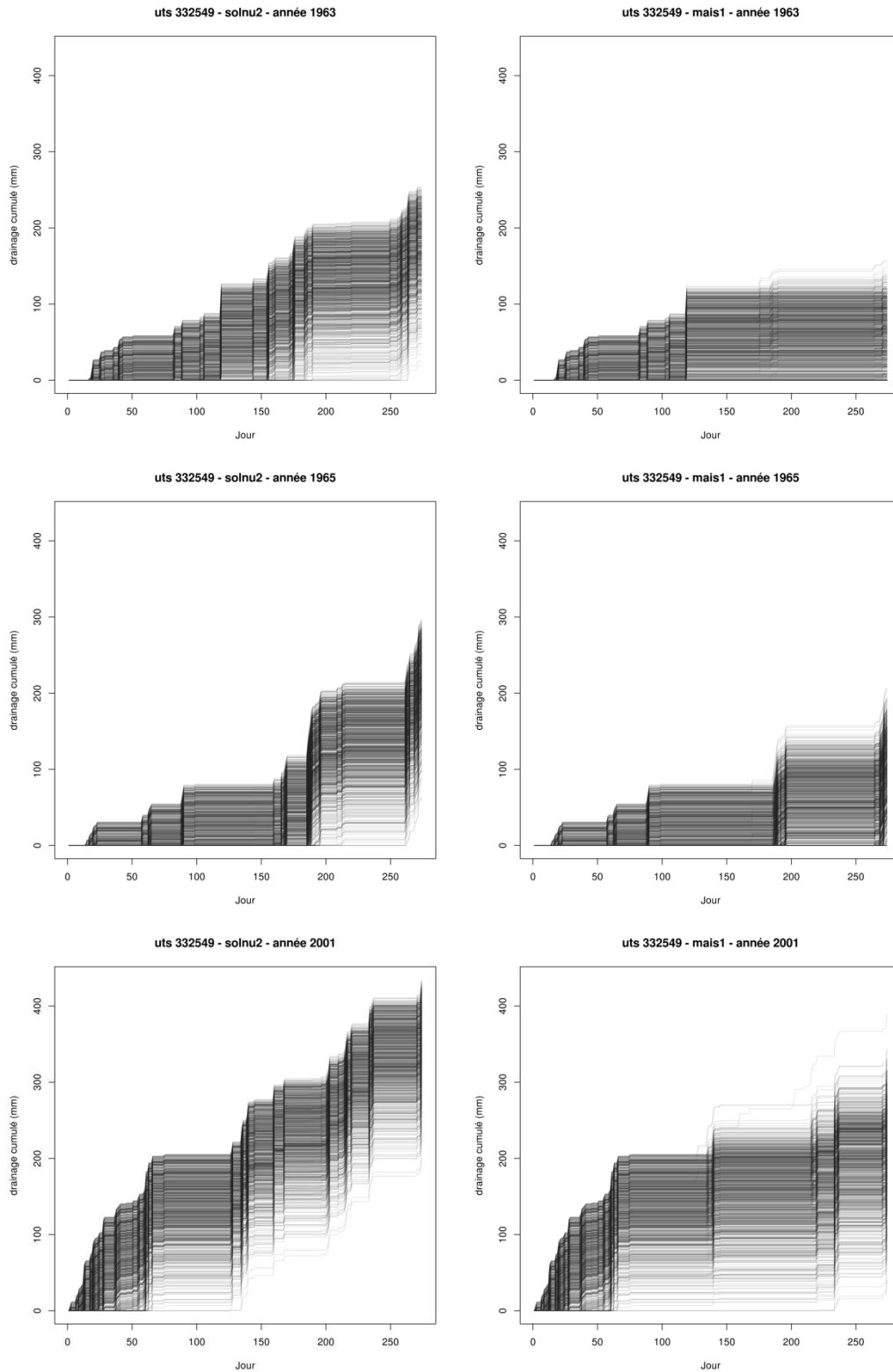


Figure 173 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage cumulé par occupation du sol (sol nu à droite, mais non irrigué à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.

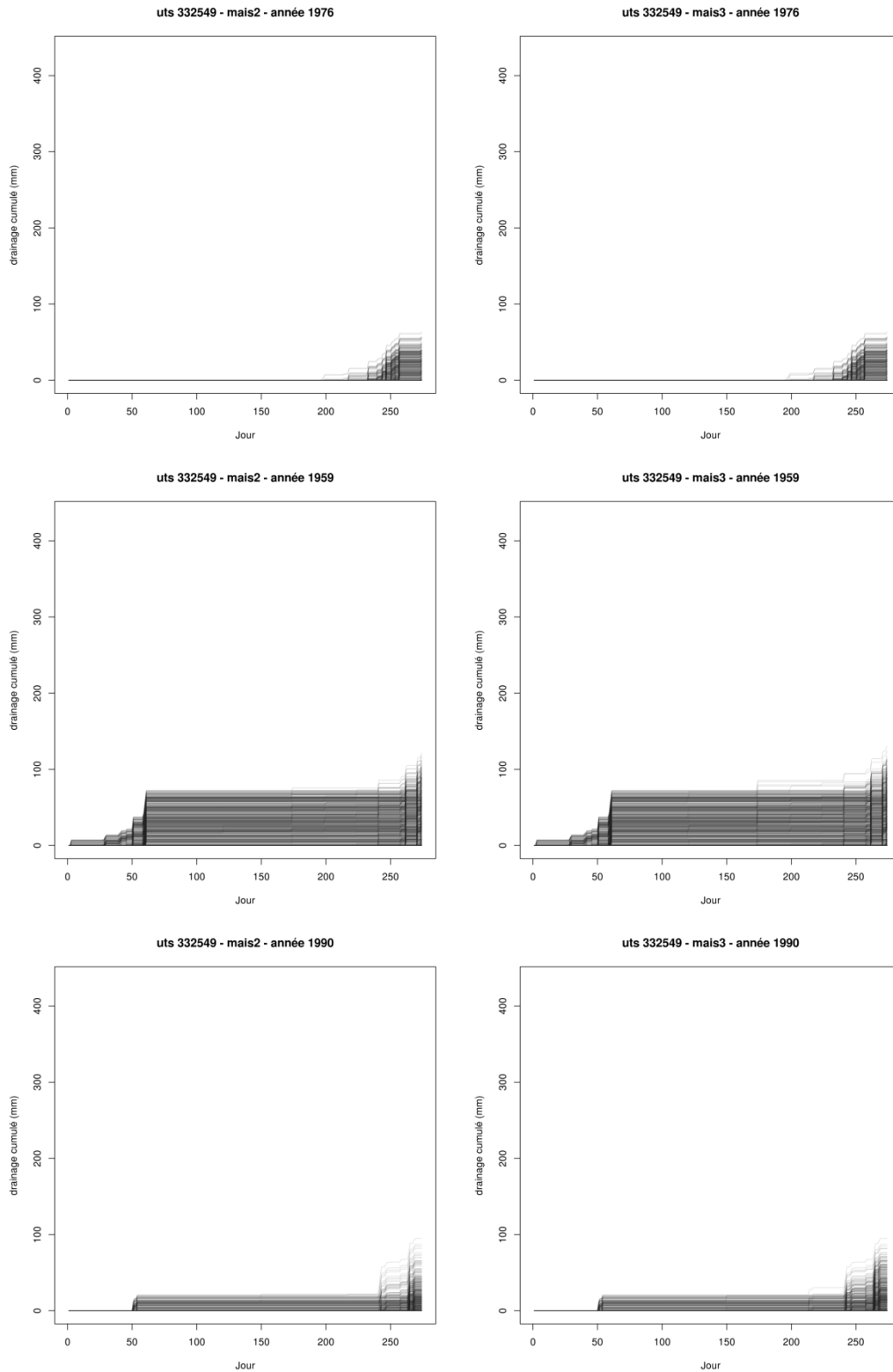


Figure 174 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage cumulé par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.

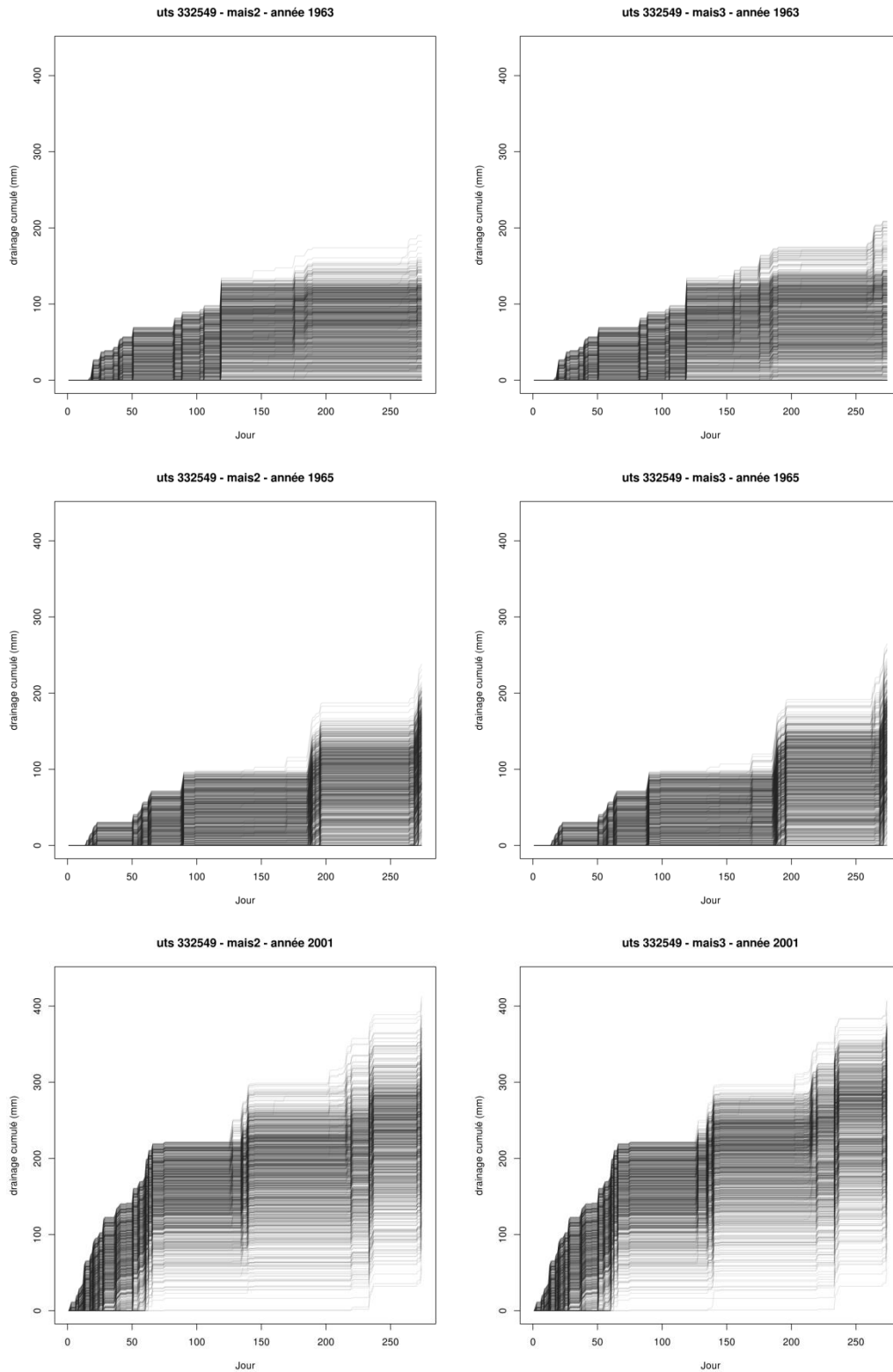


Figure 175 : superposition des courbes des 1000 simulations pour le drainage cumulé par occupation du sol (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.

7. Transpiration cumulée

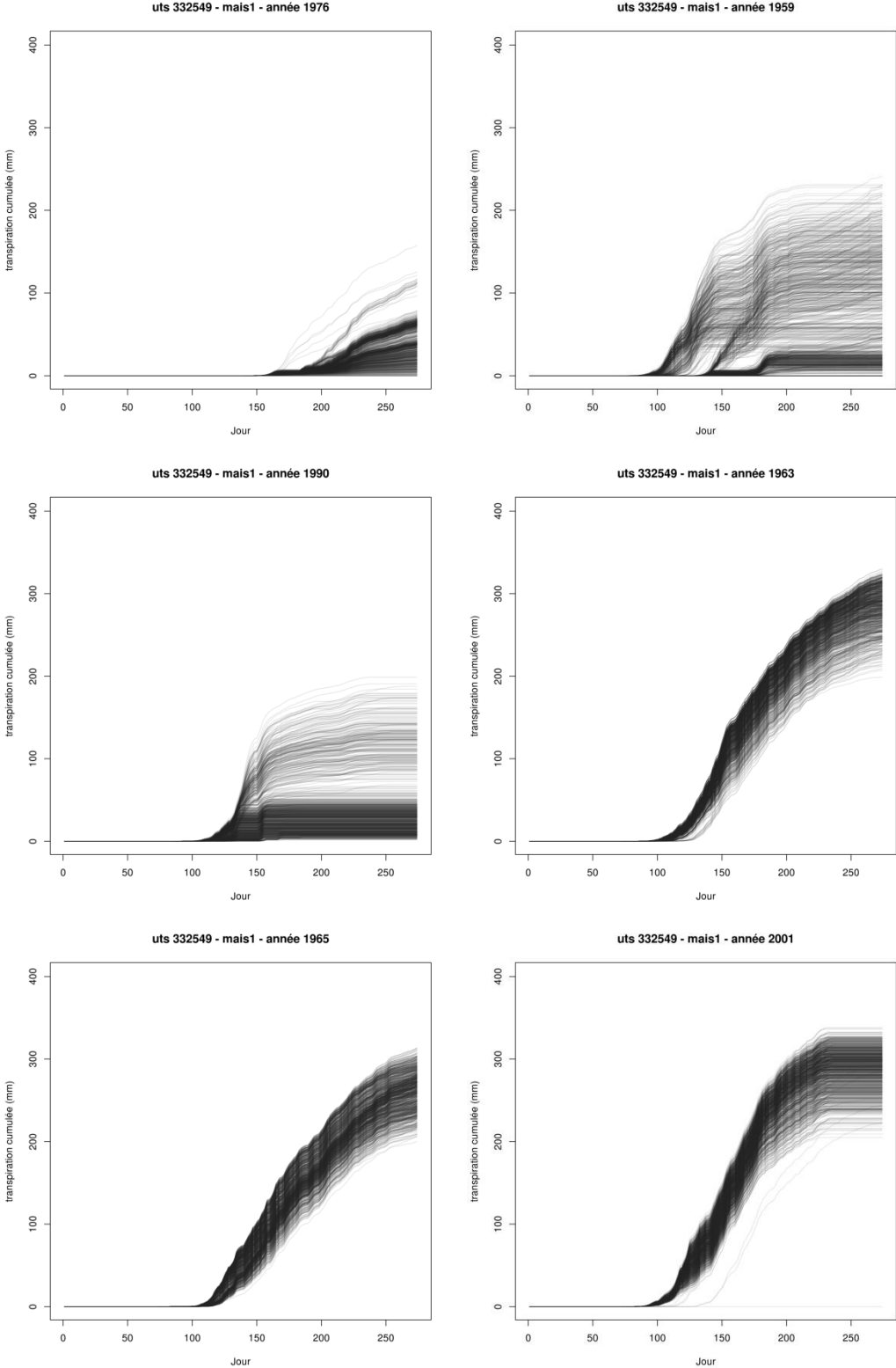


Figure 176 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la transpiration cumulée (mm) par année climatique pour le maïs non irrigué.

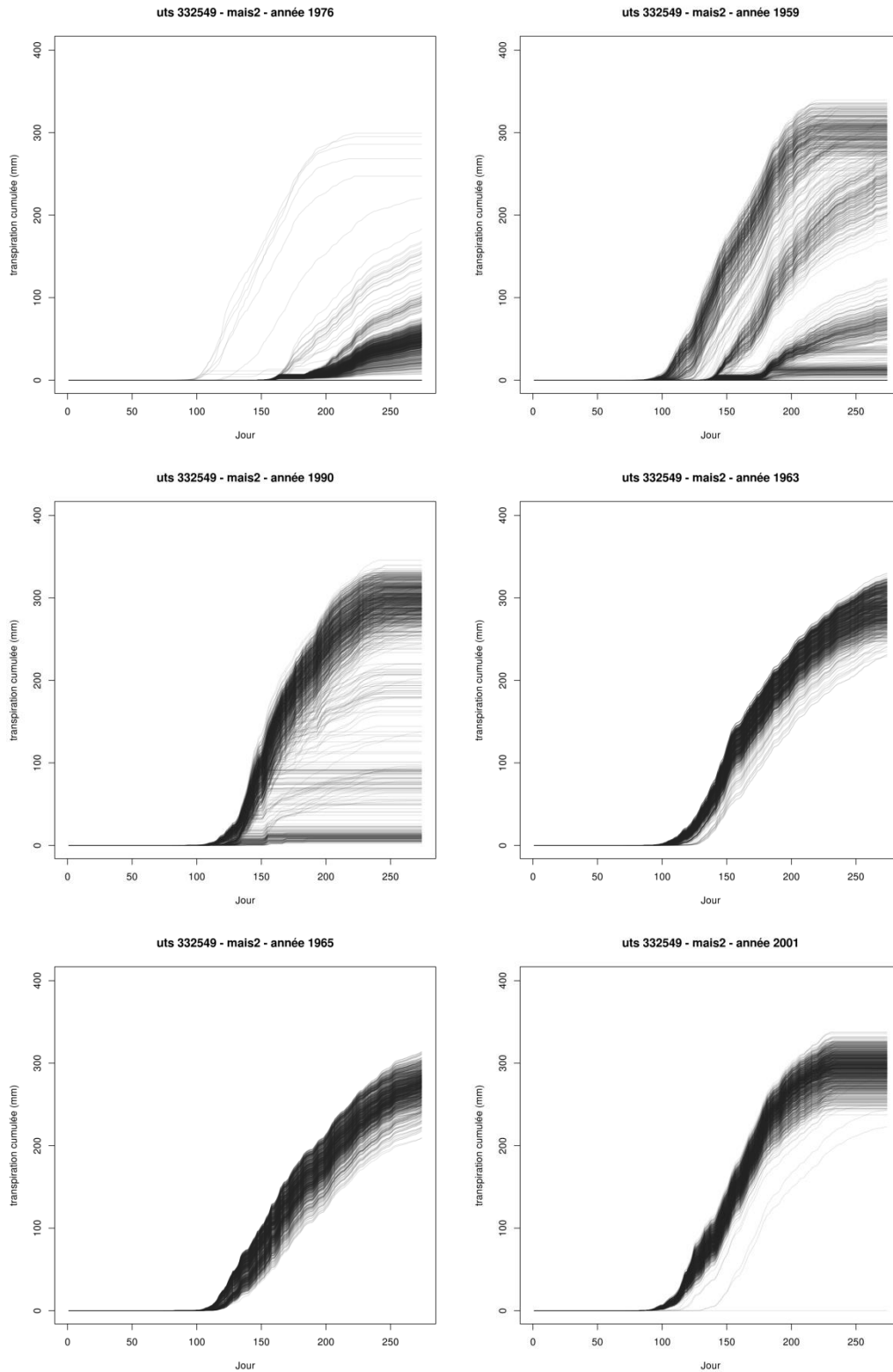


Figure 177 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la transpiration cumulée (mm) par année climatique pour le maïs à irrigation restreinte.

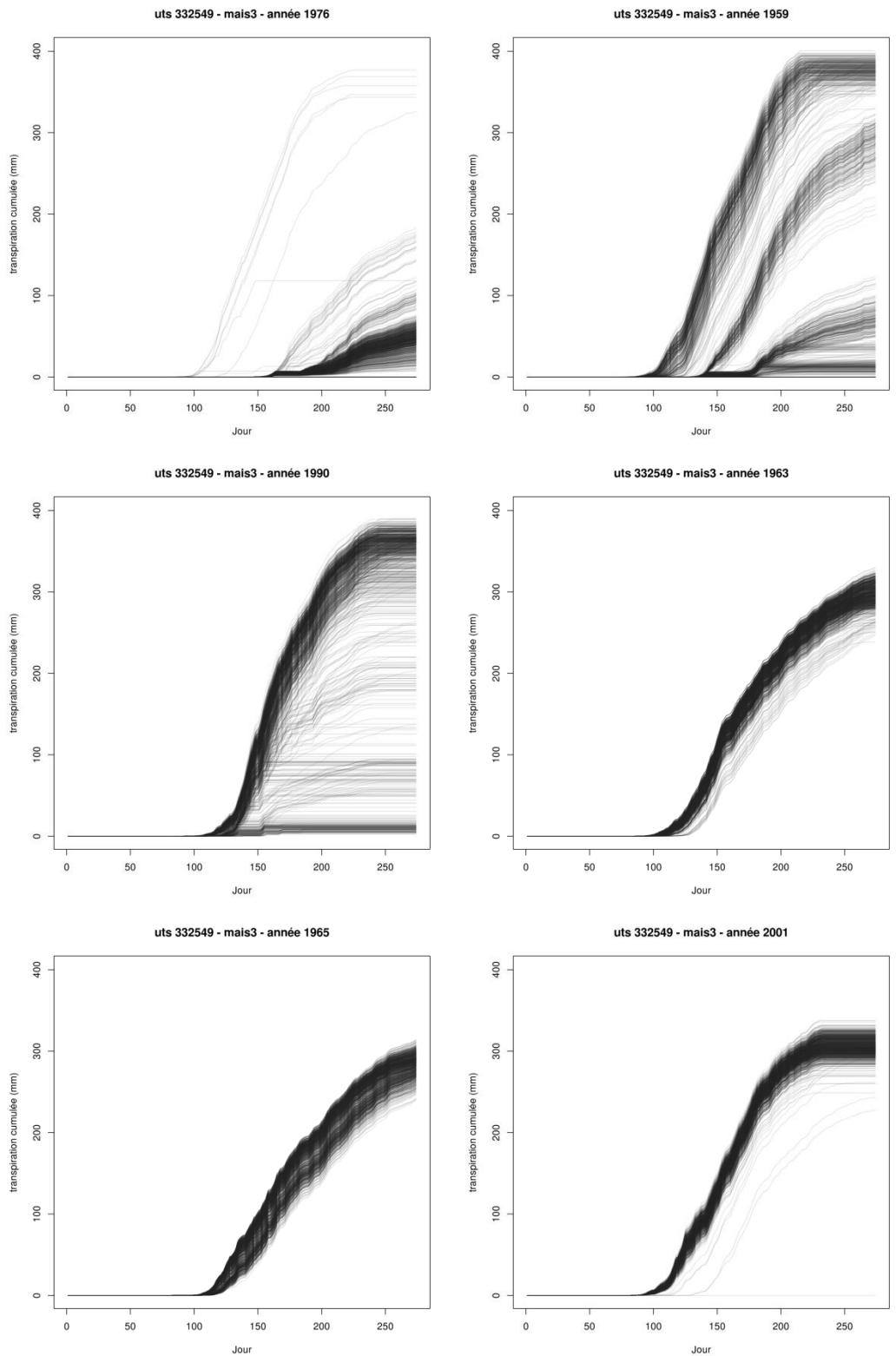


Figure 178 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la transpiration cumulée (mm) par année climatique pour le maïs à irrigation optimale.

8. Indice de surface foliaire

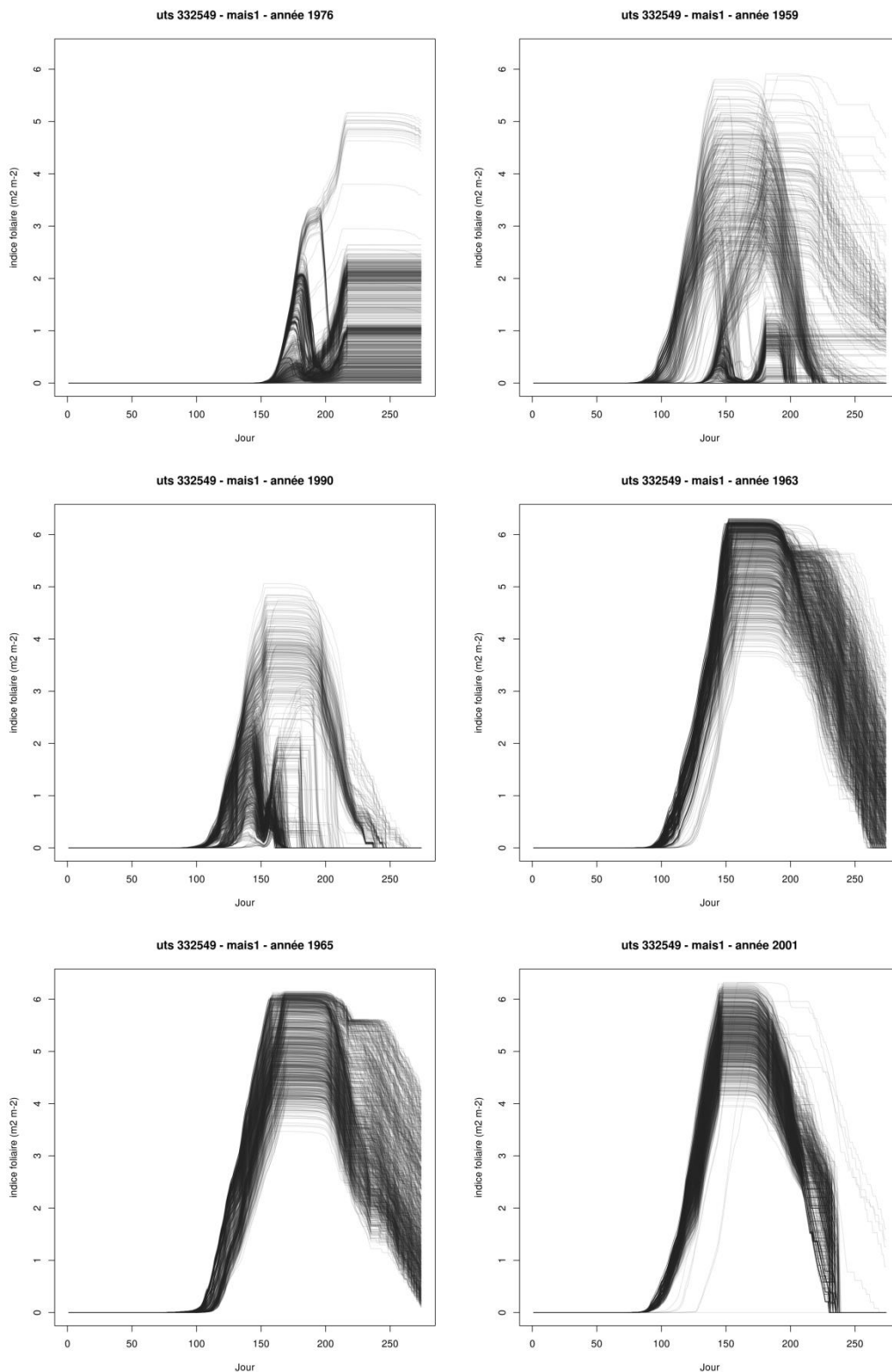


Figure 179 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'indice de surface foliaire ($\text{m}^2 \text{m}^{-2}$) par année climatique pour le maïs non irrigué.

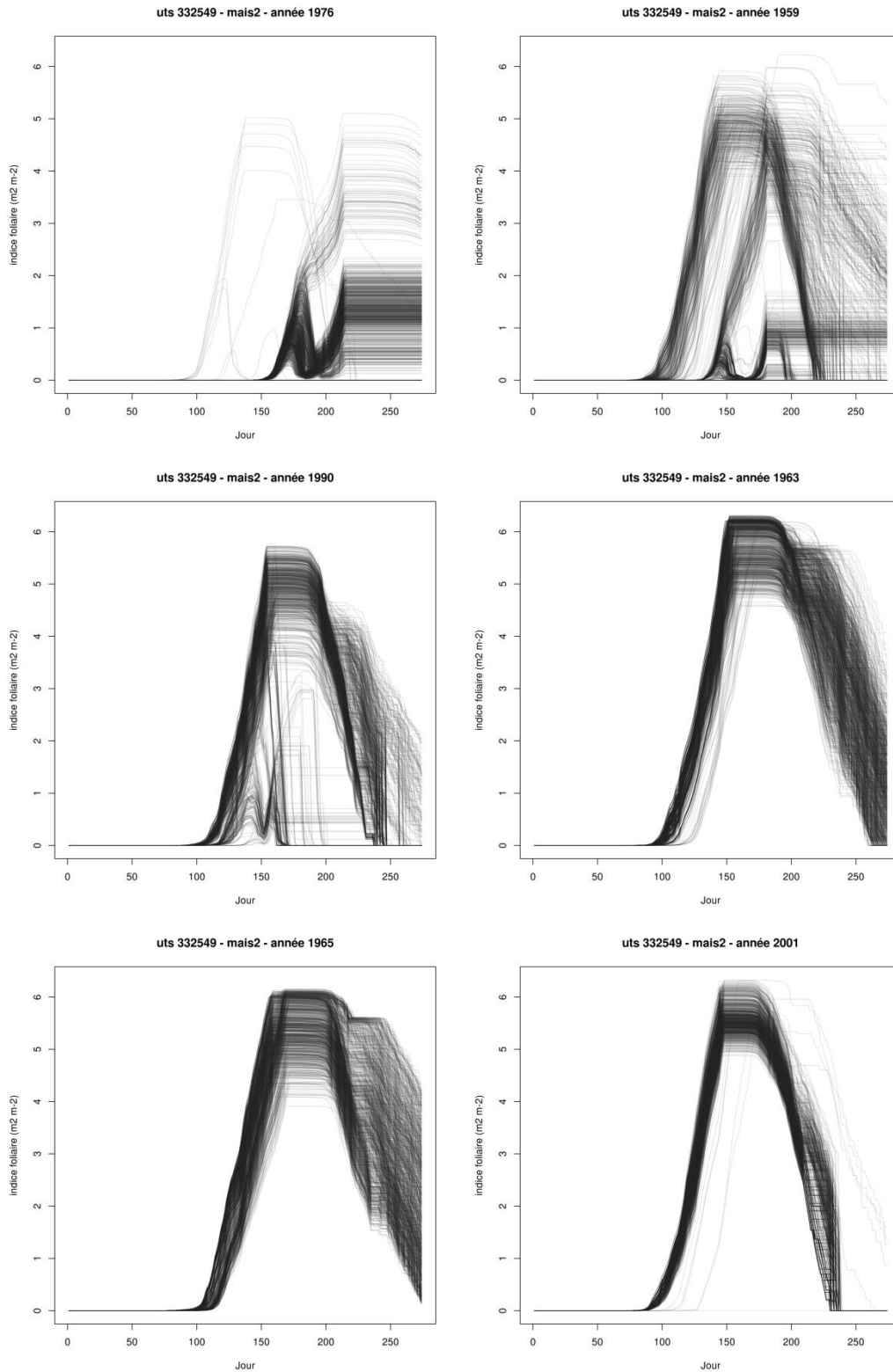


Figure 180 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'indice de surface foliaire ($m^2 m^{-2}$) par année climatique pour le maïs à irrigation restreinte.

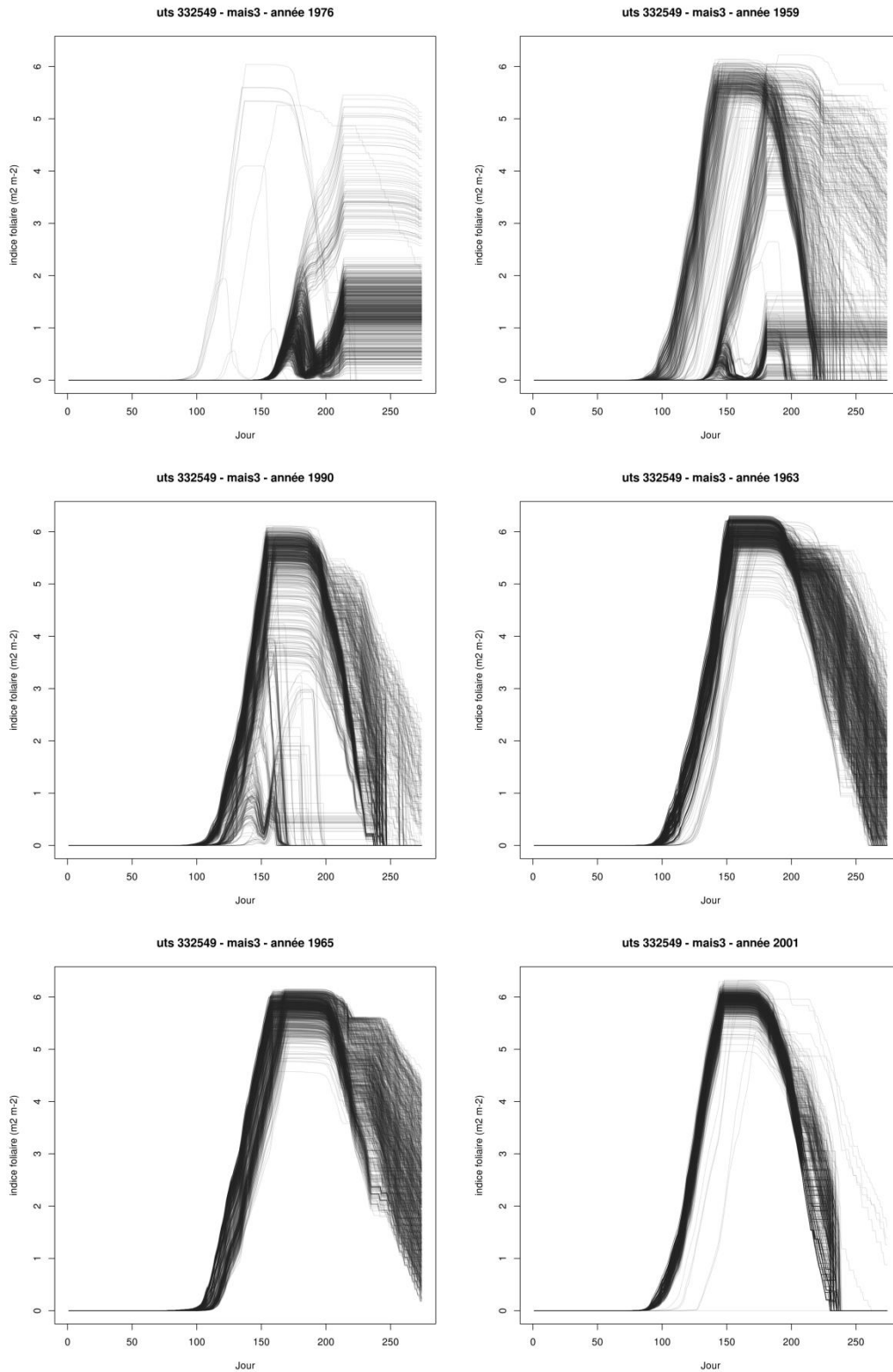


Figure 181 : superposition des courbes des 1000 simulations pour l'indice de surface foliaire ($m^2 m^{-2}$) par année climatique pour le maïs à irrigation optimale.

9. Biomasse aérienne

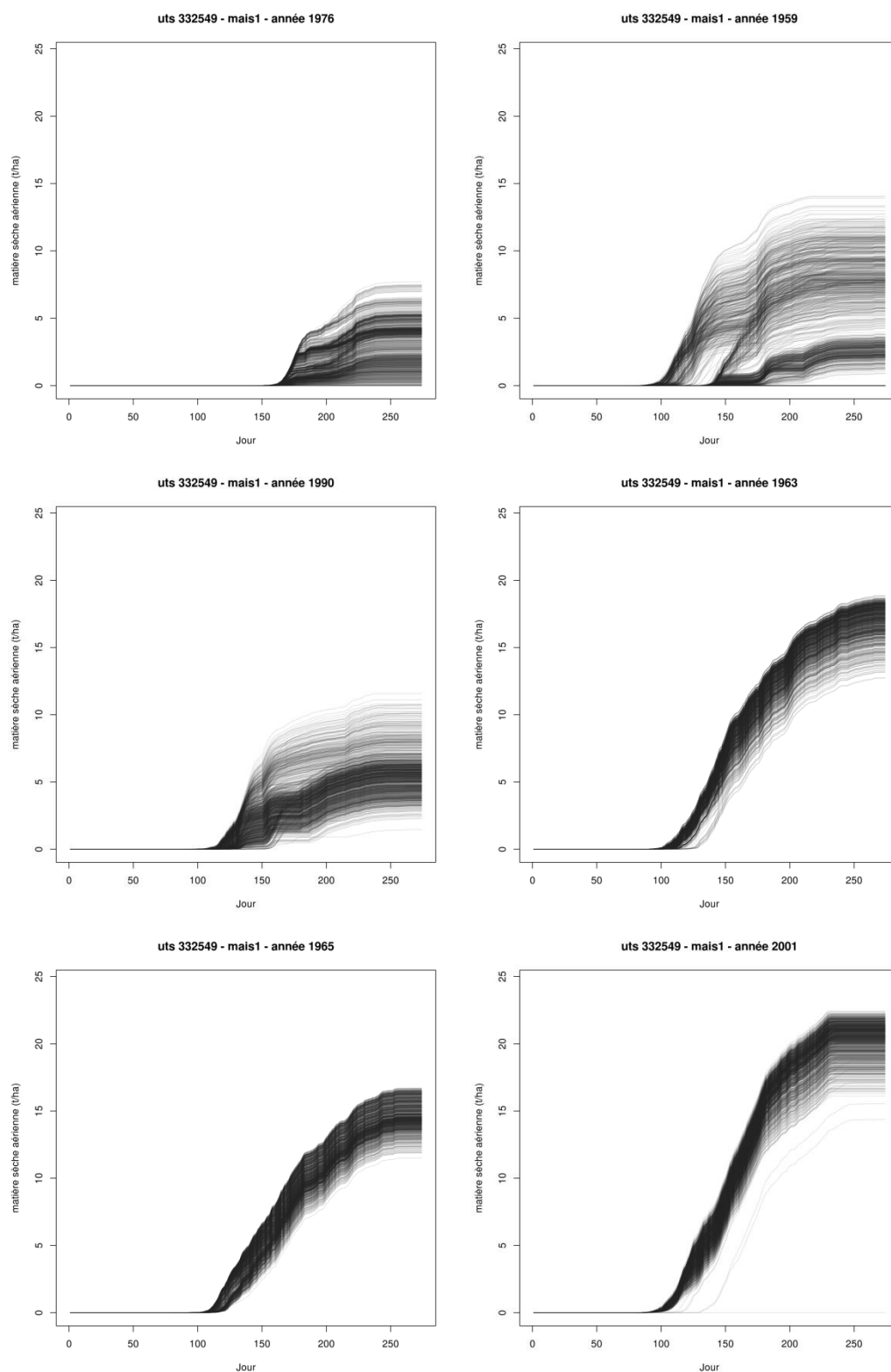


Figure 182 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la biomasse aérienne ($t\ ha^{-1}$) par année climatique pour le maïs non irrigué.

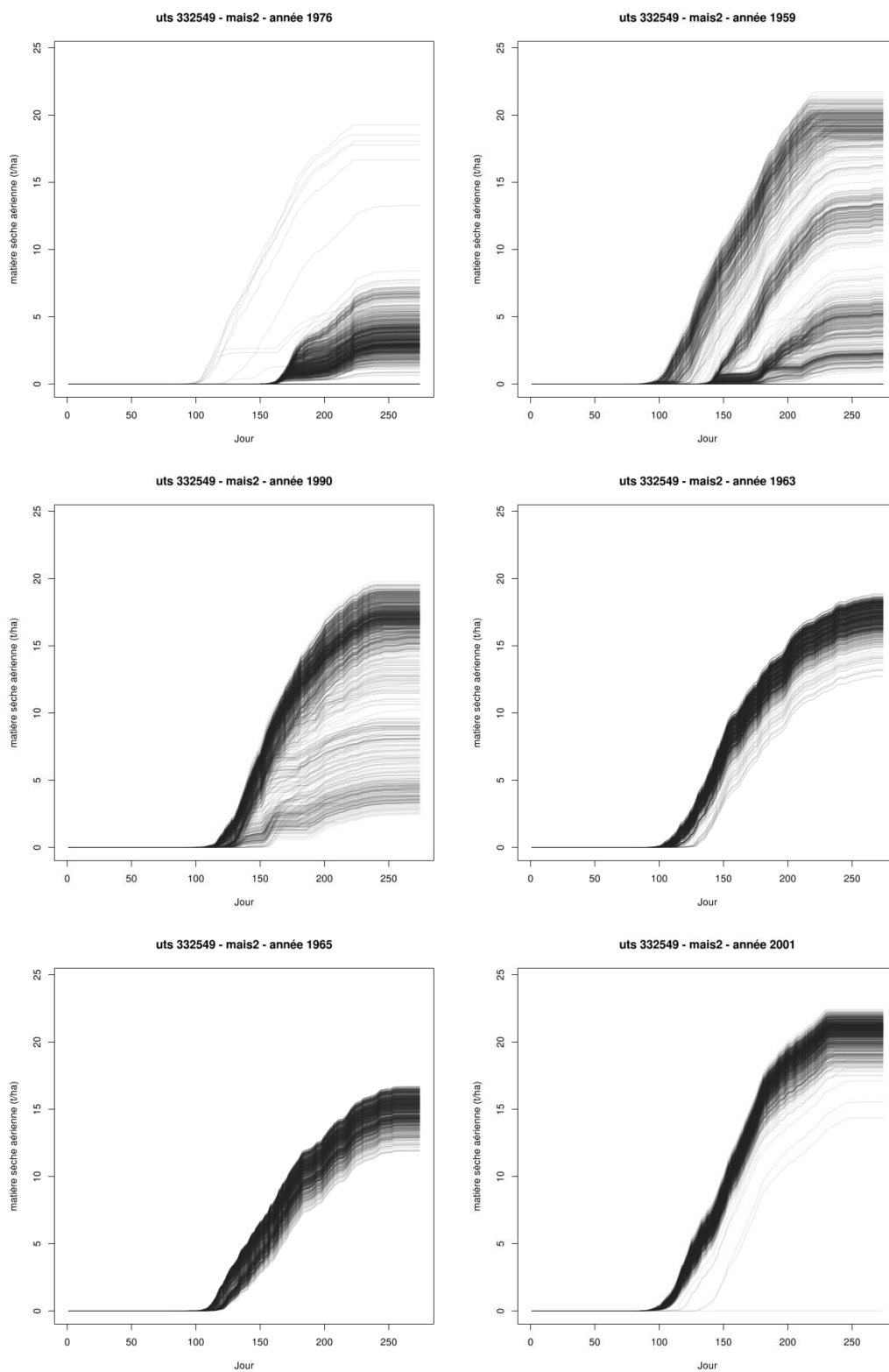


Figure 183 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la biomasse aérienne ($t\ ha^{-1}$) par année climatique pour le maïs à irrigation restreinte

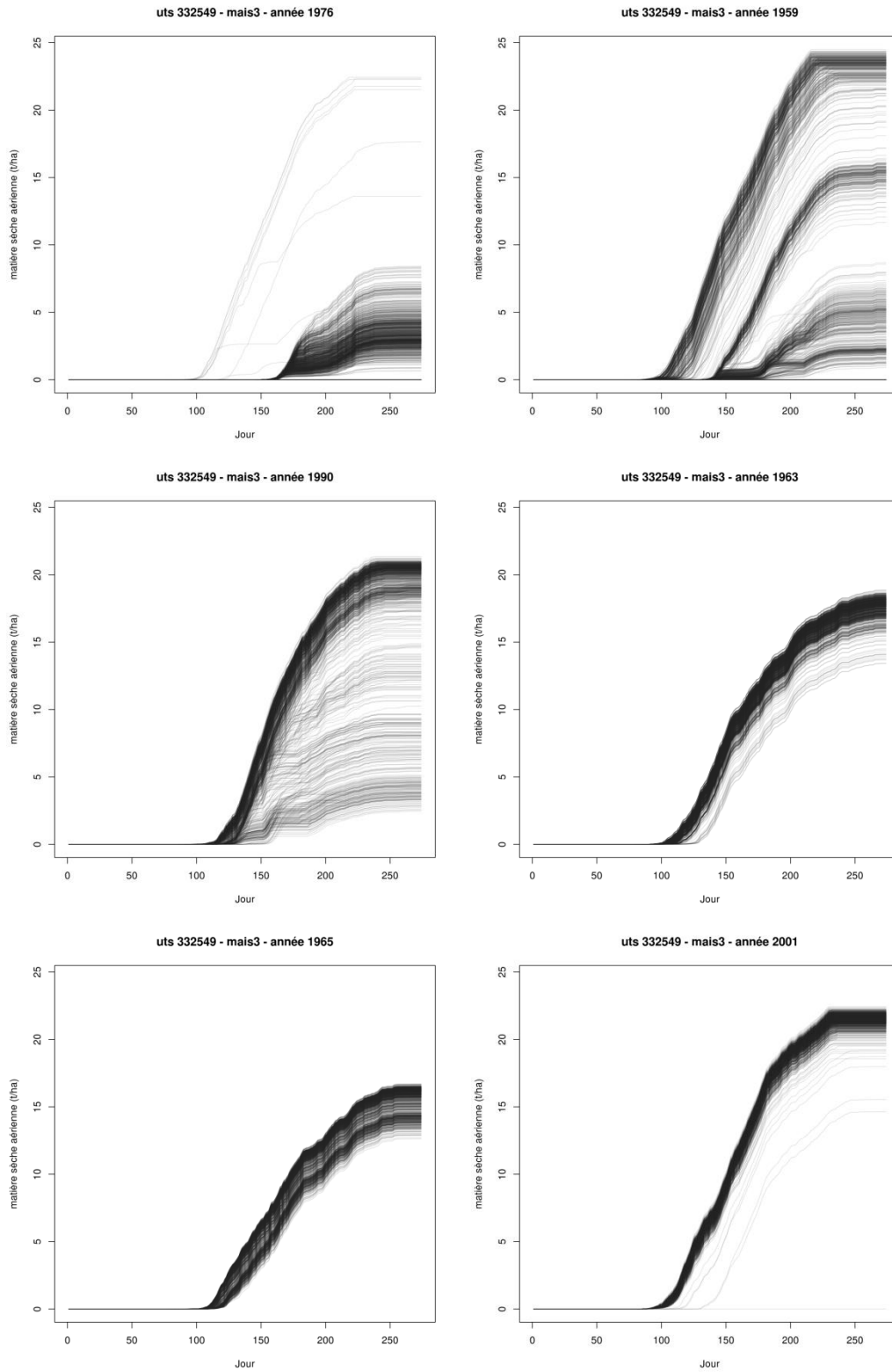


Figure 184 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la biomasse aérienne ($t\ ha^{-1}$) par année climatique pour le maïs à irrigation optimale

10. Biomasse des organes récoltés

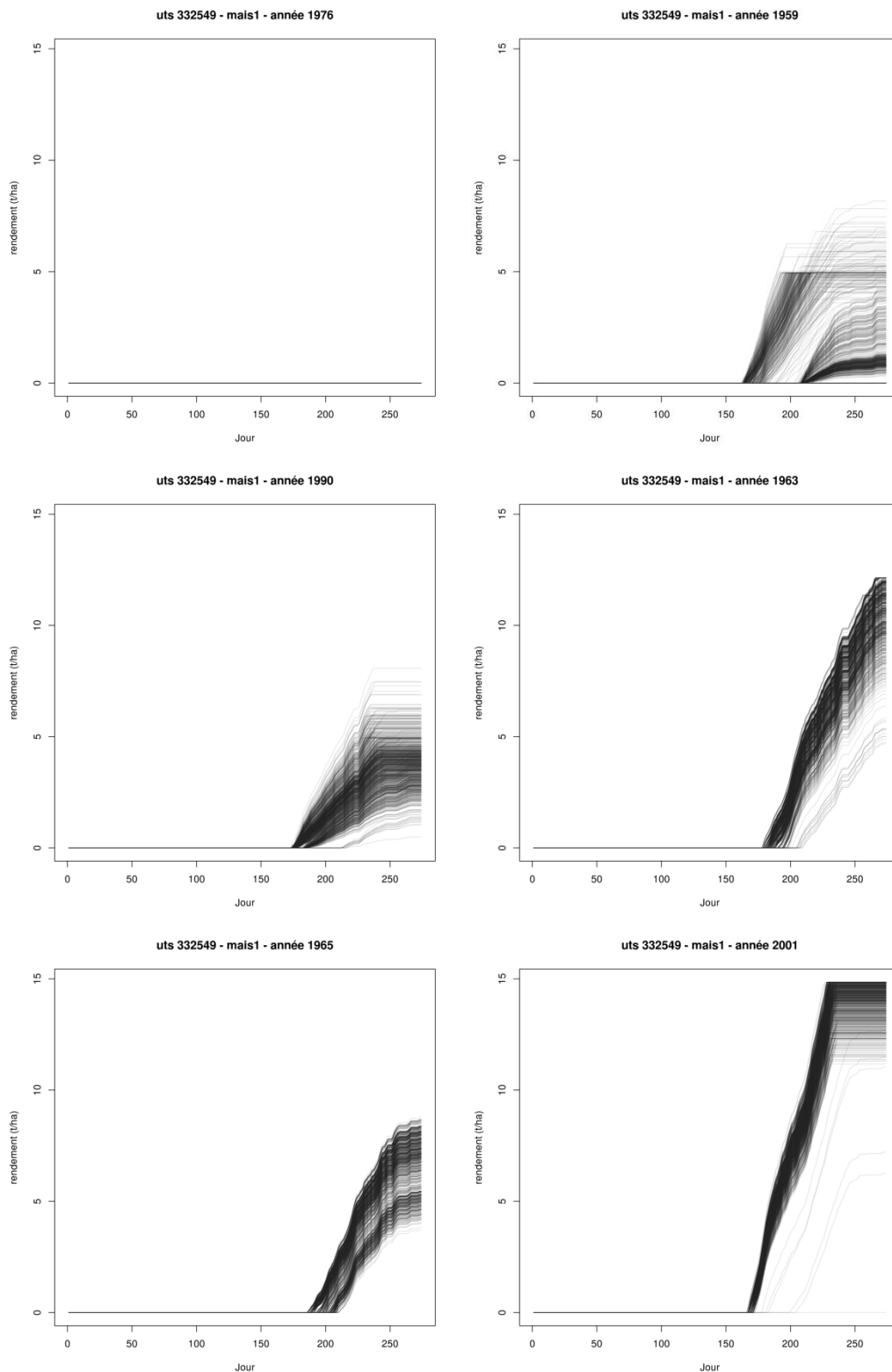


Figure 185 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la biomasse des organes récoltés ($t\ ha^{-1}$) par année climatique pour le maïs non irrigué.

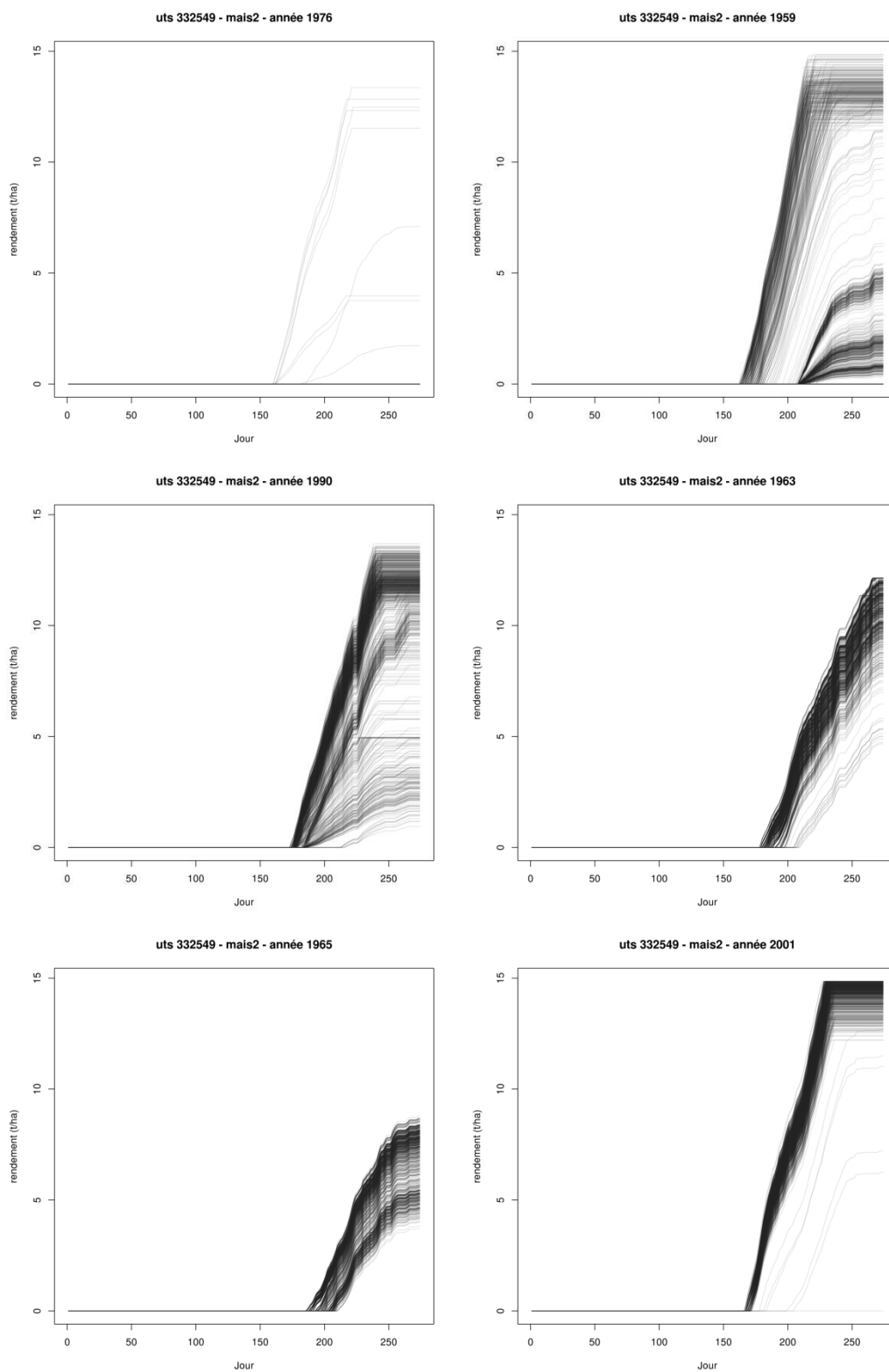


Figure 186 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la biomasse des organes récoltés ($t\ ha^{-1}$) par année climatique pour le maïs à irrigation restreinte

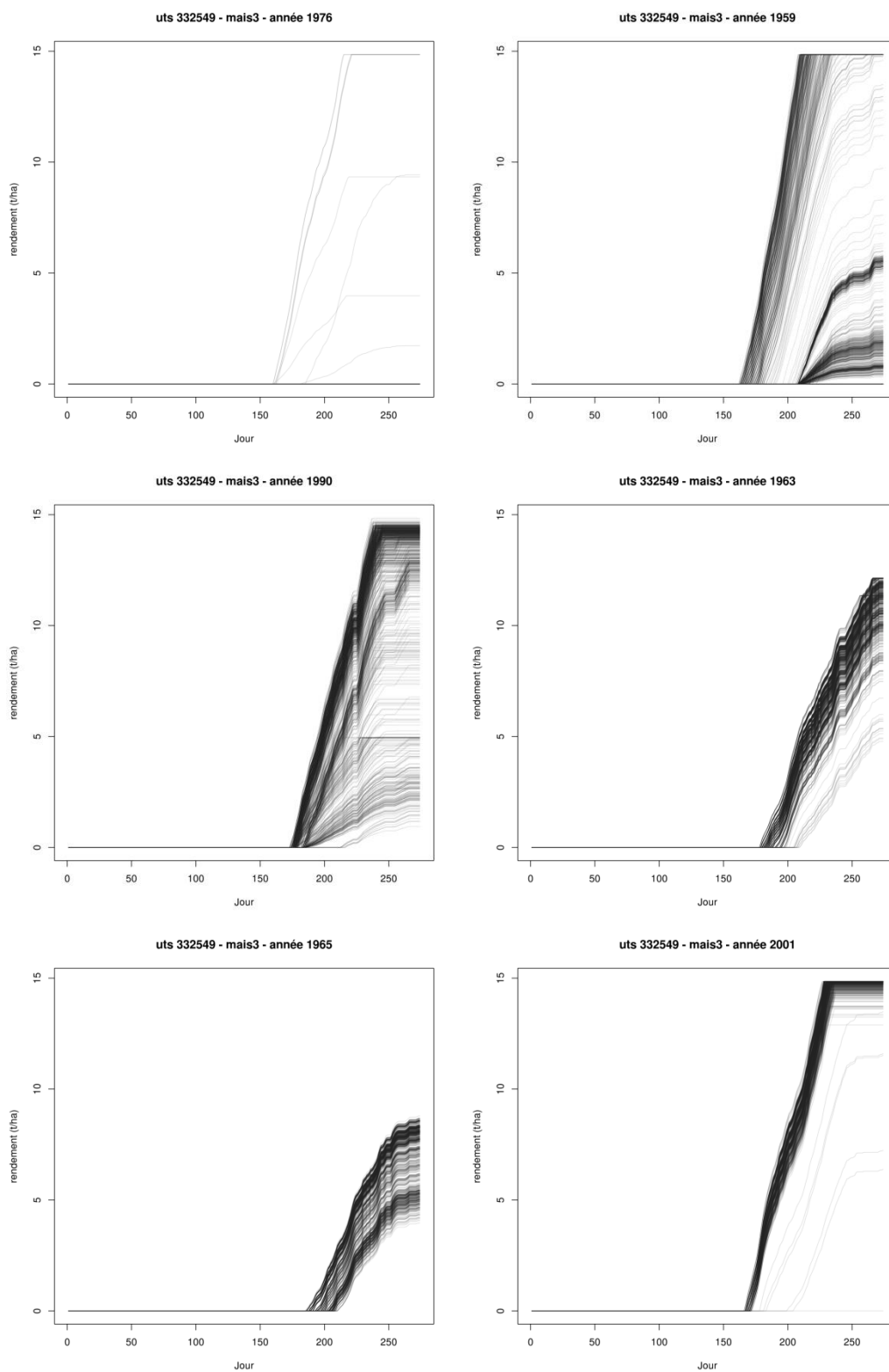


Figure 187 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la biomasse des organes récoltés ($t\ ha^{-1}$) par année climatique pour le maïs à irrigation optimale

11. Quantité d'eau apportée par irrigation

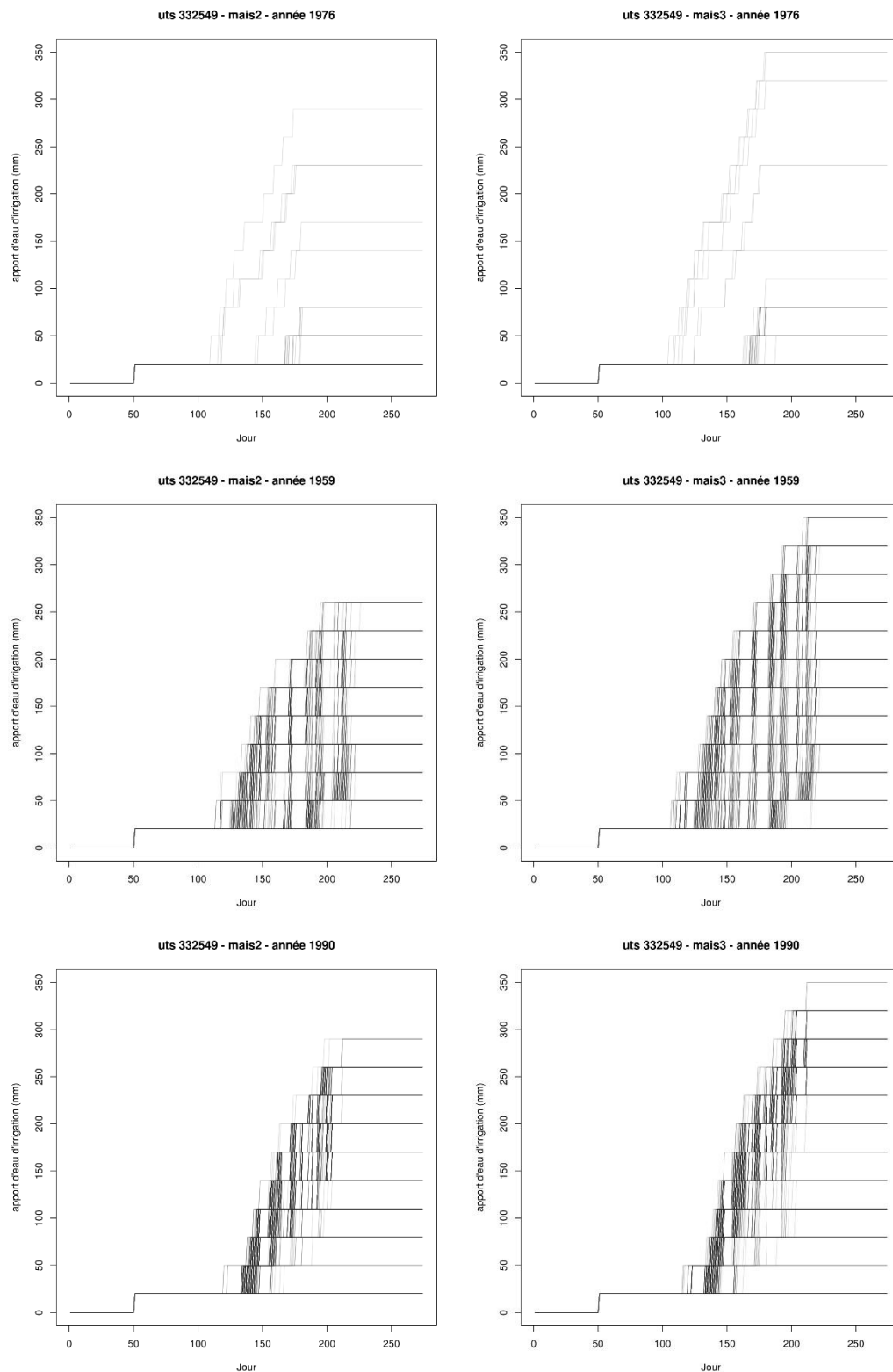


Figure 188 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la quantité d'eau apportée par irrigation (mm), par occupation (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années sèches 1976, 1959 et 1990.

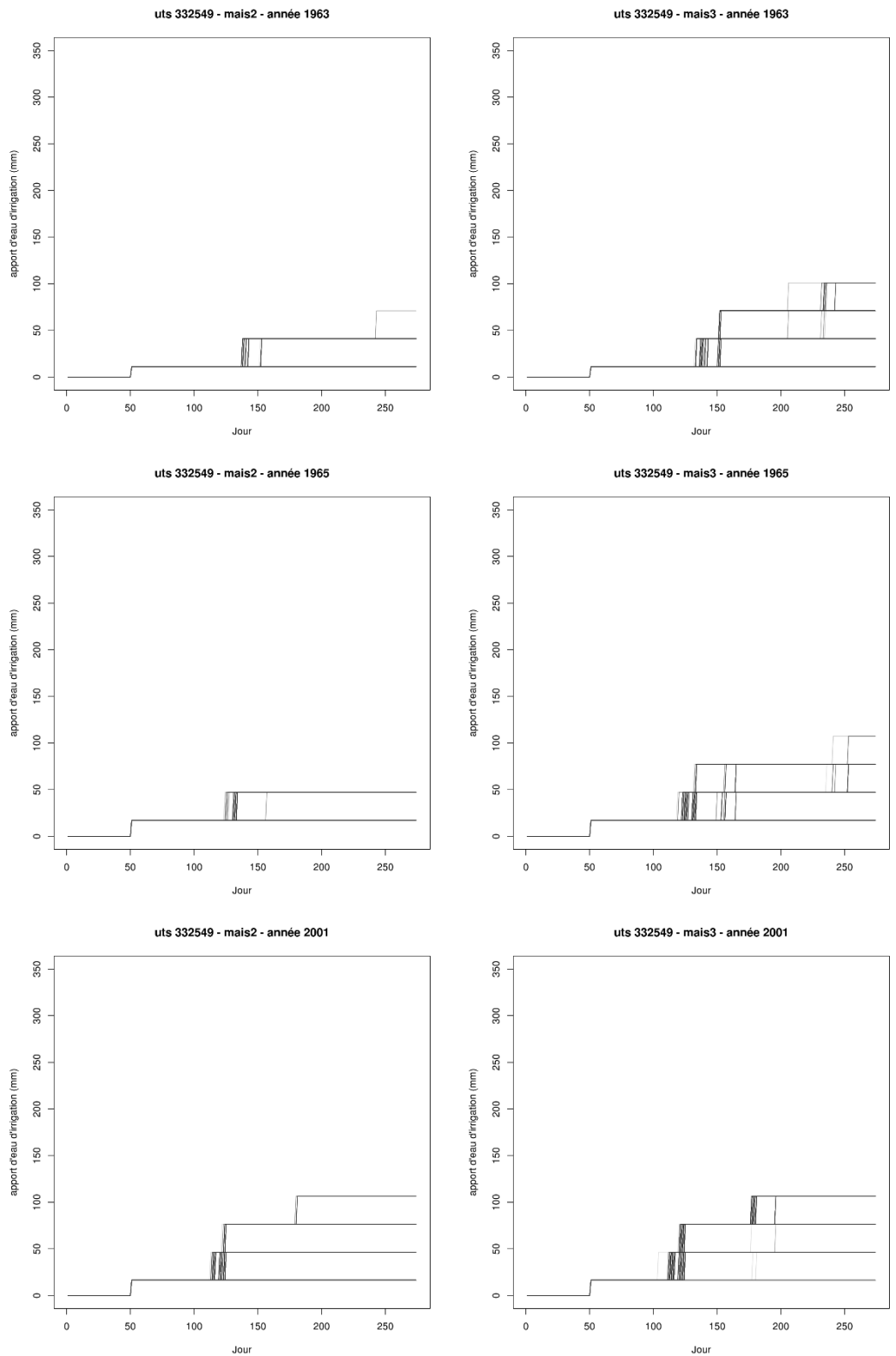


Figure 189 : superposition des courbes des 1000 simulations pour la quantité d'eau apportée par irrigation (mm), par occupation (maïs à irrigation restreinte à droite, maïs à irrigation optimale à gauche) et pour les trois années humides 1963, 1965 et 2001.

Annexe 9 : résultats complémentaires de la confrontation des scénarios

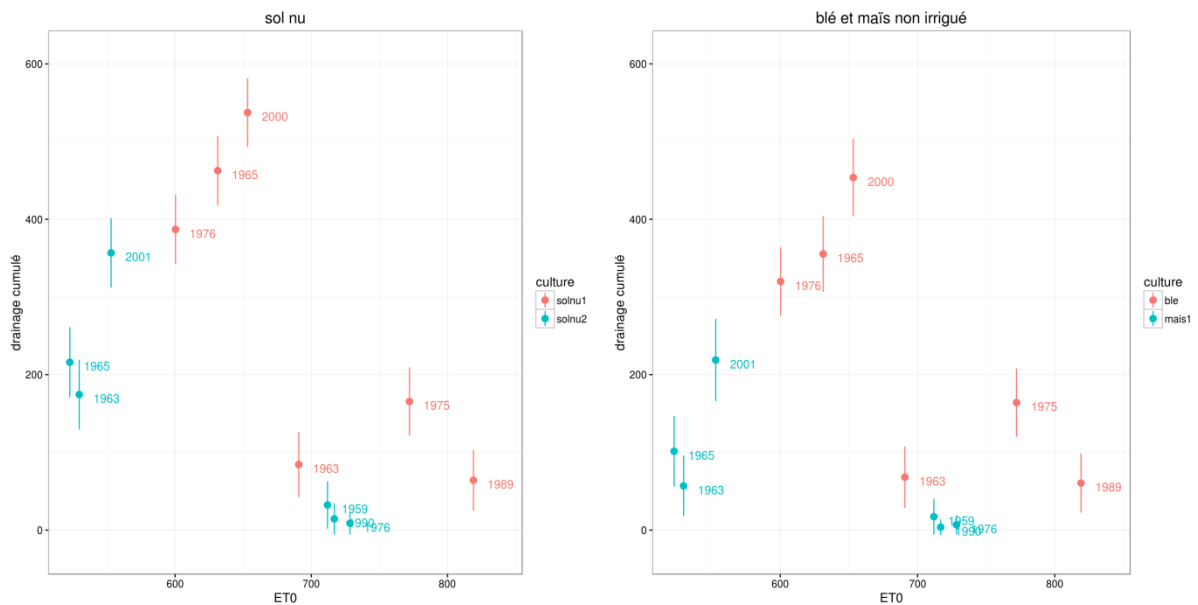


Figure 190 : drainage cumulé en fin de simulation (moyenne sur les 1000 simulations, en mm) en fonction de la somme des évapotranspirations de référence sur la période de simulation (en mm) pour les scénarios de sol nu des groupes A (solnu1) et B (solnu2) à gauche, pour les scénarios de blé et de maïs non irrigué à droite.

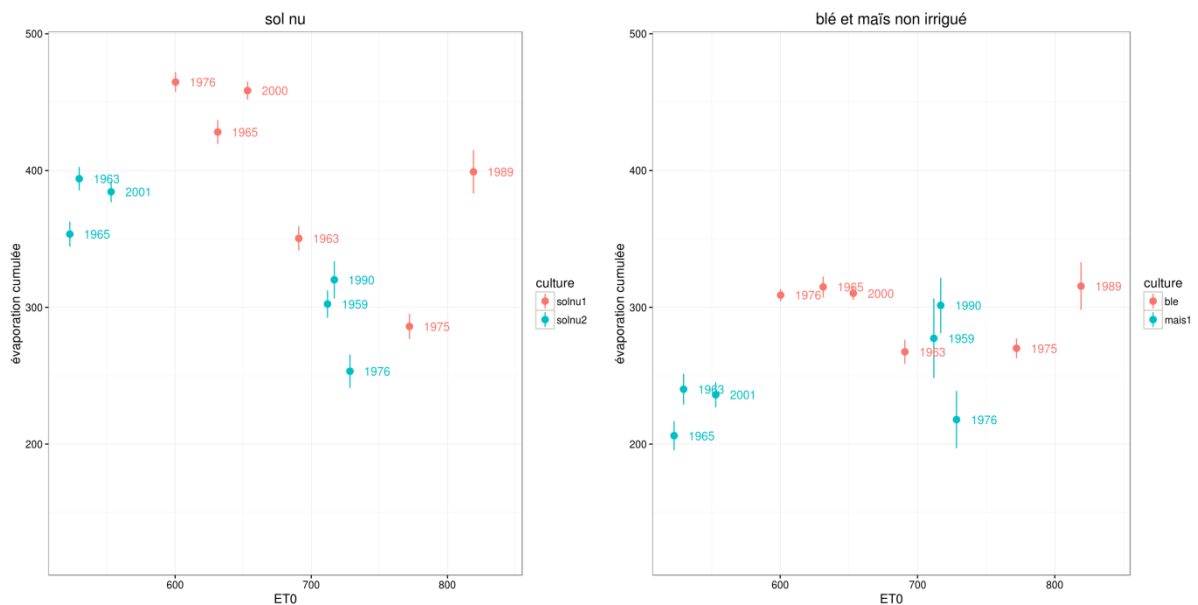


Figure 191 : évaporation cumulée en fin de simulation (moyenne sur les 1000 simulations, en mm) en fonction de la somme des évapotranspirations de référence sur la période de simulation (en mm) pour les scénarios de sol nu des groupes A (solnu1) et B (solnu2) à gauche, pour les scénarios de blé et de maïs non irrigué à droite.



Figure 192 : moyenne (barres verticales), écart-type (trait) et classement du coefficient de variation (couleur) des teneurs en eau des horizons 1 à 3 (en %), pour tous les scénarios des groupes A et B, par année climatique, de la plus sèche à la plus humide, et par occupation du sol.

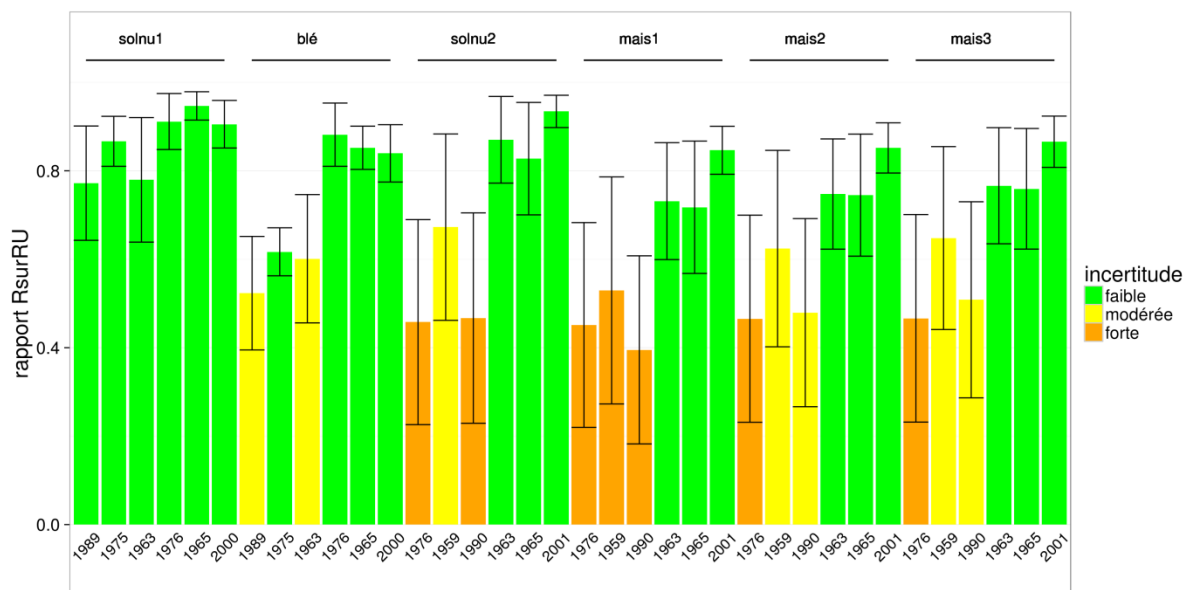


Figure 193 : moyenne (barres verticales), écart-type (trait) et classement du coefficient de variation (couleur) du rapport RSURRU (sans unité), pour tous les scénarios des groupes A et B, par année climatique, de la plus sèche à la plus humide, et par occupation du sol.

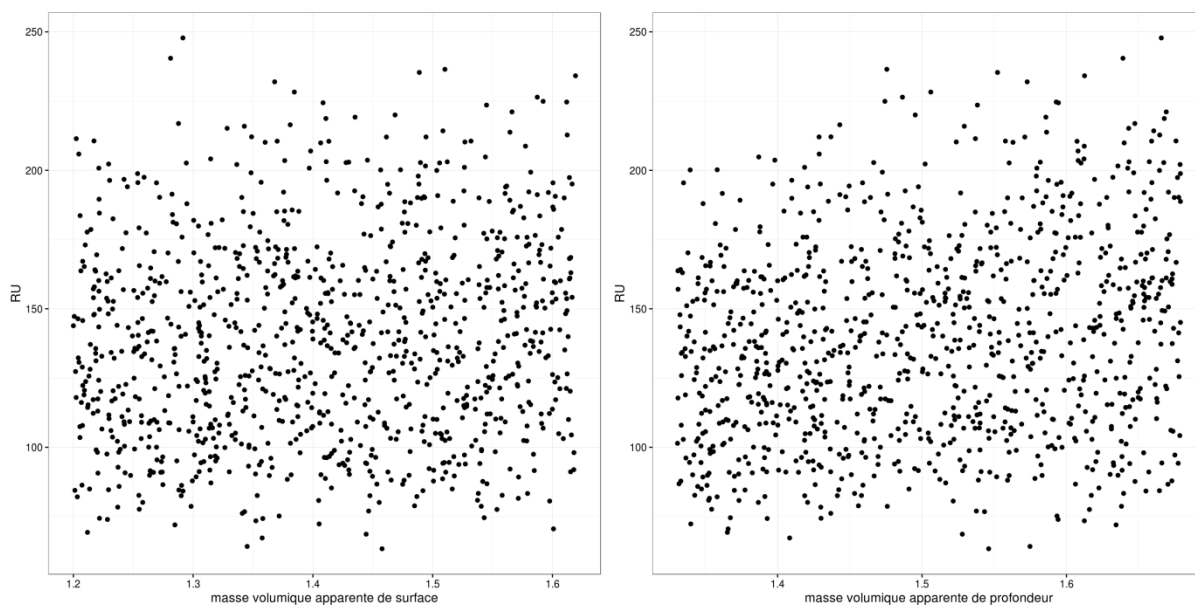


Figure 194 : Réserve Utile du sol (en mm) en fonction du facteur masse volumique apparente de surface ($DAS, g\ cm^{-3}$) à gauche et masse volumique apparente de profondeur ($DAPS, g\ cm^{-3}$) à droite.

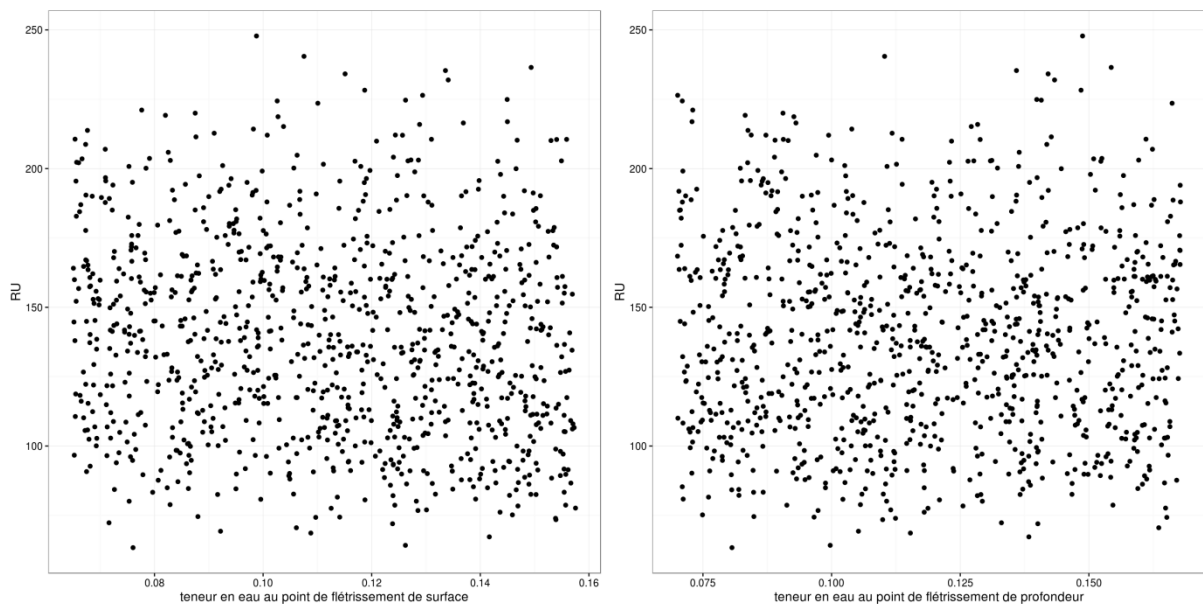


Figure 195 : Réserve Utile du sol (en mm) en fonction du facteur teneur en eau au point de flétrissement permanent de surface ($HMINS$, $g\ g^{-1}$) à gauche et teneur en eau au point de flétrissement permanent de profondeur ($HMINS$, $g\ g^{-1}$) à droite.

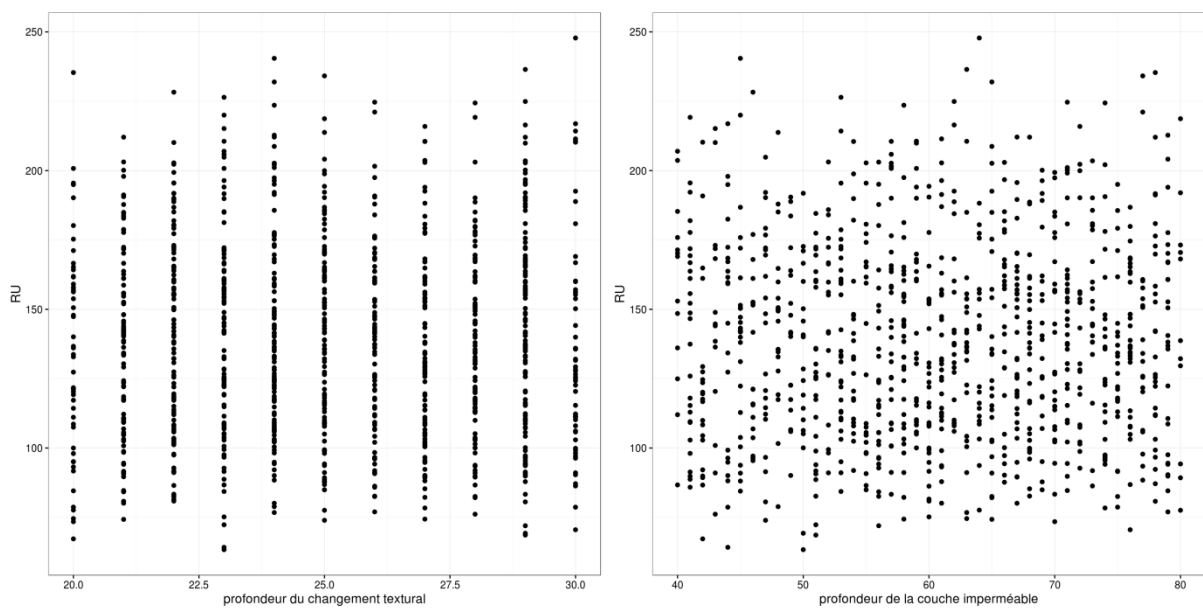


Figure 196 : Réserve Utile du sol (en mm) en fonction du facteur profondeur du changement textural (PDT , cm) à gauche et profondeur de la couche imperméable (PIL , cm) à droite

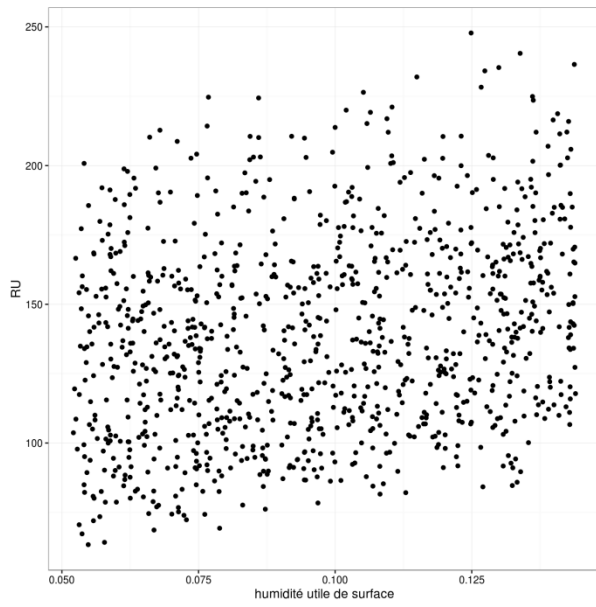


Figure 197 : Réserve Utile du sol (en mm) en fonction du facteur humidité utile de surface (*RUS*, $g\ g^{-1}$) à droite.

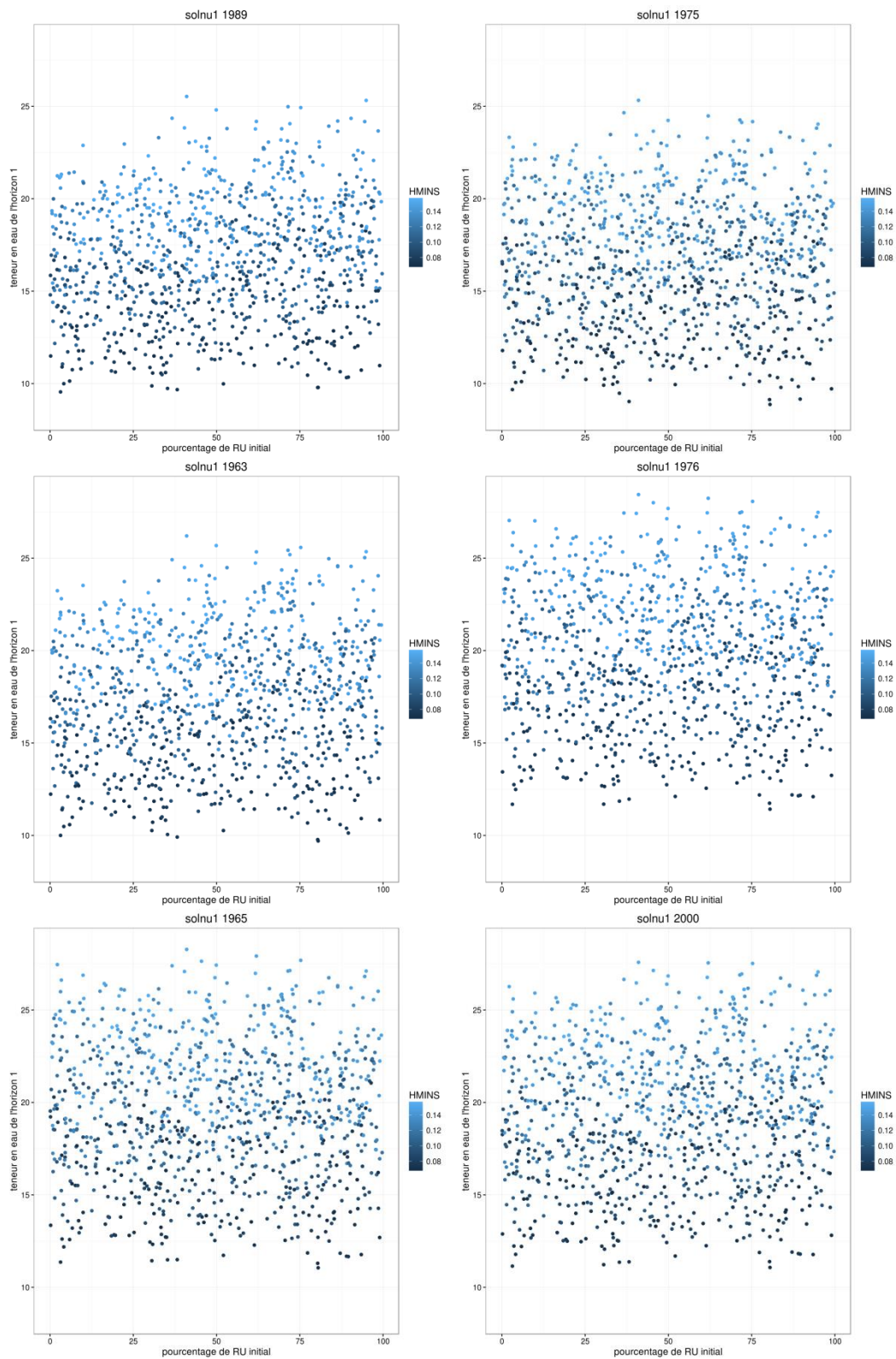


Figure 198 : teneur en eau moyenne de l'horizon 1 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe A) par année climatique

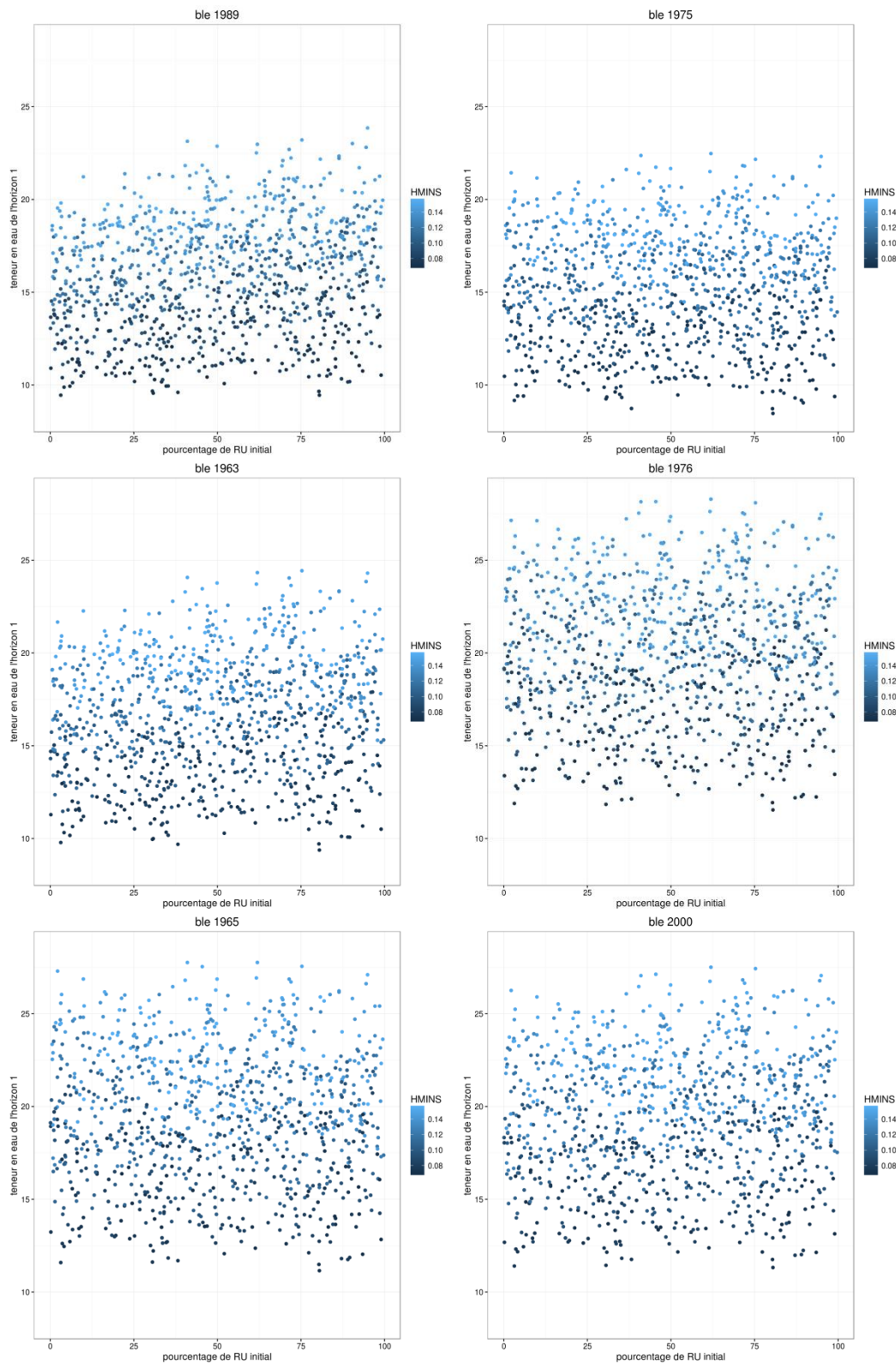


Figure 199 : teneur en eau moyenne de l'horizon 1 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le blé par année climatique

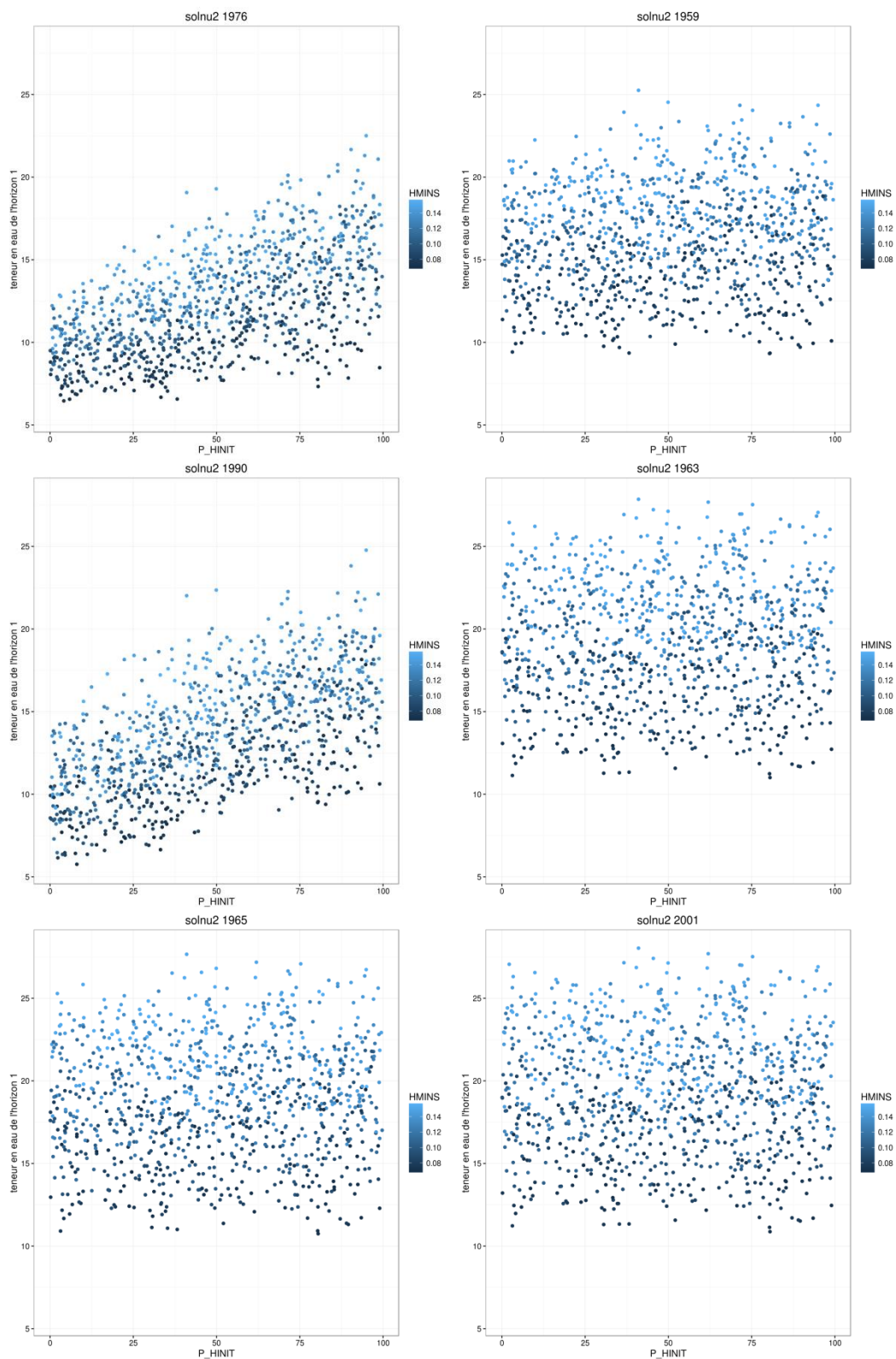


Figure 200 : teneur en eau moyenne de l'horizon 1 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe B) par année climatique

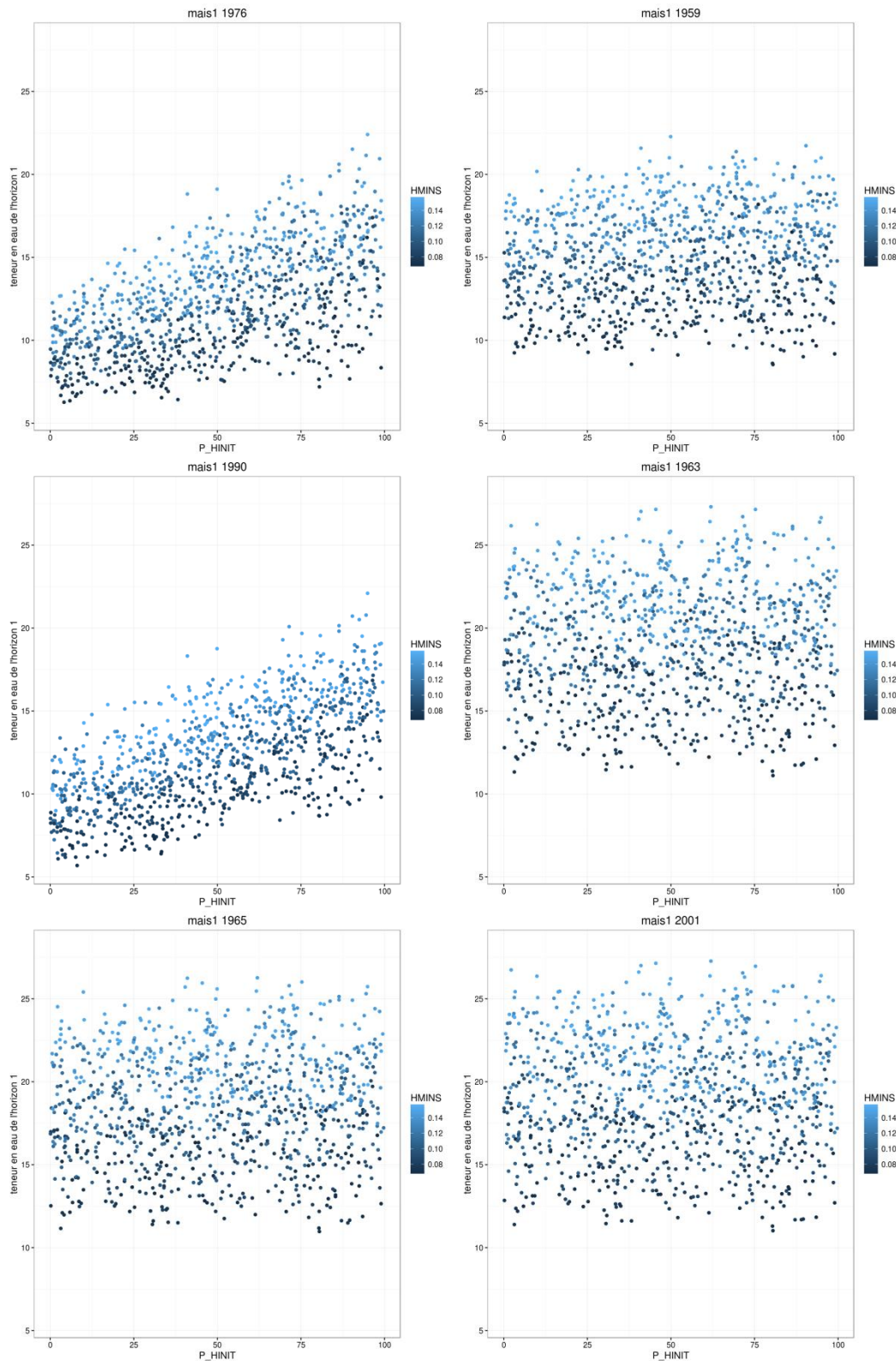


Figure 201 : teneur en eau moyenne de l'horizon 1 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs non irrigué par année climatique

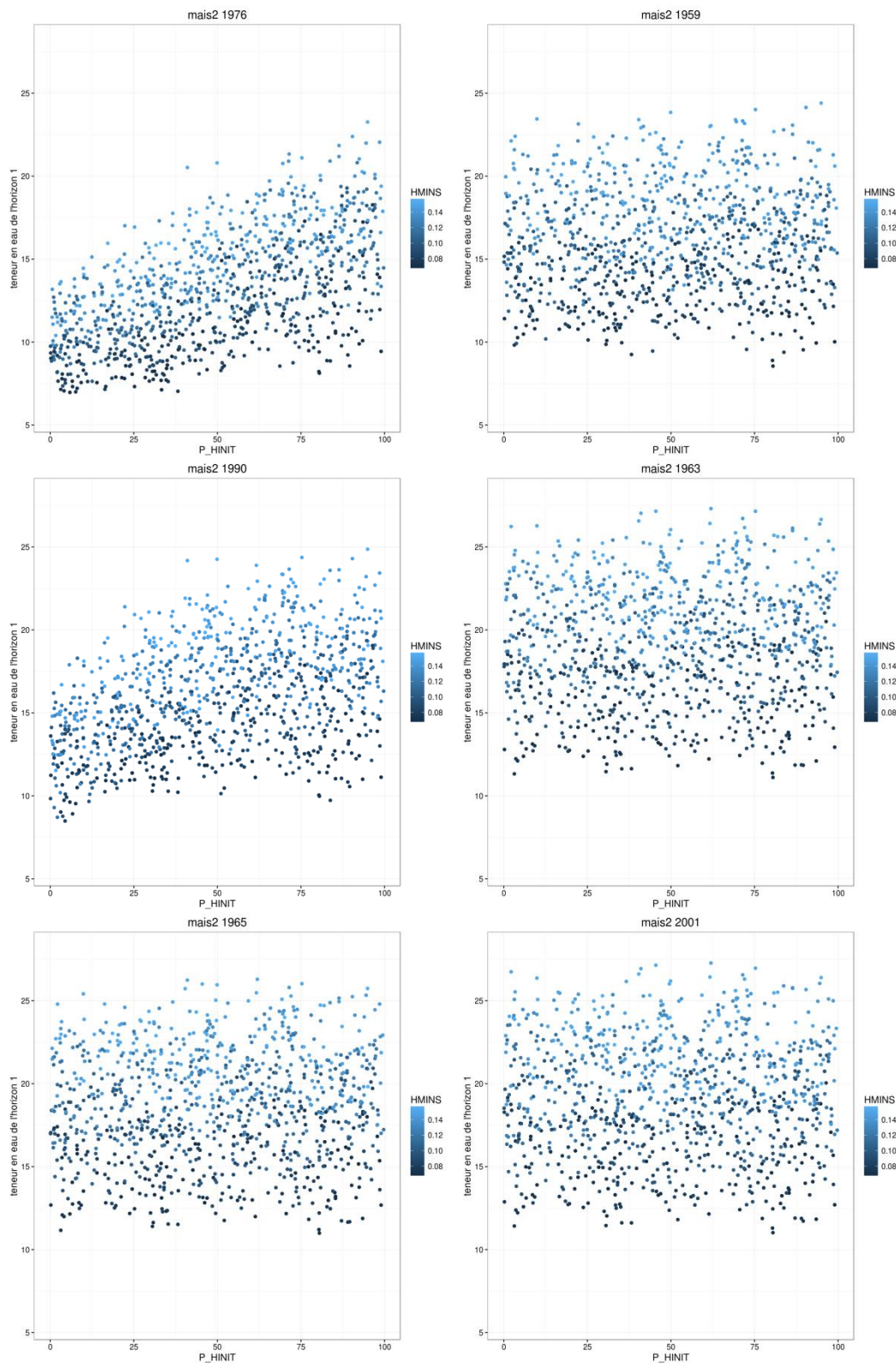


Figure 202 : teneur en eau moyenne de l'horizon 1 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation restreinte par année climatique

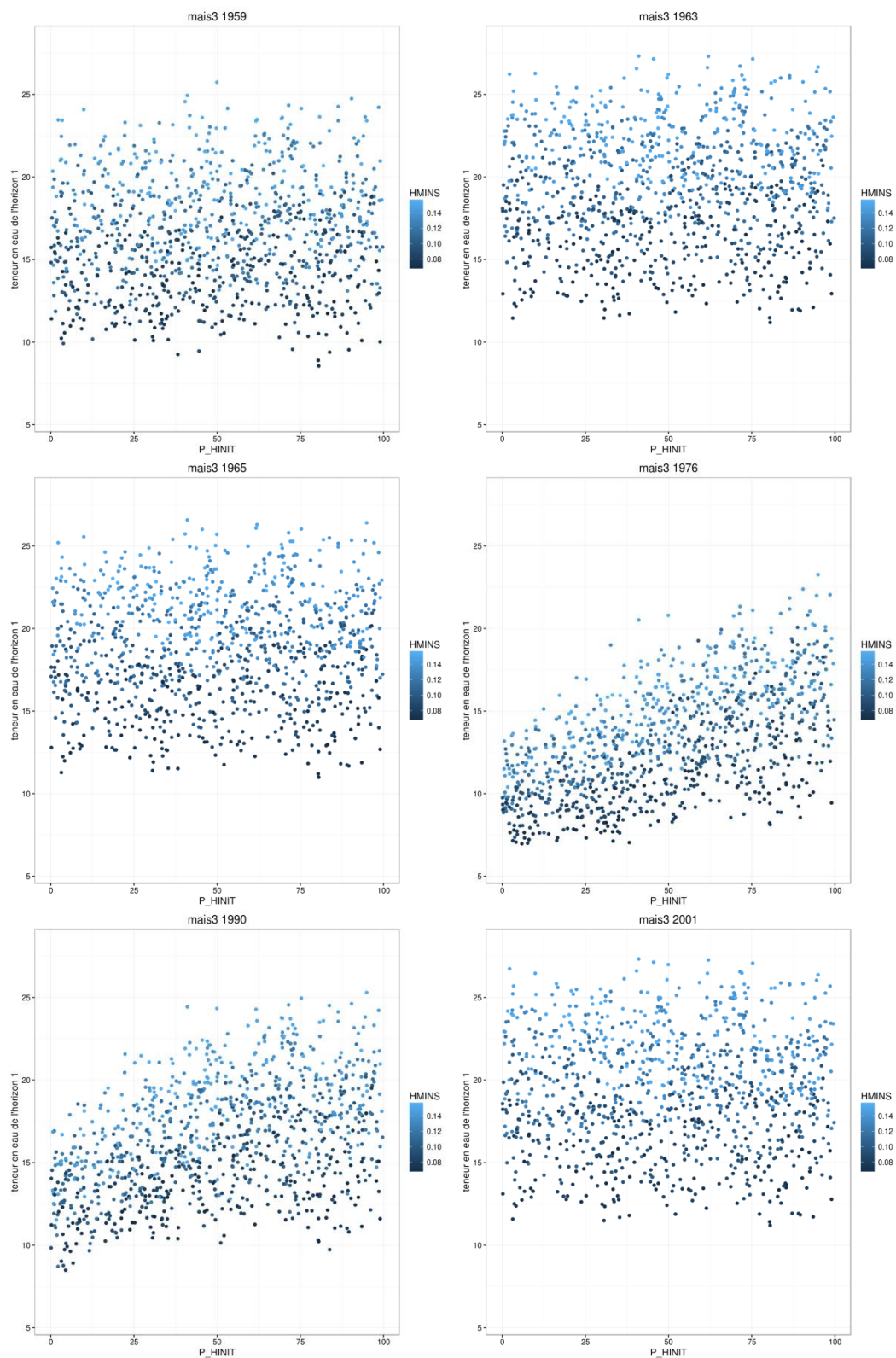


Figure 203 : teneur en eau moyenne de l'horizon 1 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation optimale par année climatique

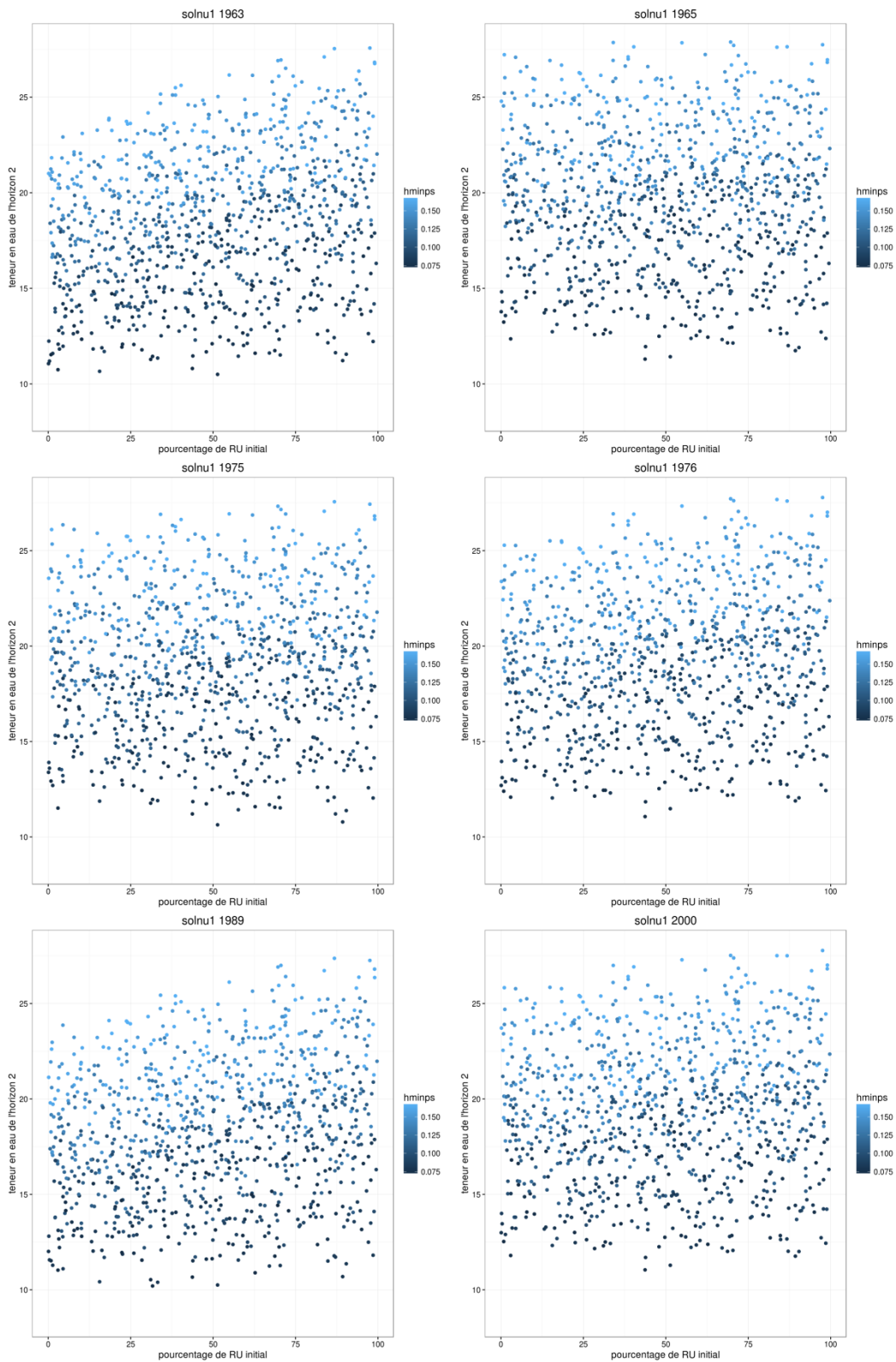


Figure 204 : teneur en eau moyenne de l'horizon 2 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe A) par année climatique

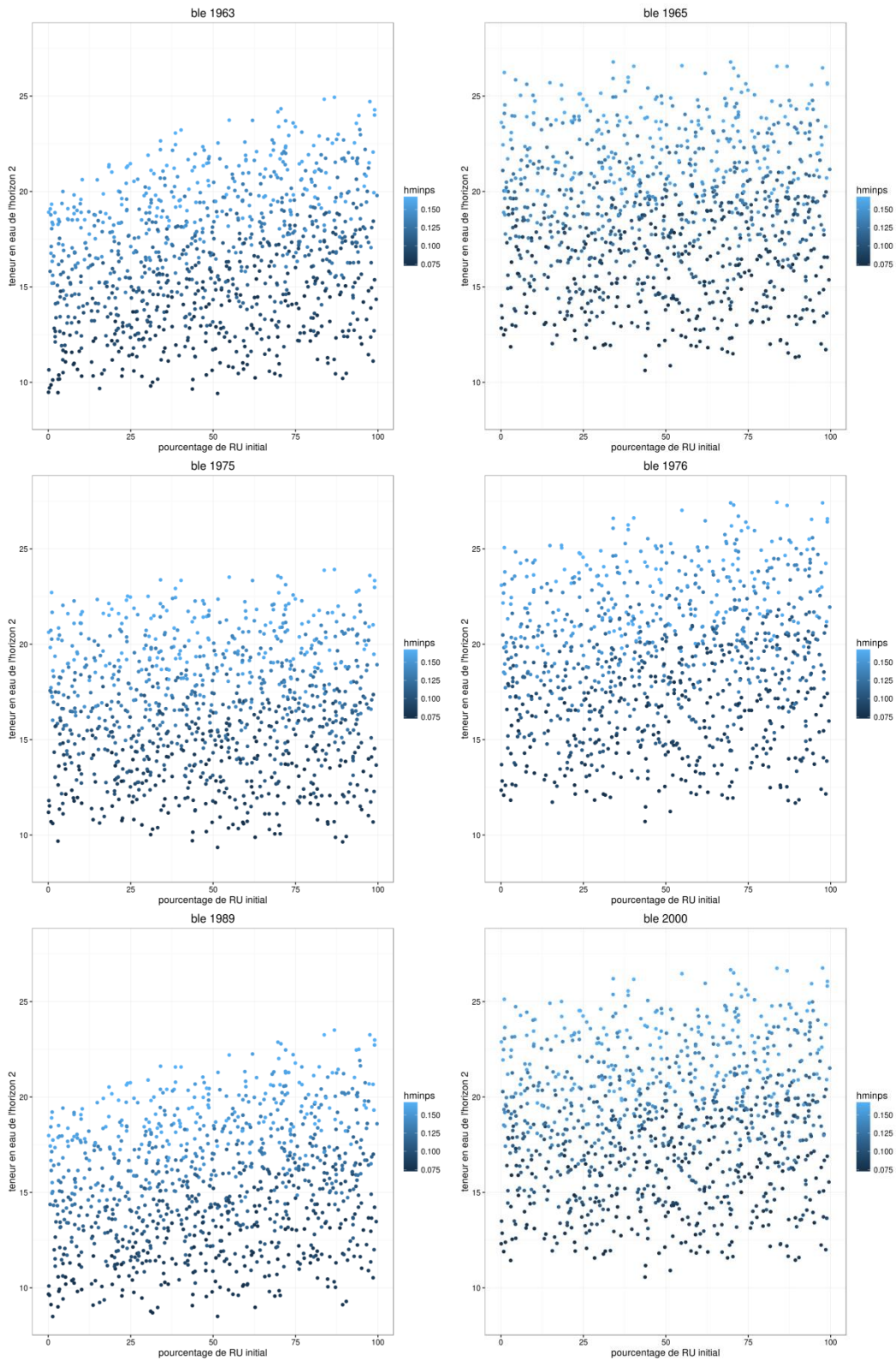


Figure 205 : teneur en eau moyenne de l'horizon 2 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le blé par année climatique

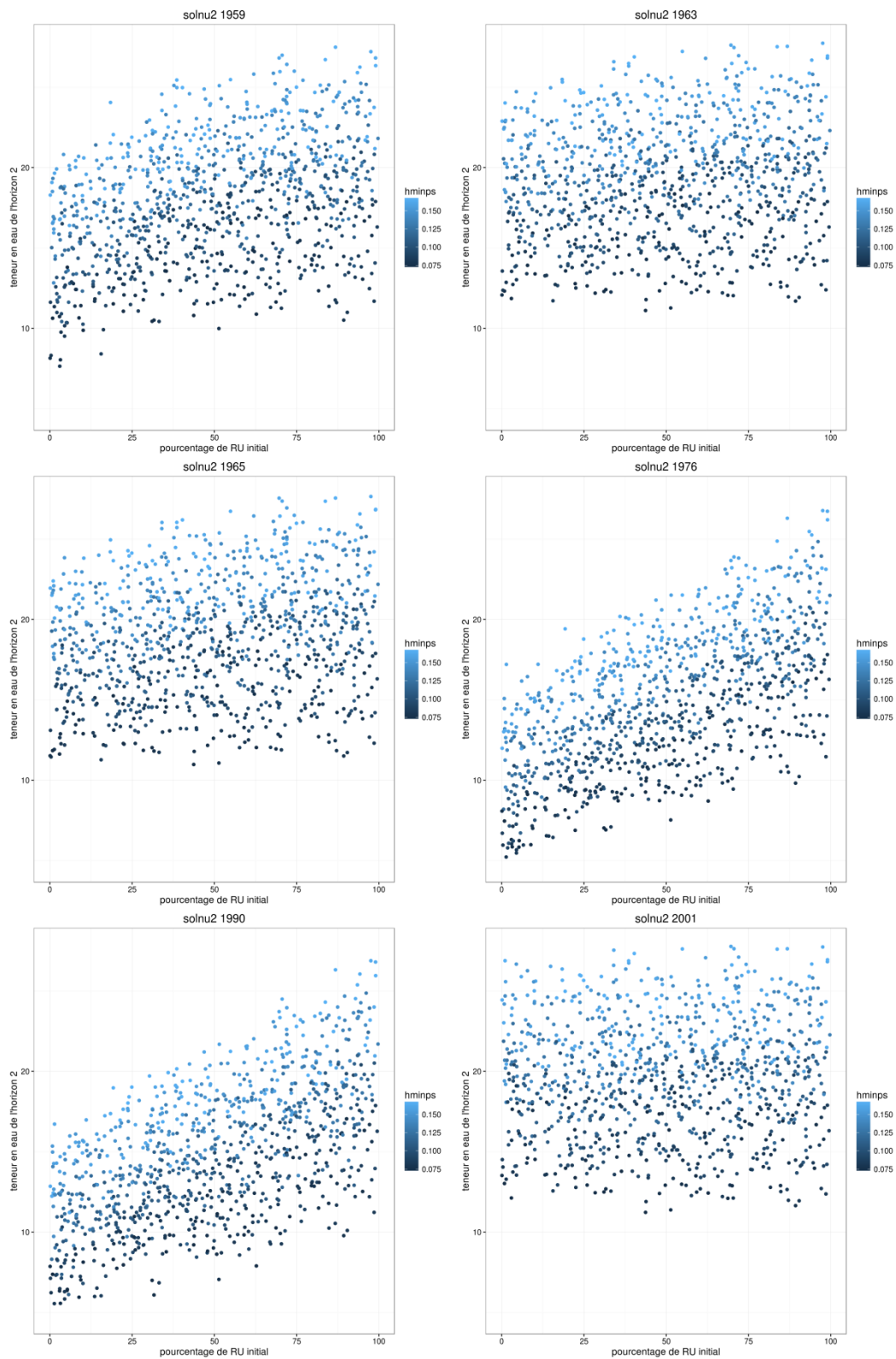


Figure 206 : teneur en eau moyenne de l'horizon 2 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe B) par année climatique

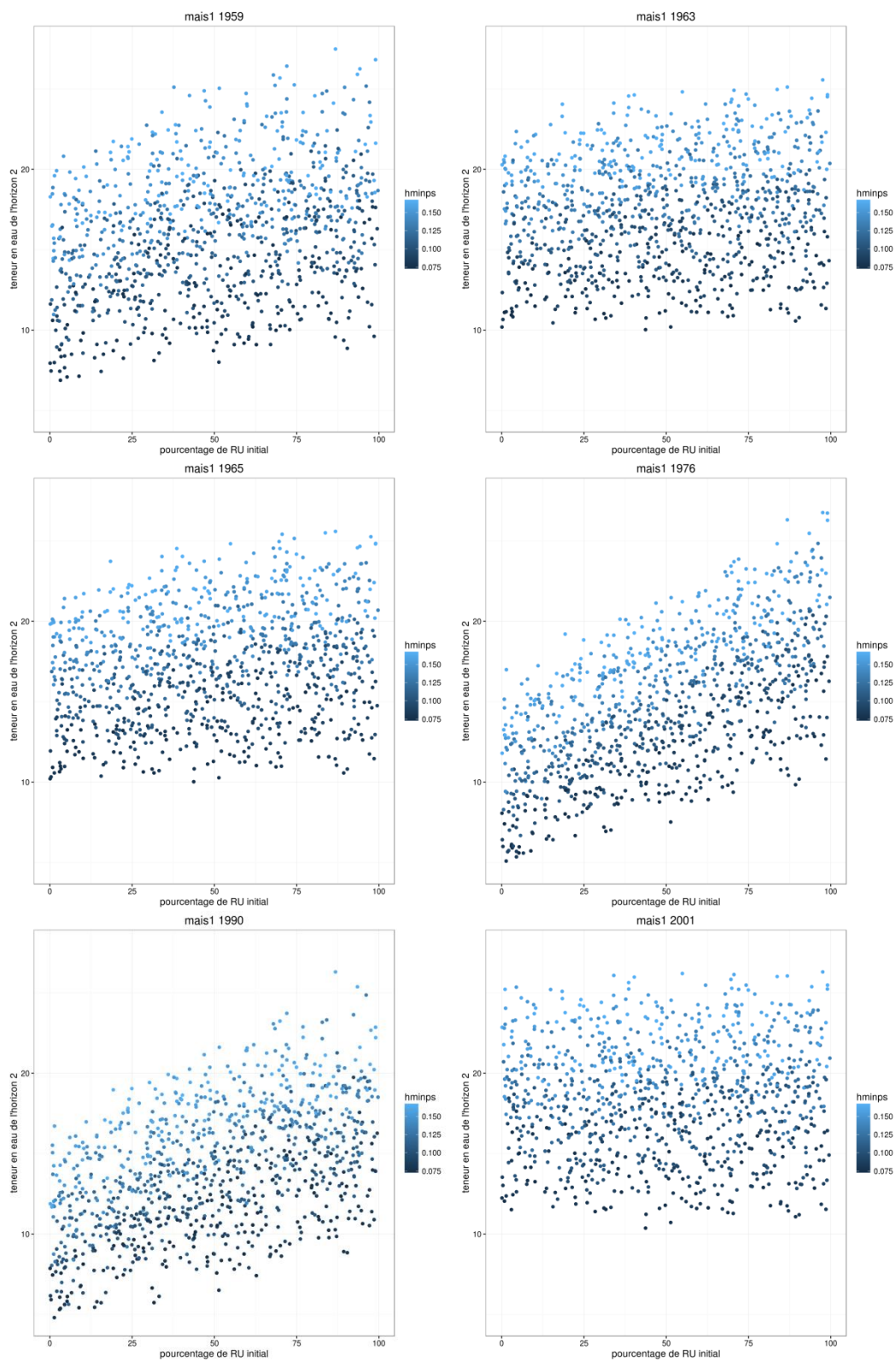


Figure 207 : teneur en eau moyenne de l'horizon 2 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs non irrigué par année climatique

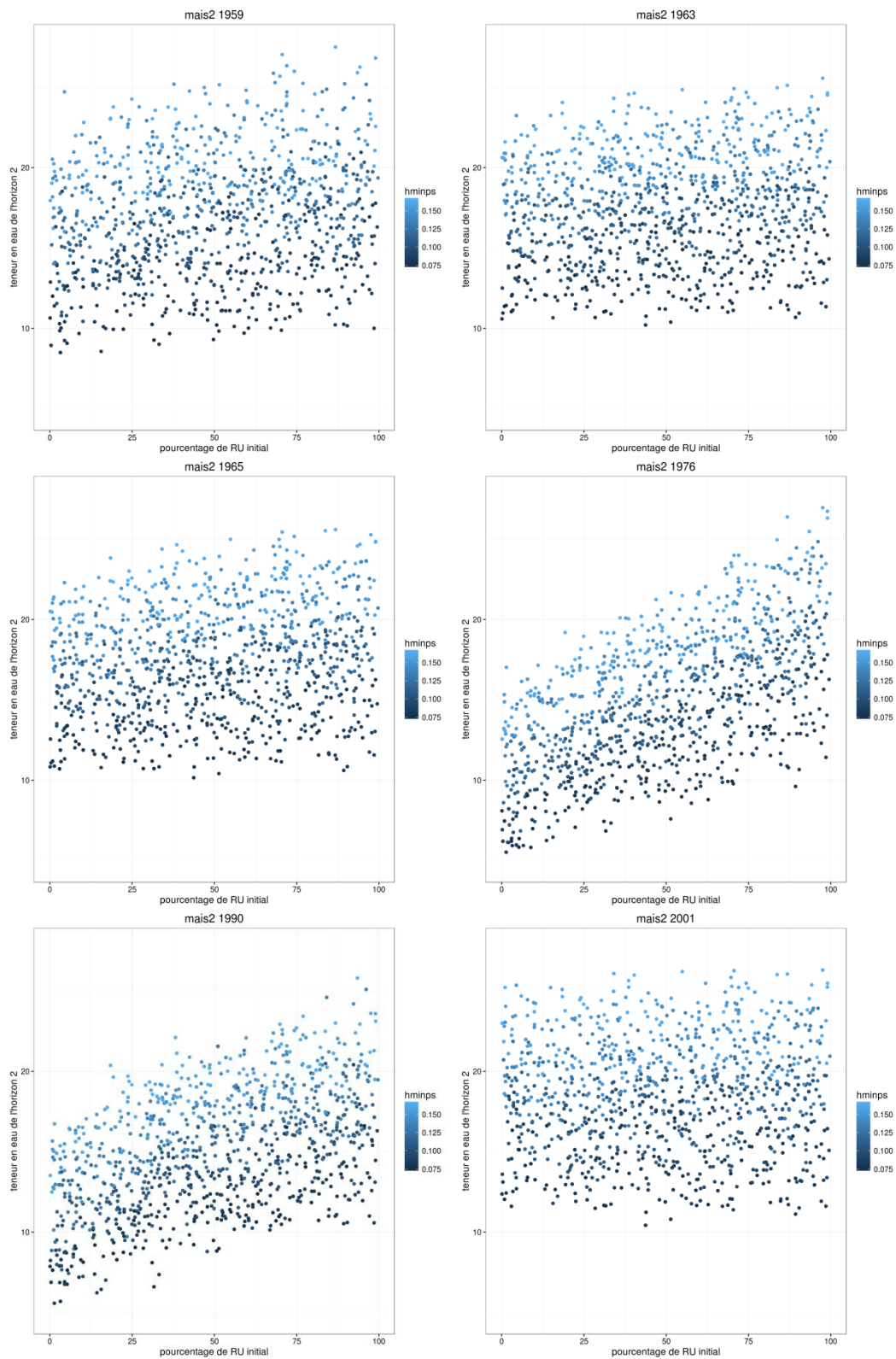


Figure 208 : teneur en eau moyenne de l'horizon 2 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation restreinte par année climatique

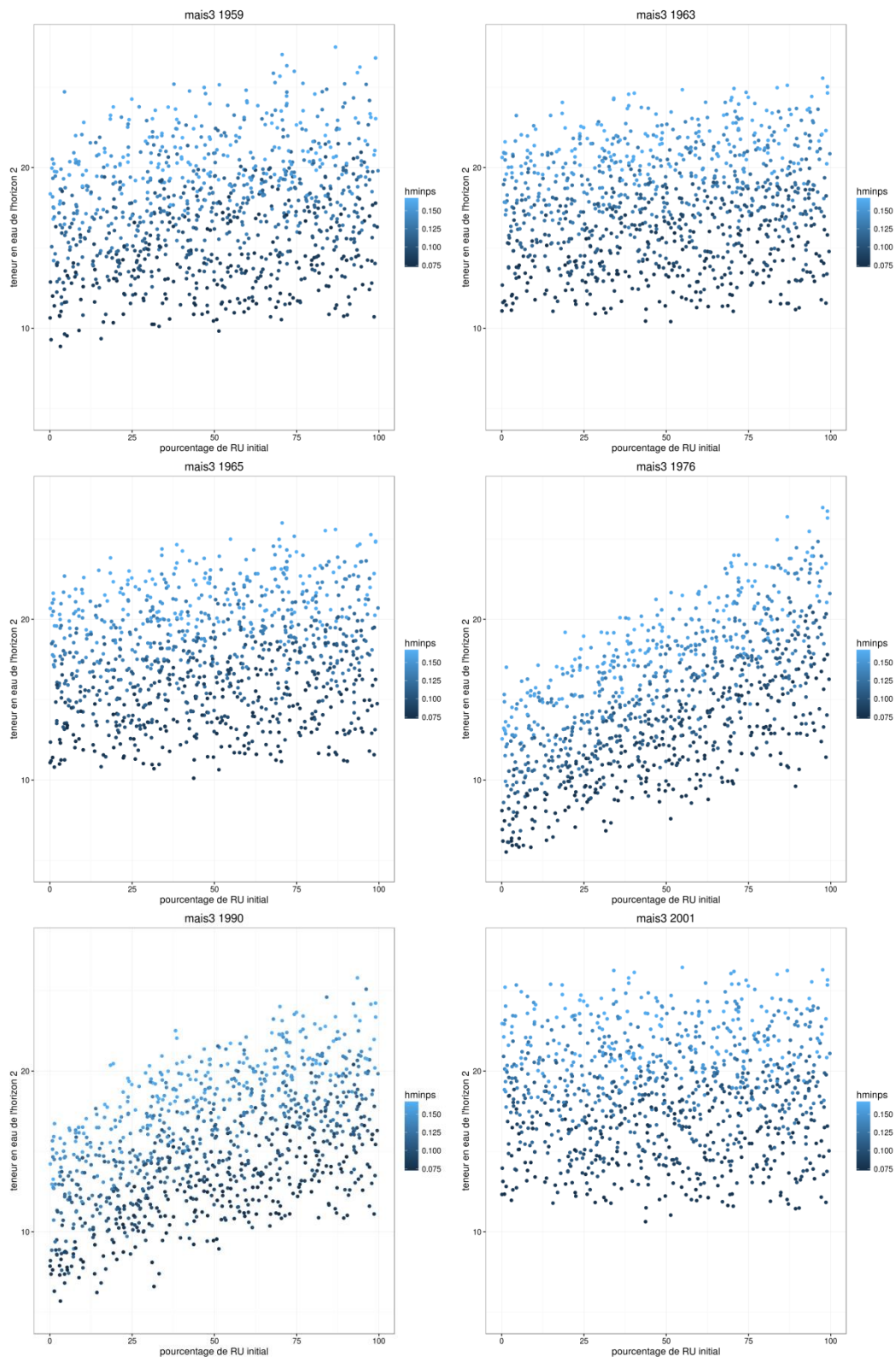


Figure 209 : teneur en eau moyenne de l'horizon 2 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation optimale par année climatique

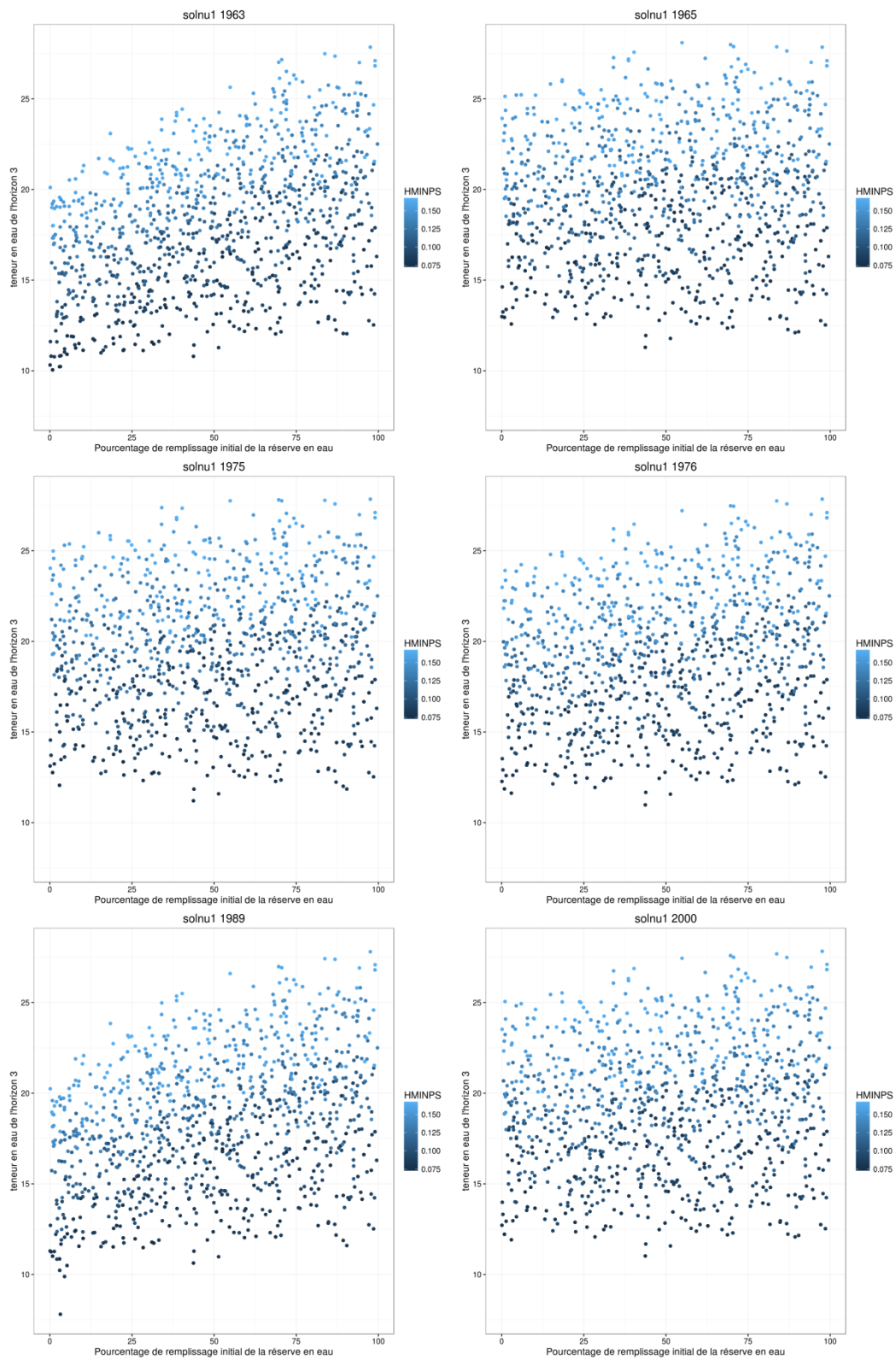


Figure 210 : teneur en eau moyenne de l'horizon 3 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe A) par année climatique

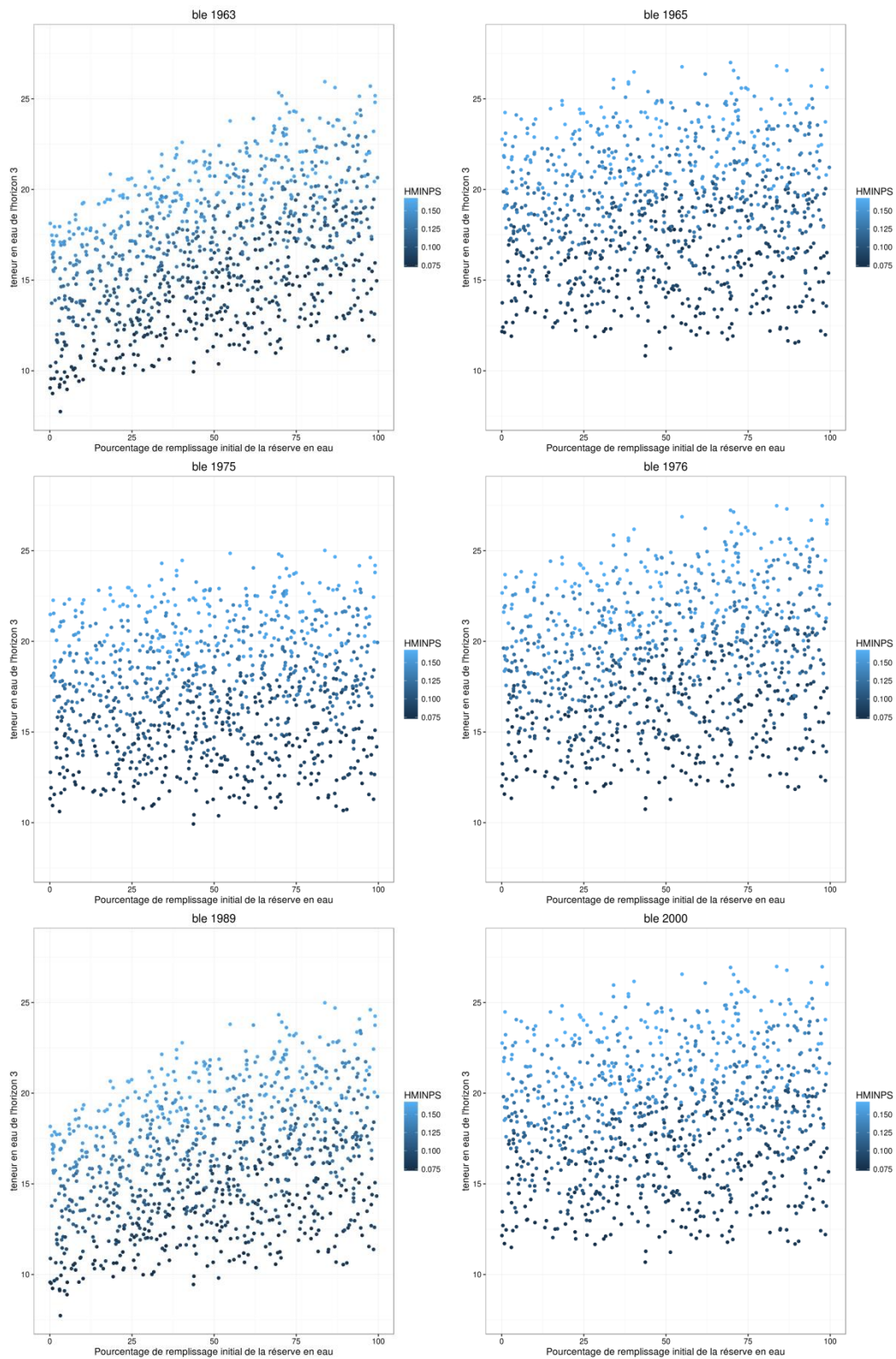


Figure 211 : teneur en eau moyenne de l'horizon 3 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le blé par année climatique

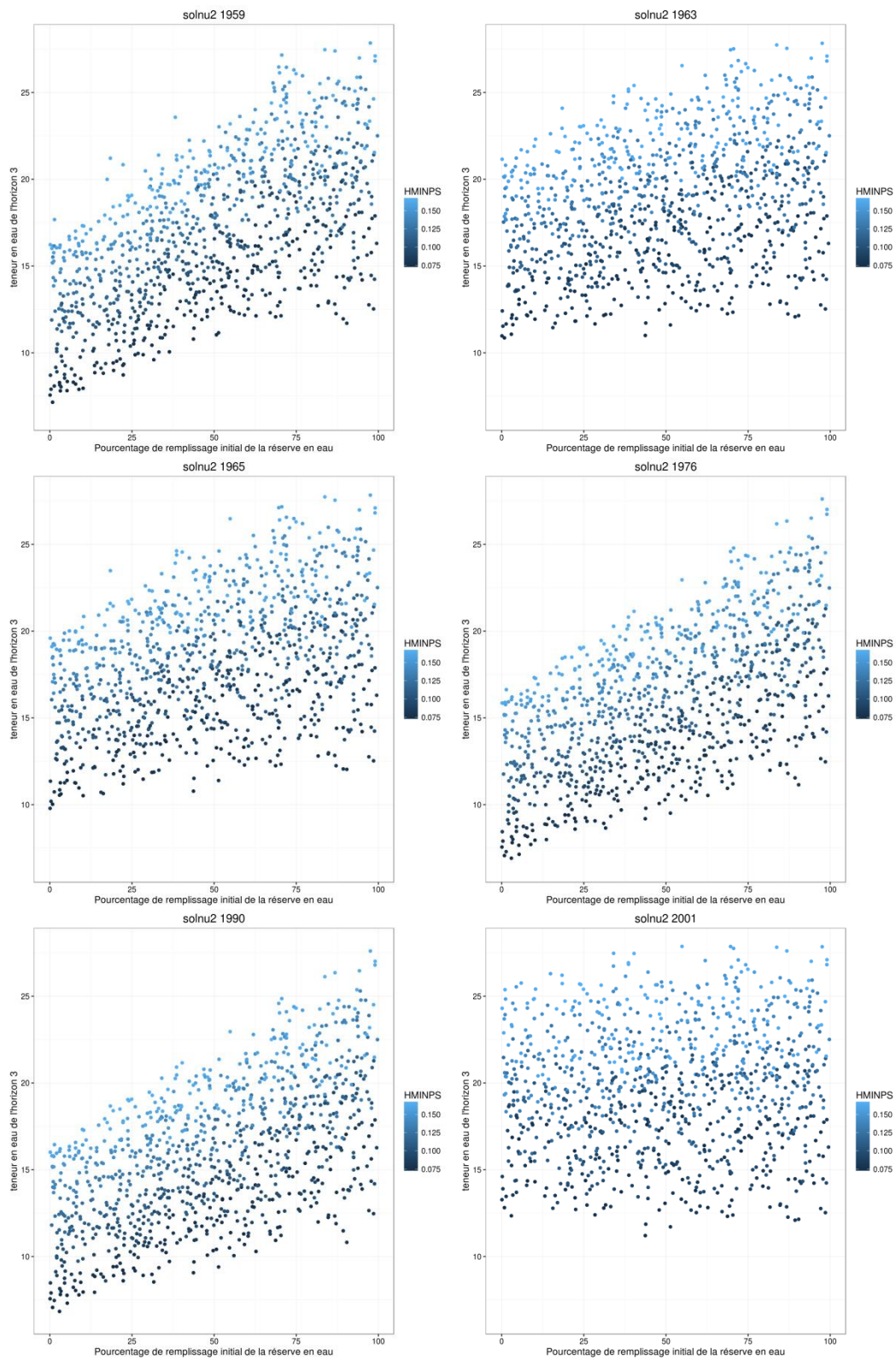


Figure 212 : teneur en eau moyenne de l'horizon 3 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe B) par année climatique

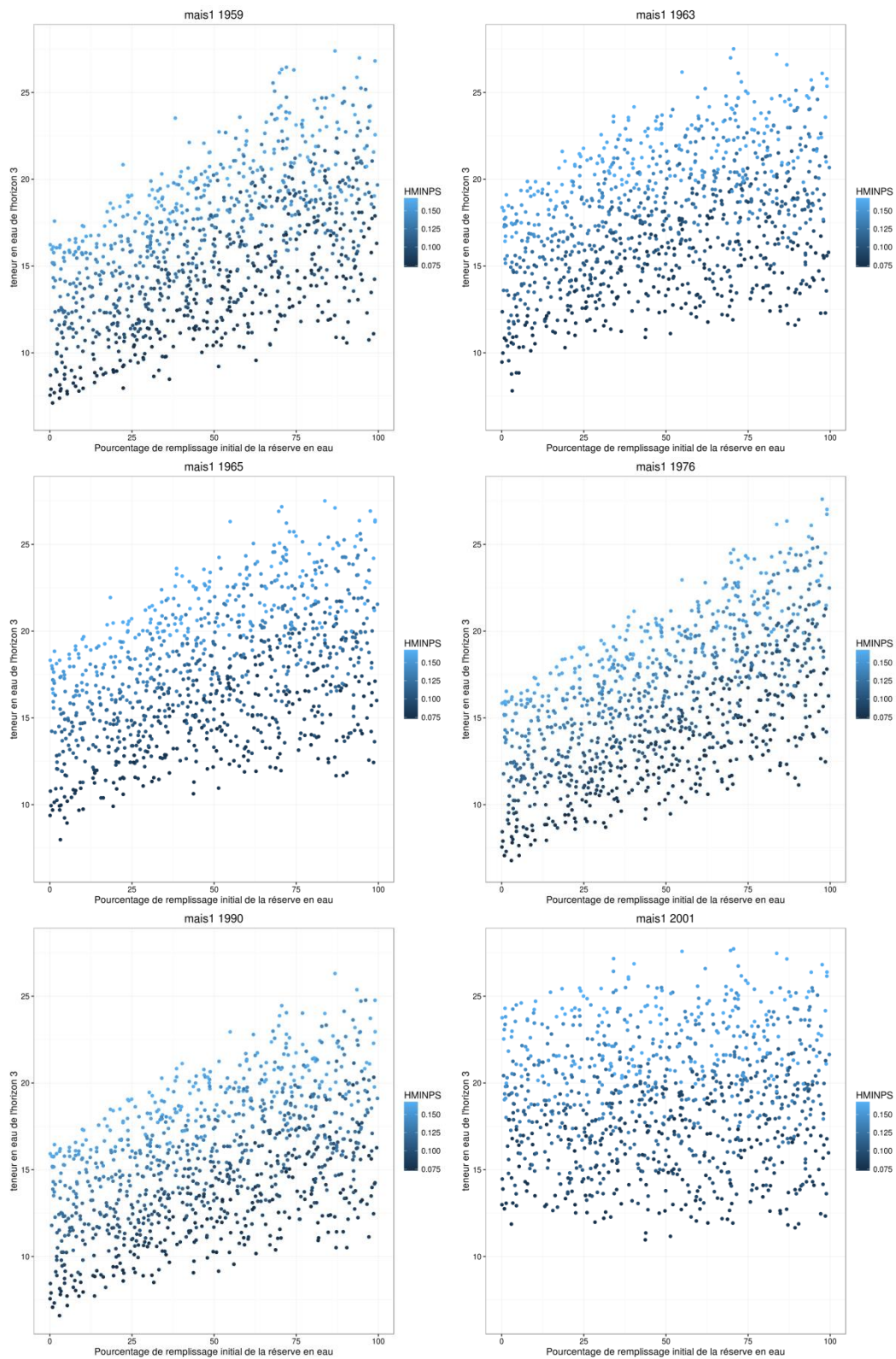


Figure 213 : teneur en eau moyenne de l'horizon 3 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs non irrigué par année climatique

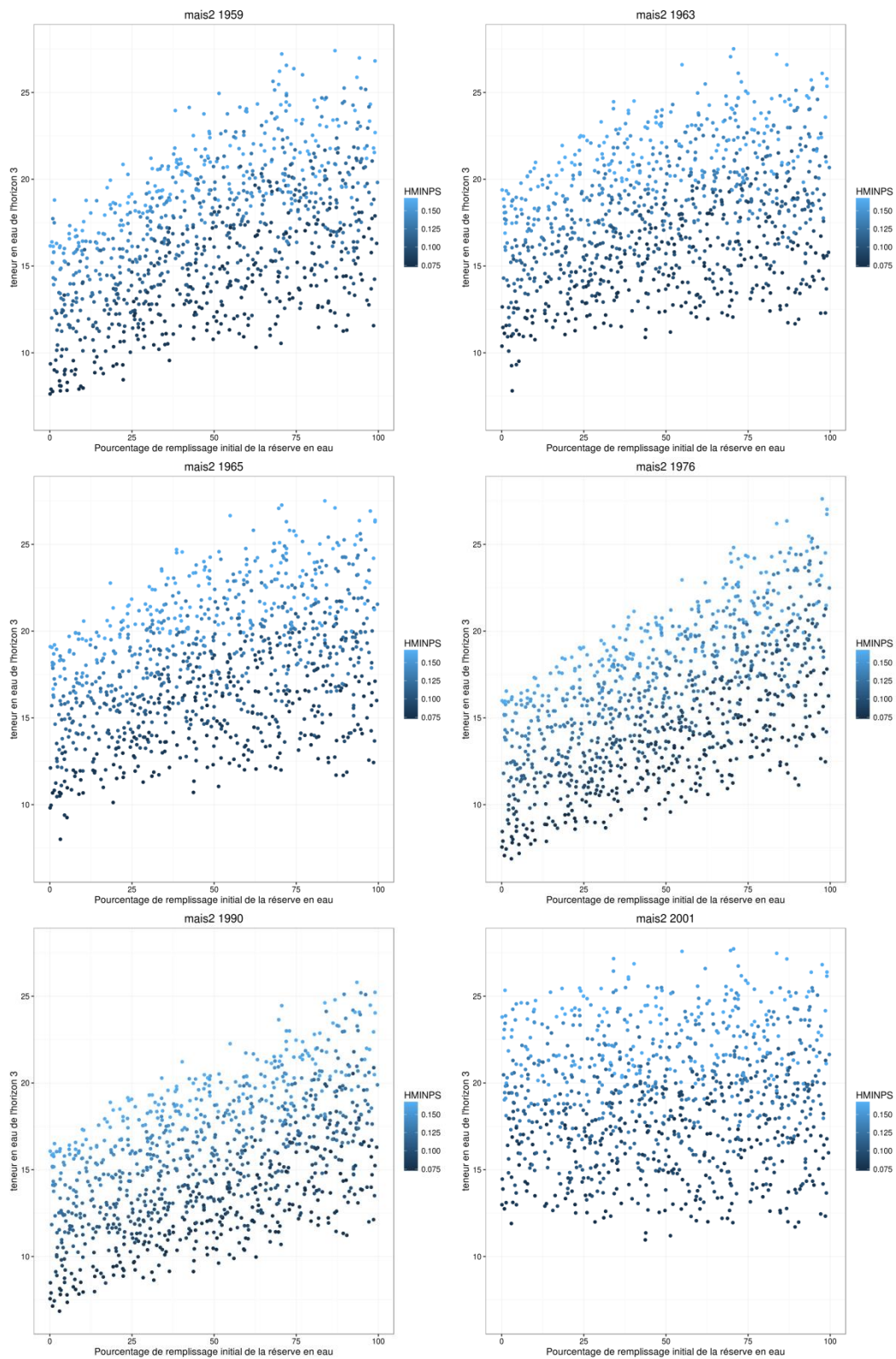


Figure 214 : teneur en eau moyenne de l'horizon 3 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation restreinte par année climatique

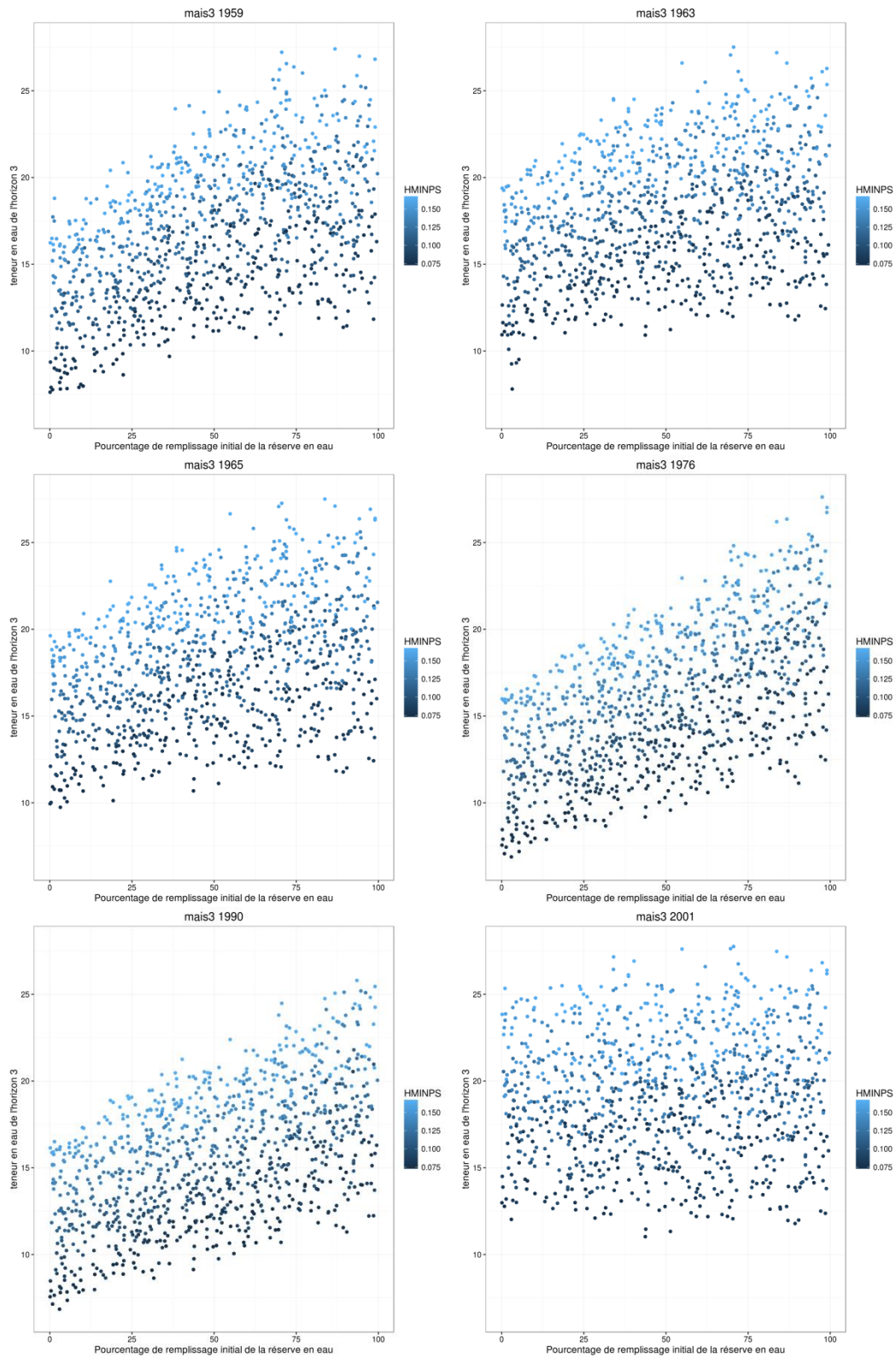


Figure 215 : teneur en eau moyenne de l'horizon 3 (%), calculée sur la période de simulation, en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation optimale par année climatique

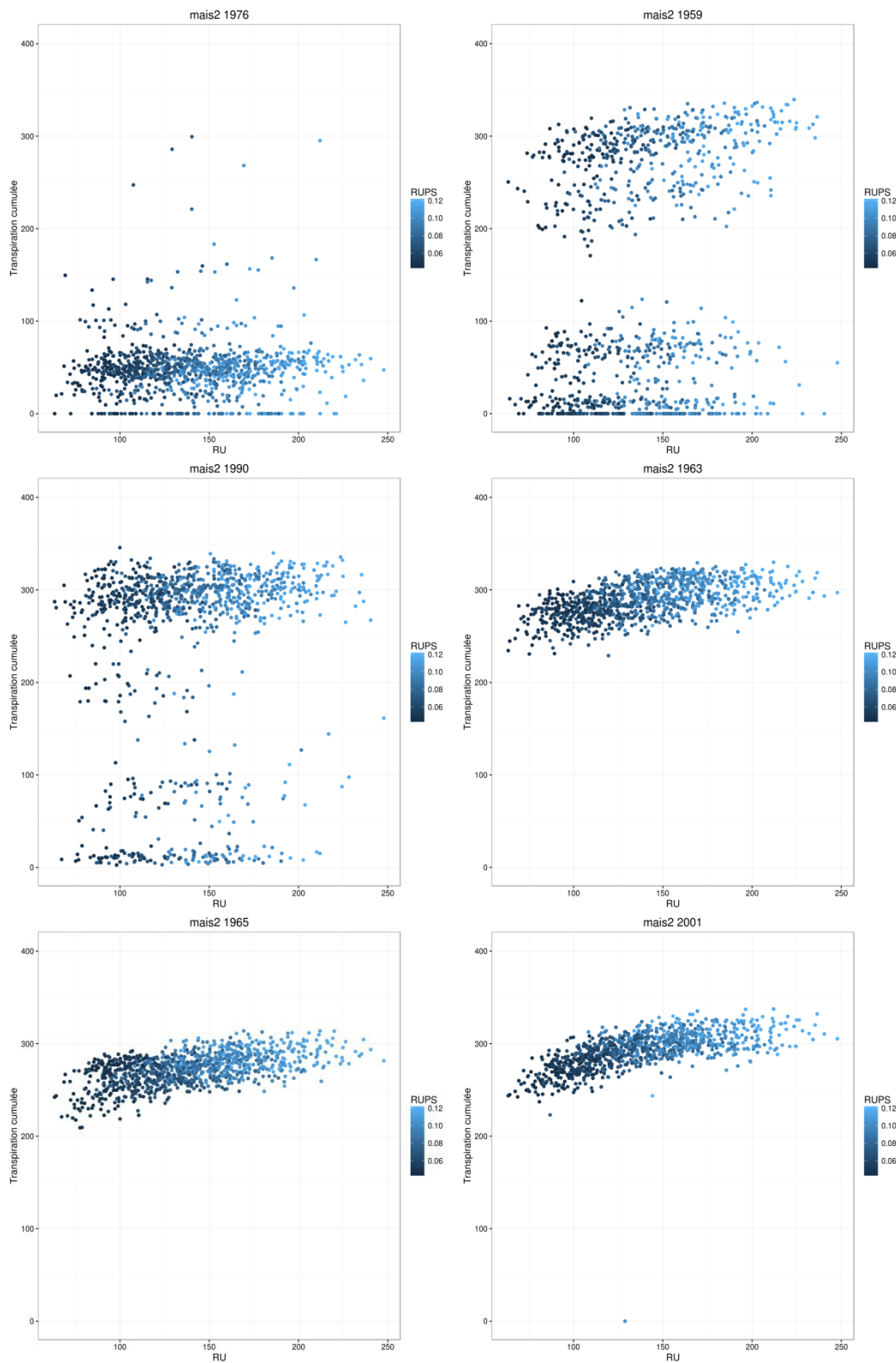


Figure 216 : transpiration cumulée à la récolte (mm), en fonction de la Réserve Utile (RU, en mm) et de l'humidité utile de profondeur (RUPS, en g g⁻¹) pour le maïs à irrigation restreinte par année climatique

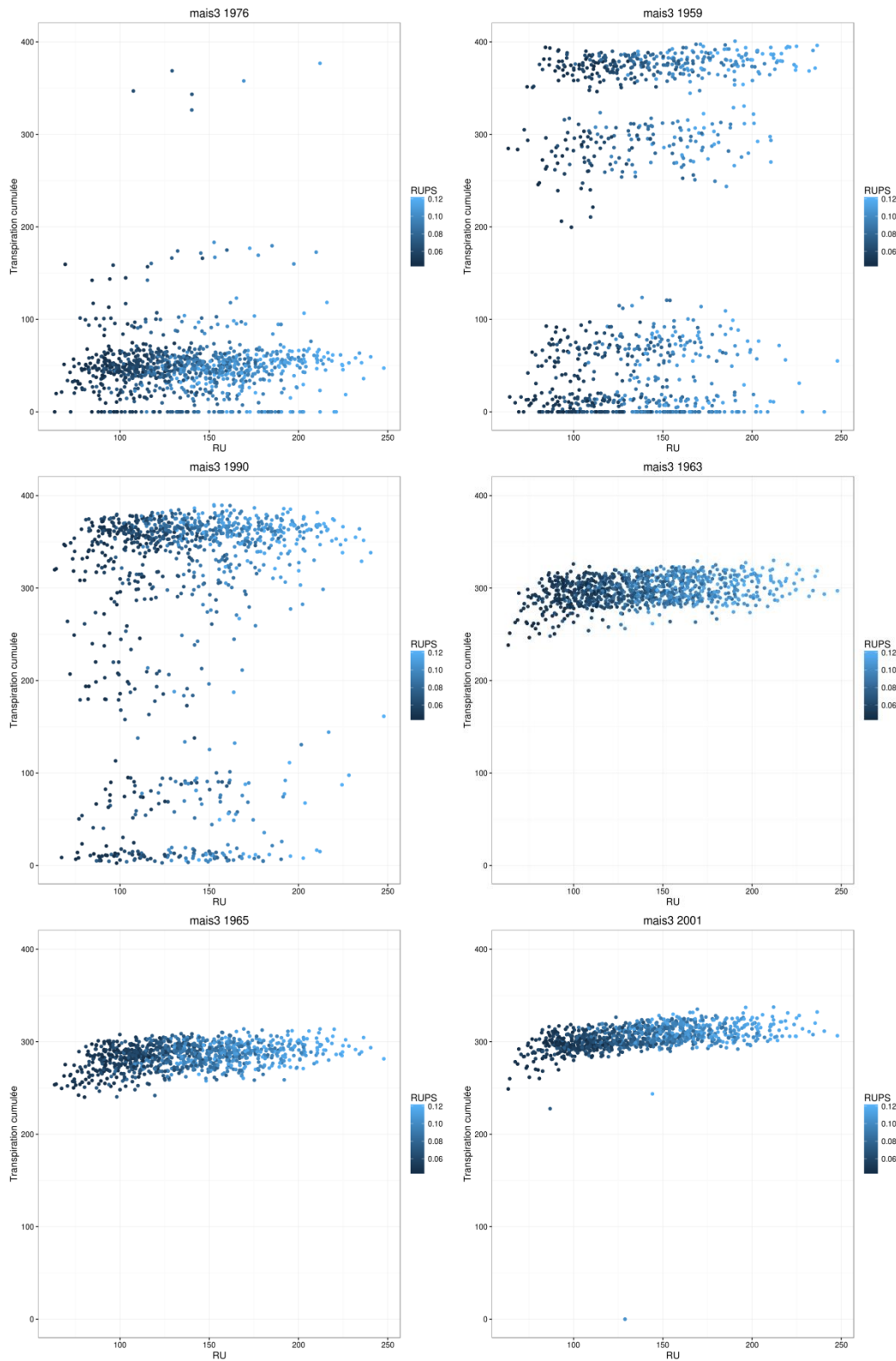


Figure 217 : transpiration cumulée à la récolte (mm), en fonction de la Réserve Utile (RU, en mm) et de l'humidité utile de profondeur (RUPS, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation optimale par année climatique

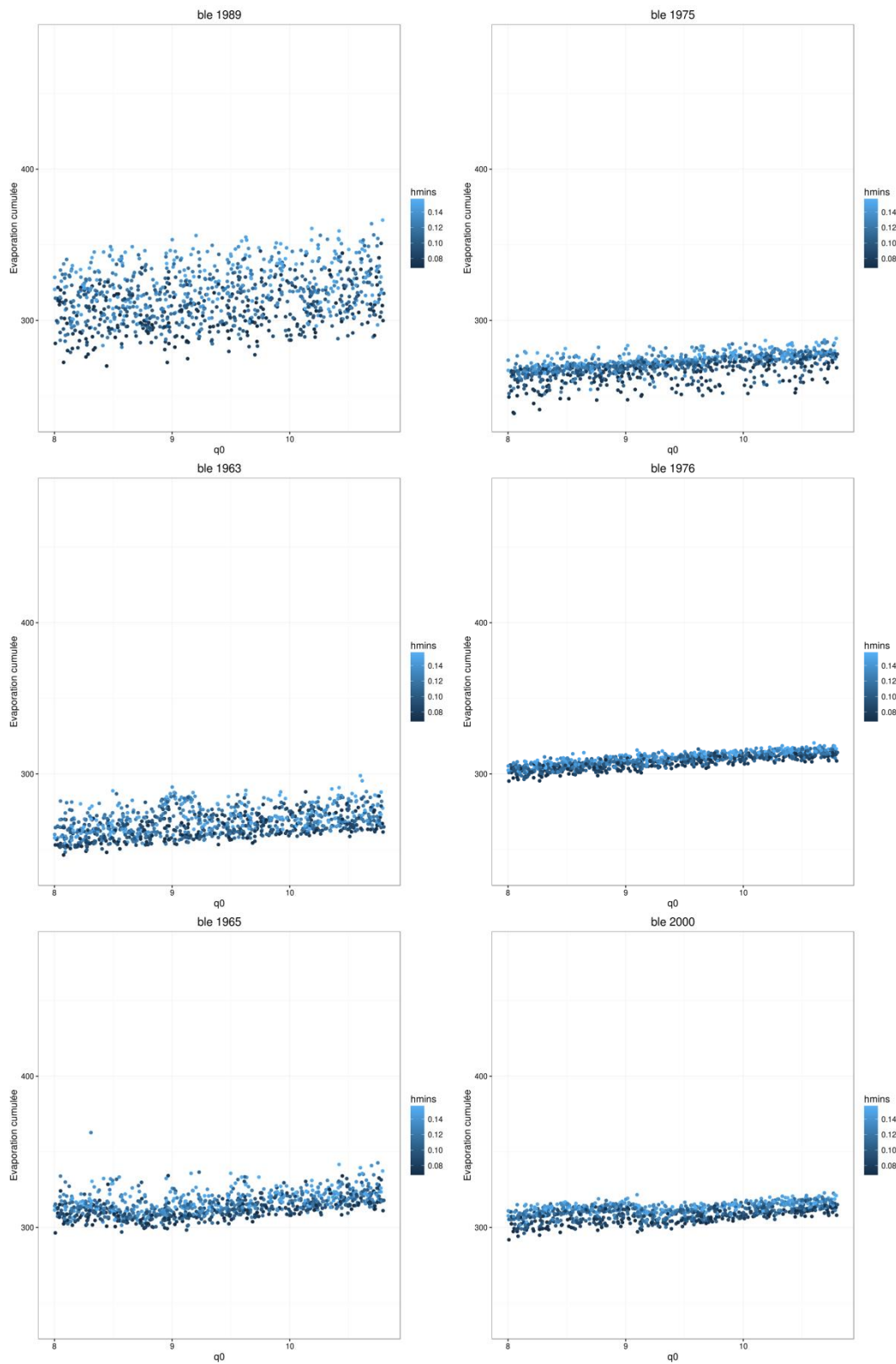


Figure 218 : évaporation cumulée en fin de simulation (mm), en fonction de Q_0 (en mm) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le blé par année climatique

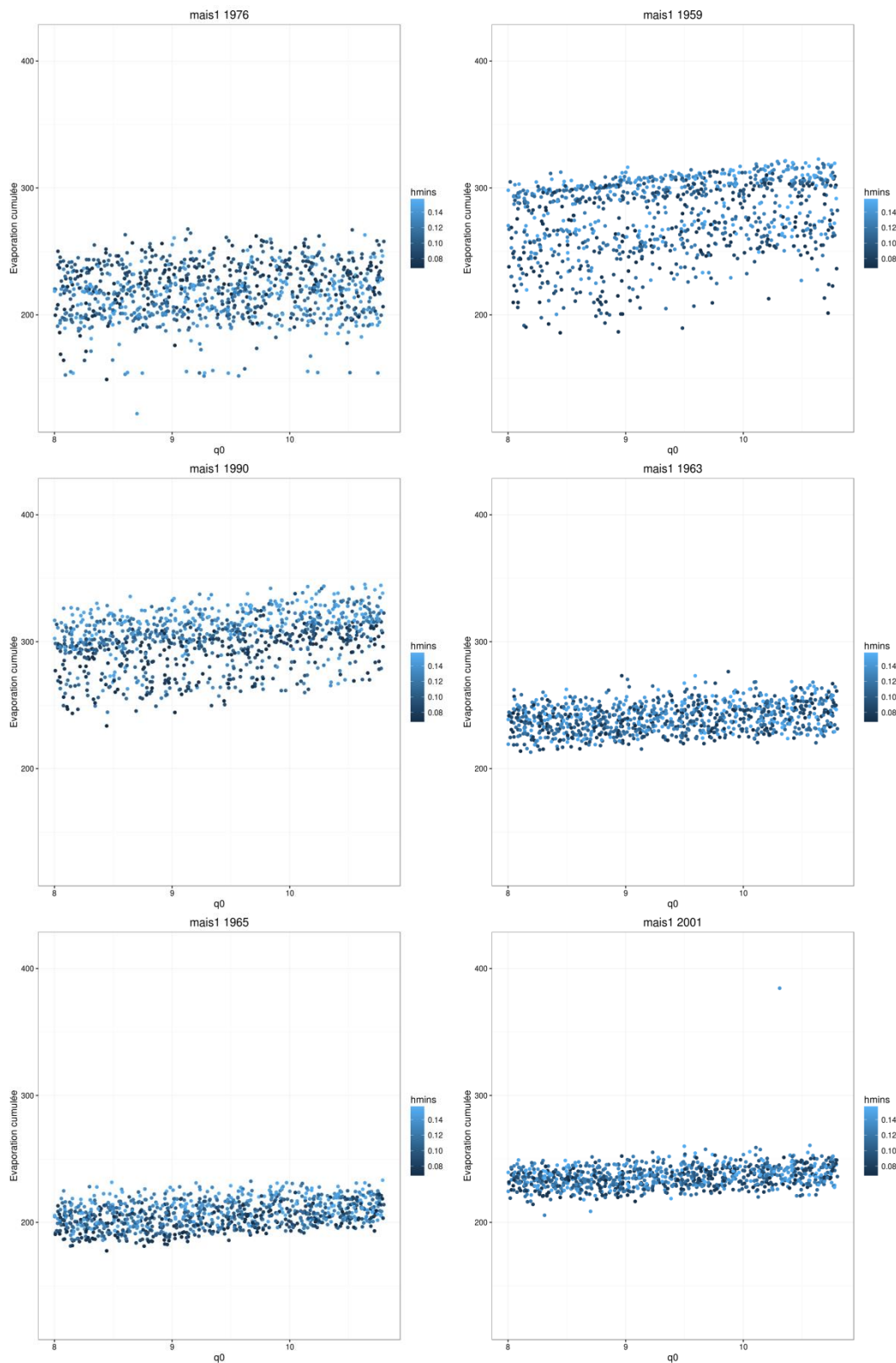


Figure 219 : évaporation cumulée en fin de simulation (mm), en fonction de Q_0 (en mm) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs non irrigué par année climatique

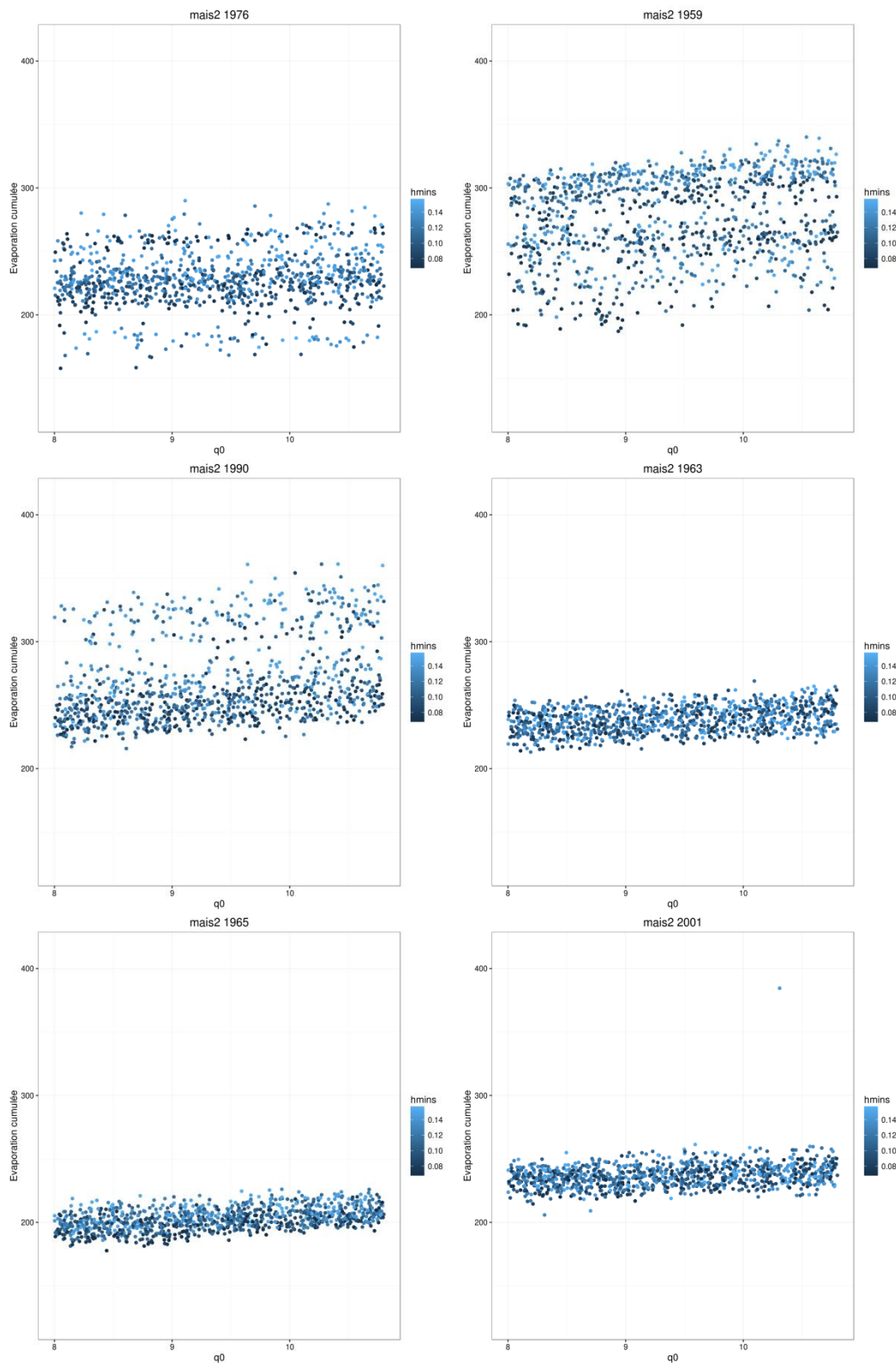


Figure 220 : évaporation cumulée en fin de simulation (mm), en fonction de Q_0 (en mm) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation restreinte par année climatique

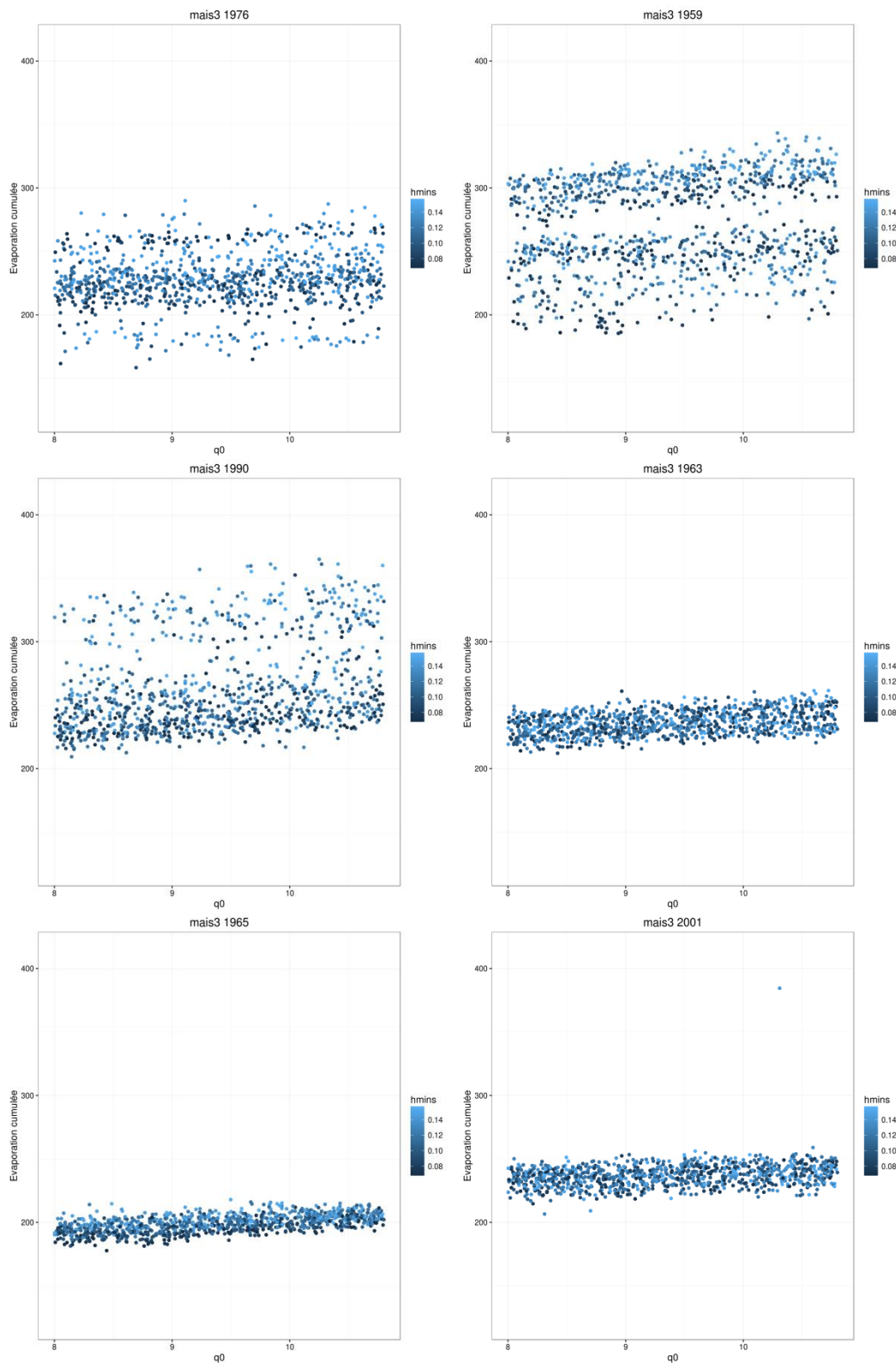


Figure 221 : évaporation cumulée en fin de simulation (mm), en fonction de Q_0 (en mm) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface ($HMINS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation optimale par année climatique

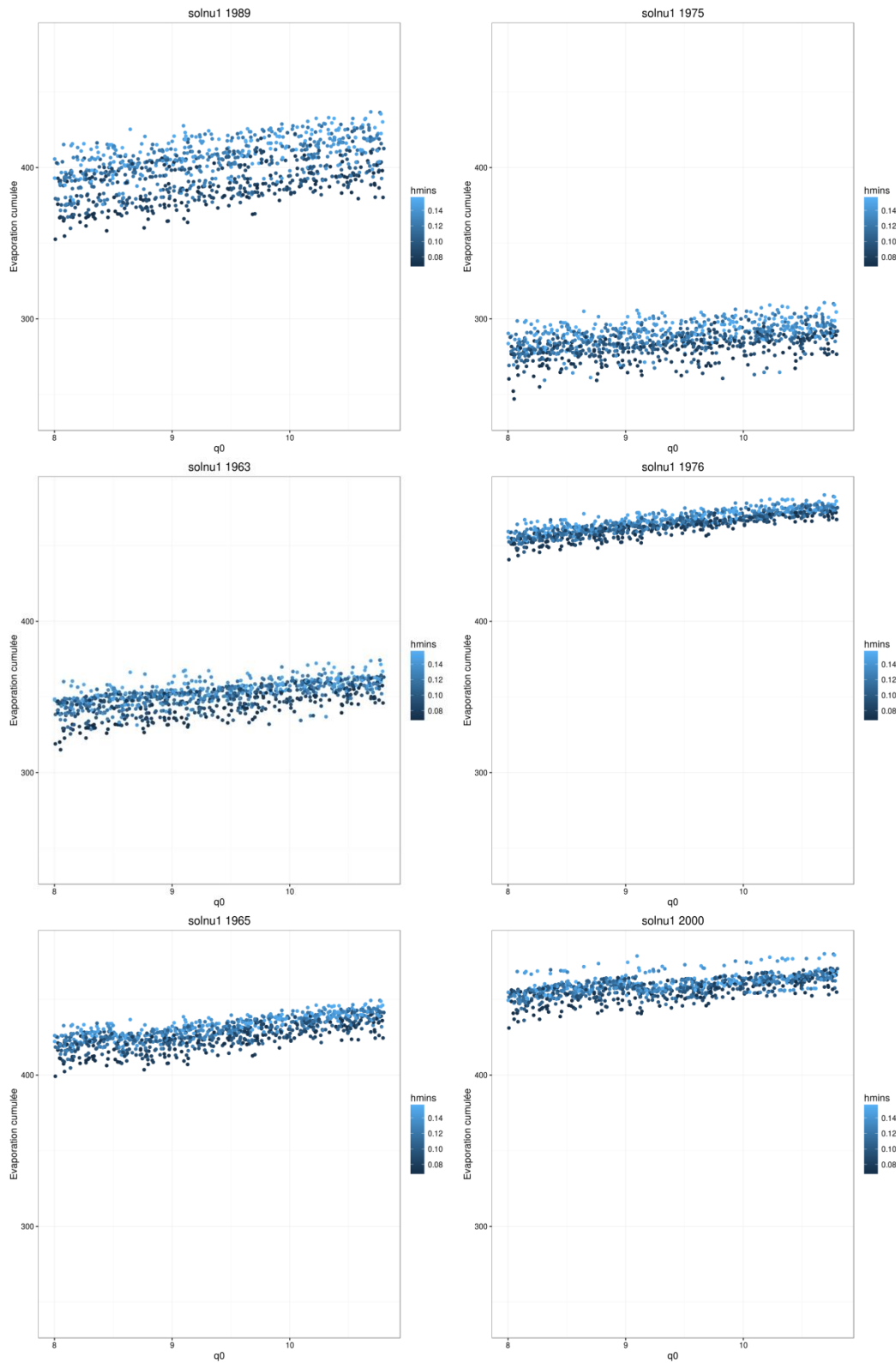


Figure 222 : évaporation cumulée en fin de simulation (mm), en fonction de Q_0 (en mm) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface (h_{mins} , en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe A) par année climatique

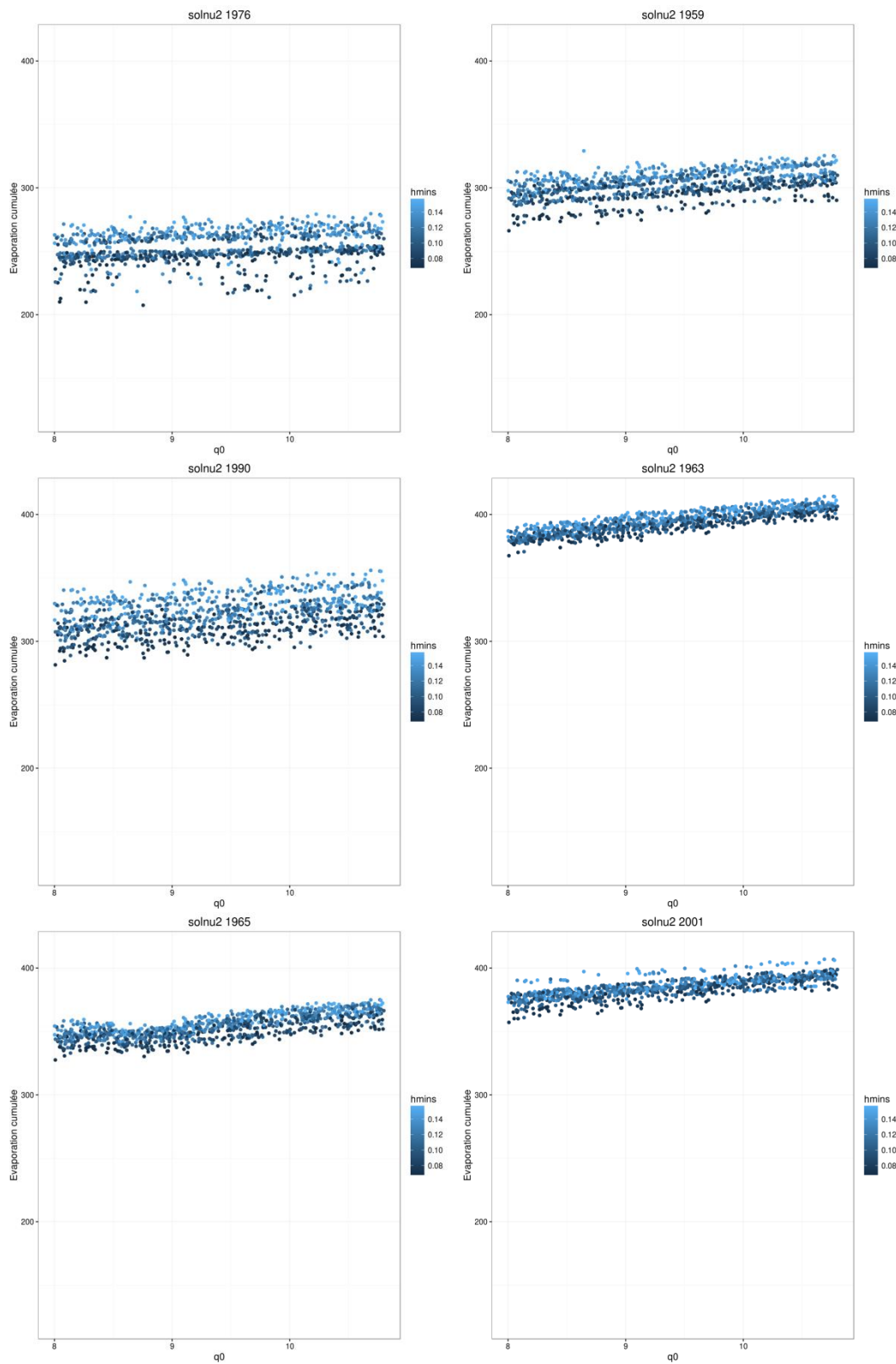


Figure 223 : évaporation cumulée en fin de simulation (mm), en fonction de Q_0 (en mm) et de la teneur en eau au point de flétrissement de surface (h_{mins} , en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe B) par année climatique

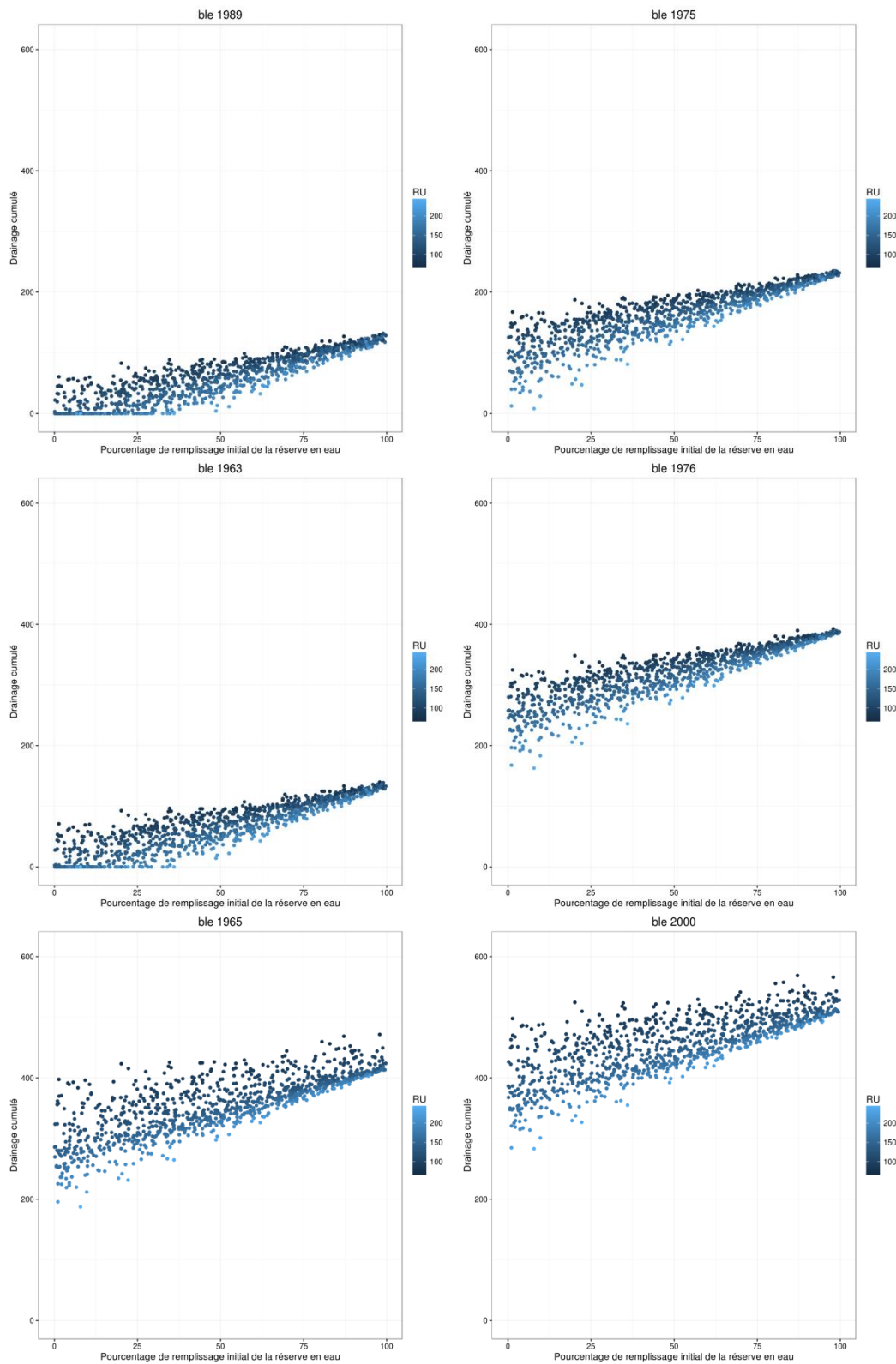


Figure 224 : drainage cumulé en fin de simulation (mm), en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) et de la Réserve Utile (RU, en mm) pour le blé par année climatique

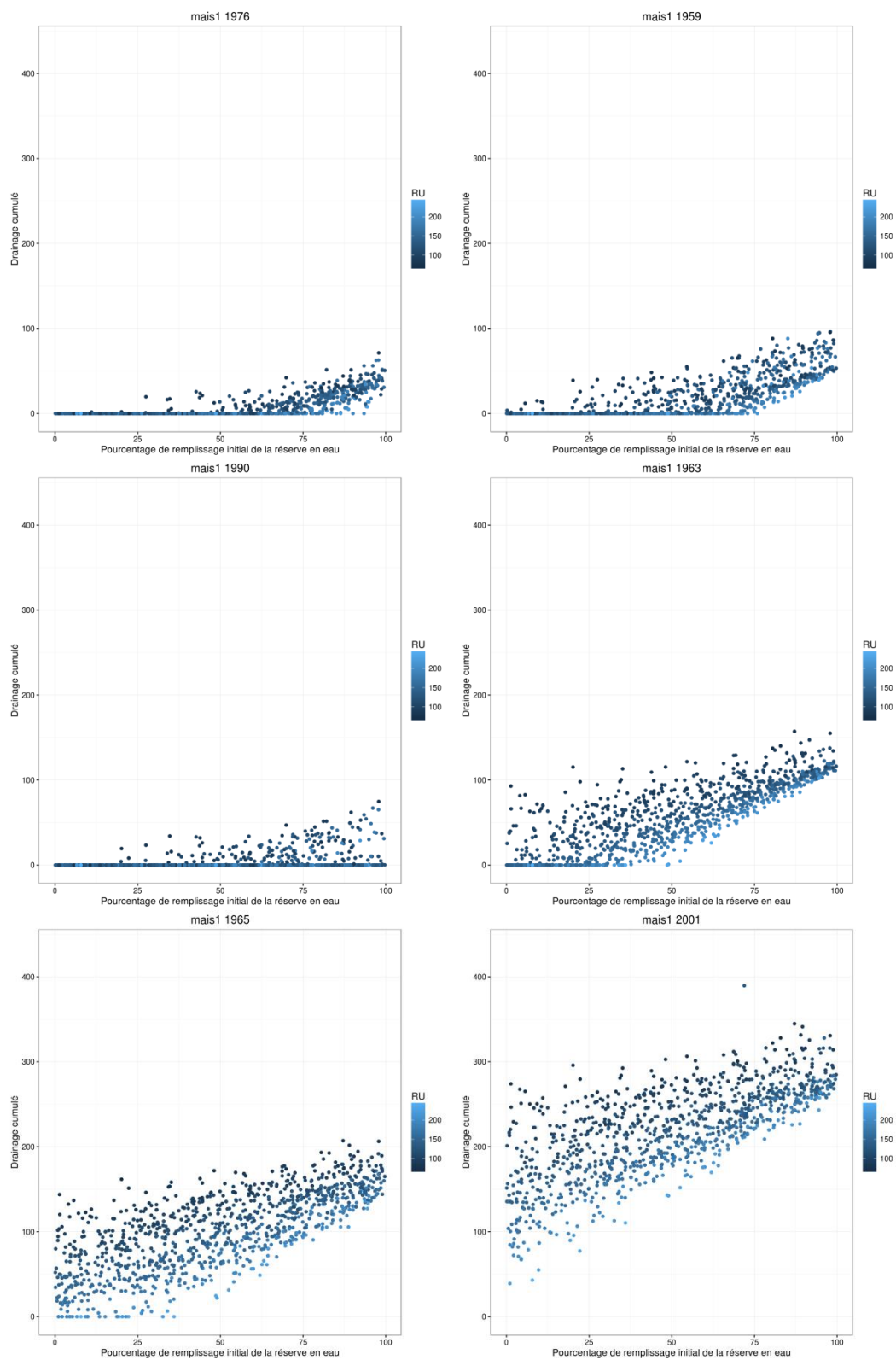


Figure 225 : drainage cumulé en fin de simulation (mm), en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la Réserve Utile (RU , en mm) pour le maïs non irrigué par année climatique

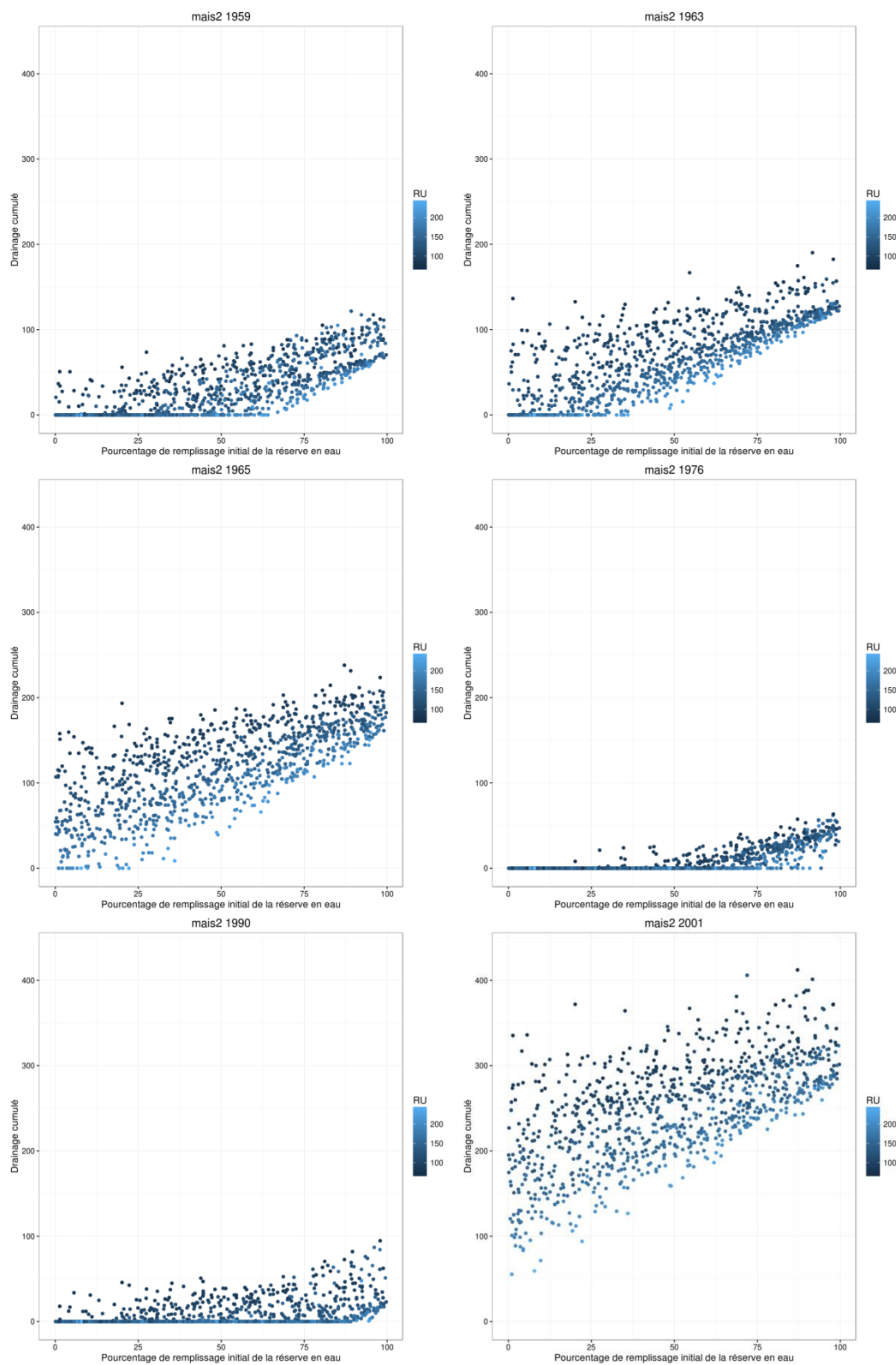


Figure 226 : drainage cumulé en fin de simulation (mm), en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) et de la Réserve Utile (RU , en mm) pour le maïs à irrigation restreinte par année climatique

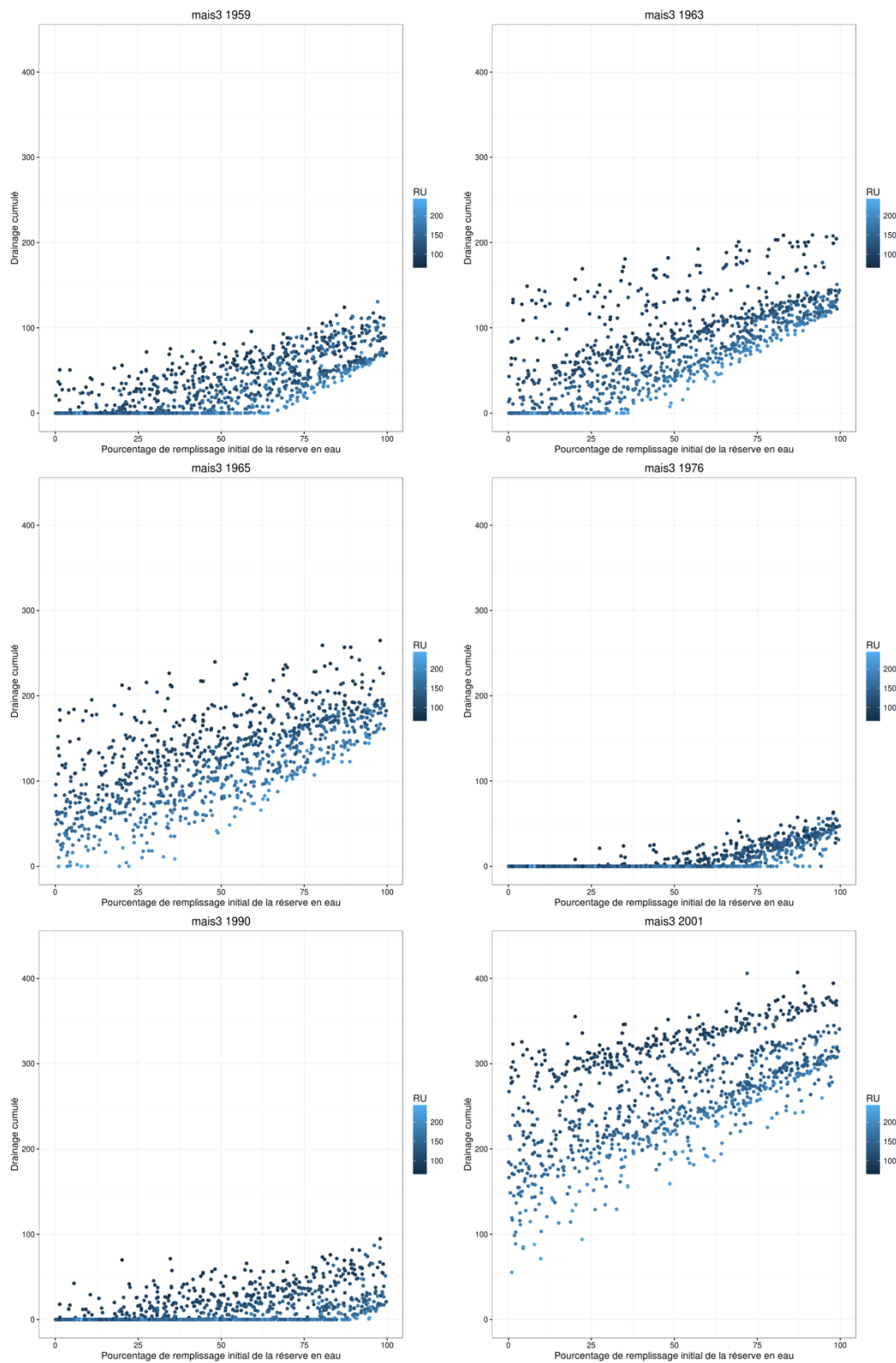


Figure 227 : drainage cumulé en fin de simulation (mm), en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) et de la Réserve Utile (RU , en mm) pour le maïs à irrigation optimale par année climatique

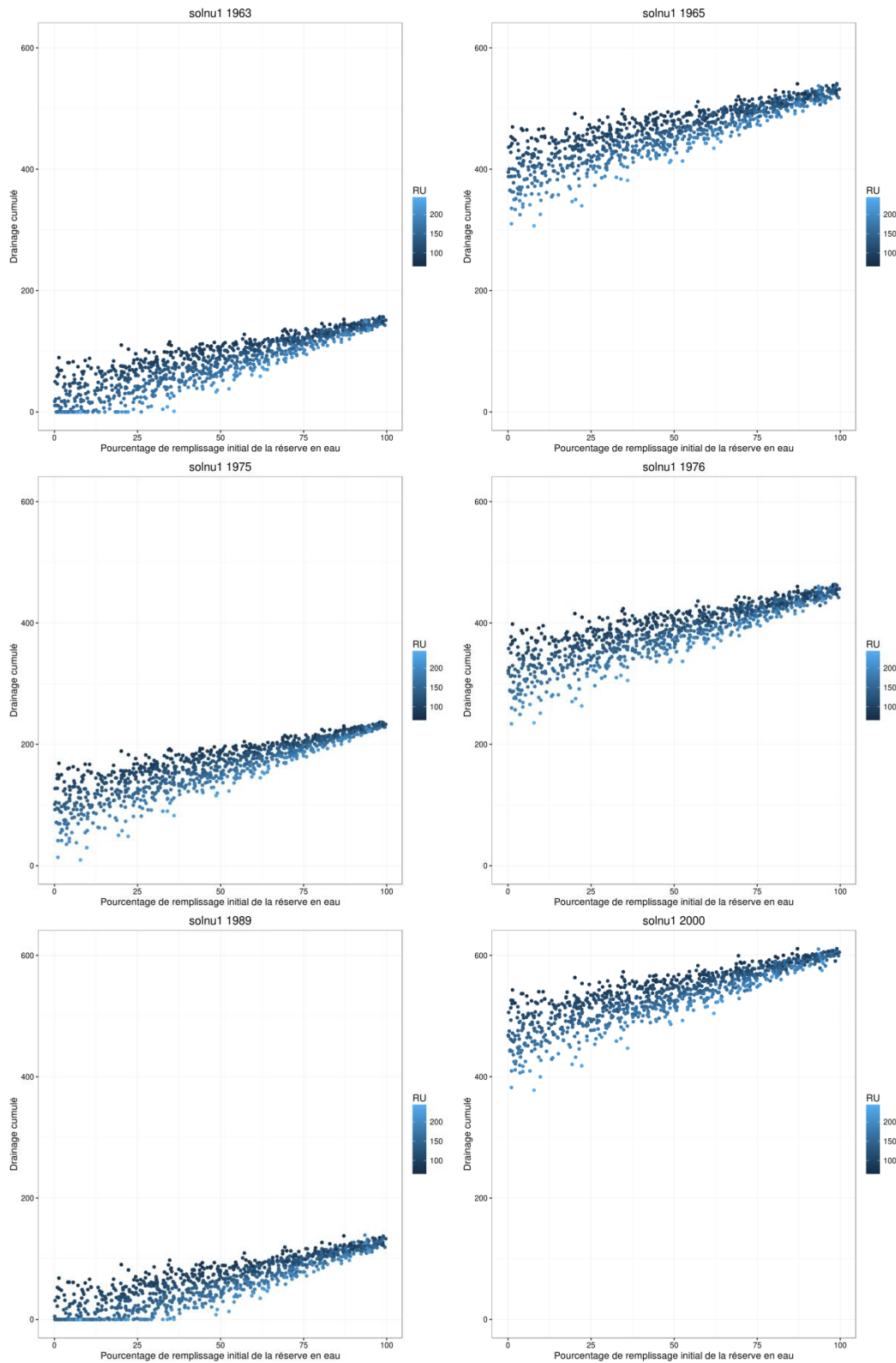


Figure 228 : drainage cumulé en fin de simulation (mm), en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) et de la Réserve Utile (RU , en mm) pour le sol nu (groupe A) par année climatique

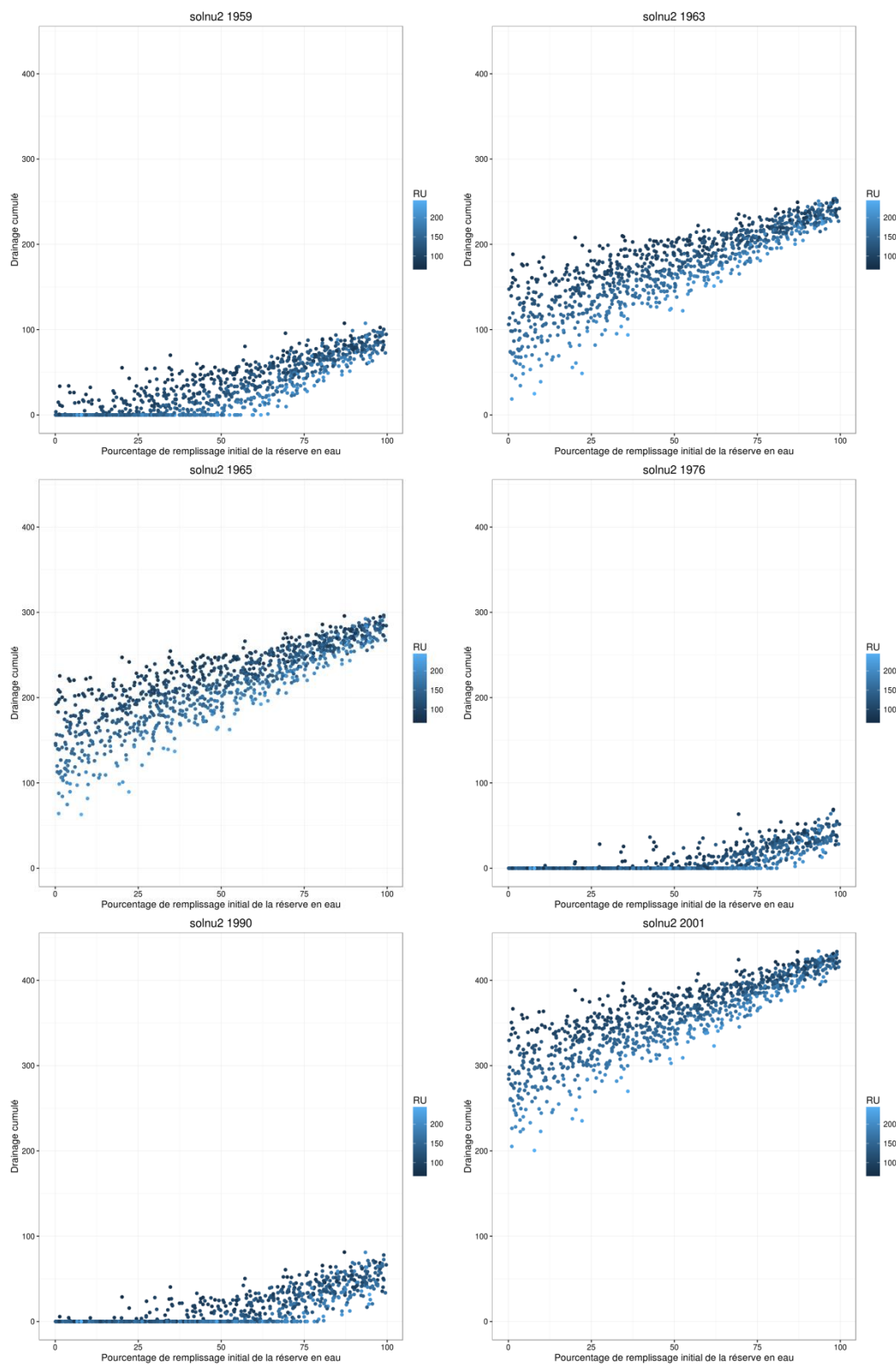


Figure 229 : drainage cumulé en fin de simulation (mm), en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) et de la Réserve Utile (RU , en mm) pour le sol nu (groupe B) par année climatique

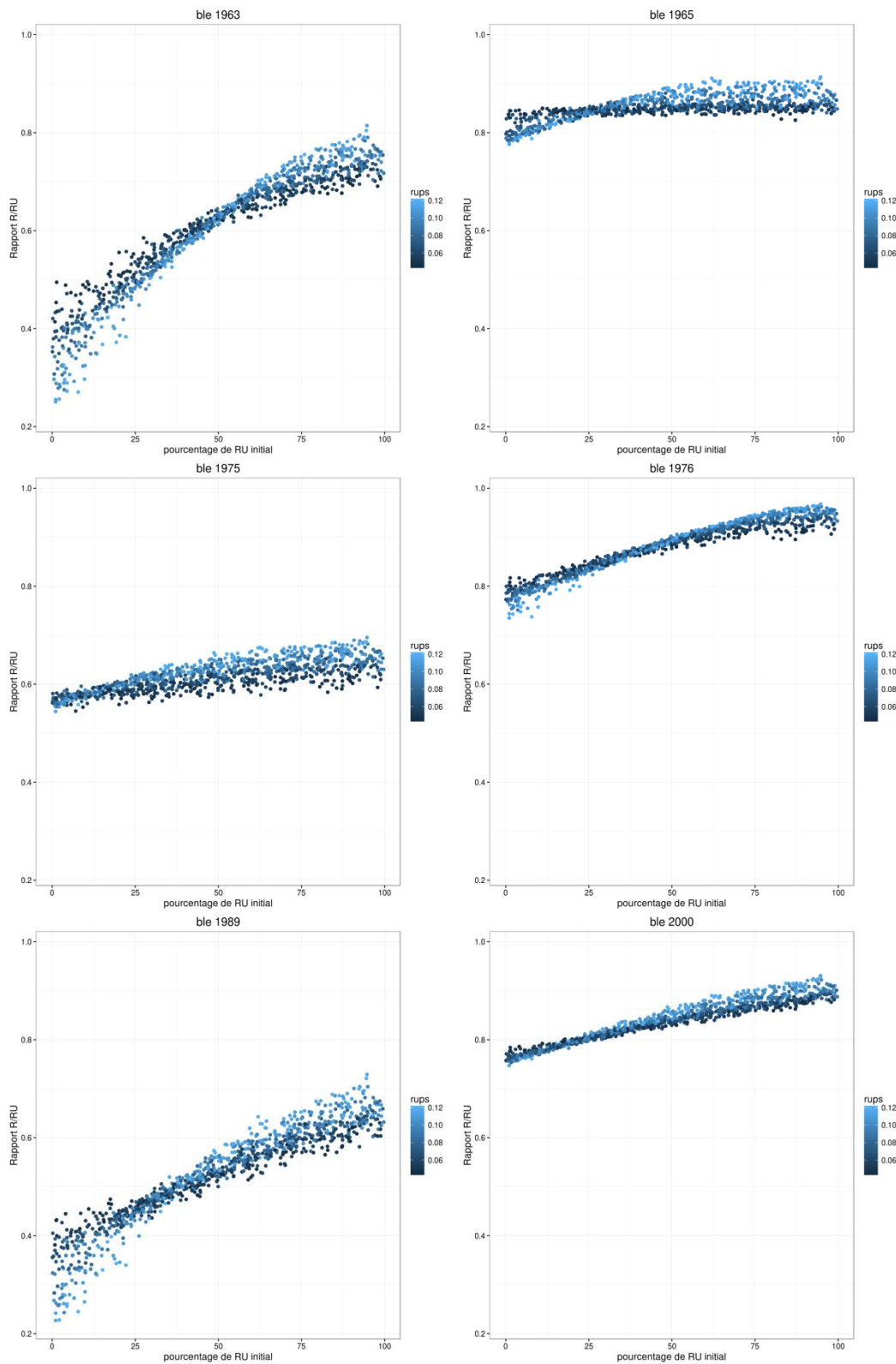


Figure 230 : rapport RSURRU en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) et de l'humidité utile de profondeur ($RUPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le blé, par année climatique

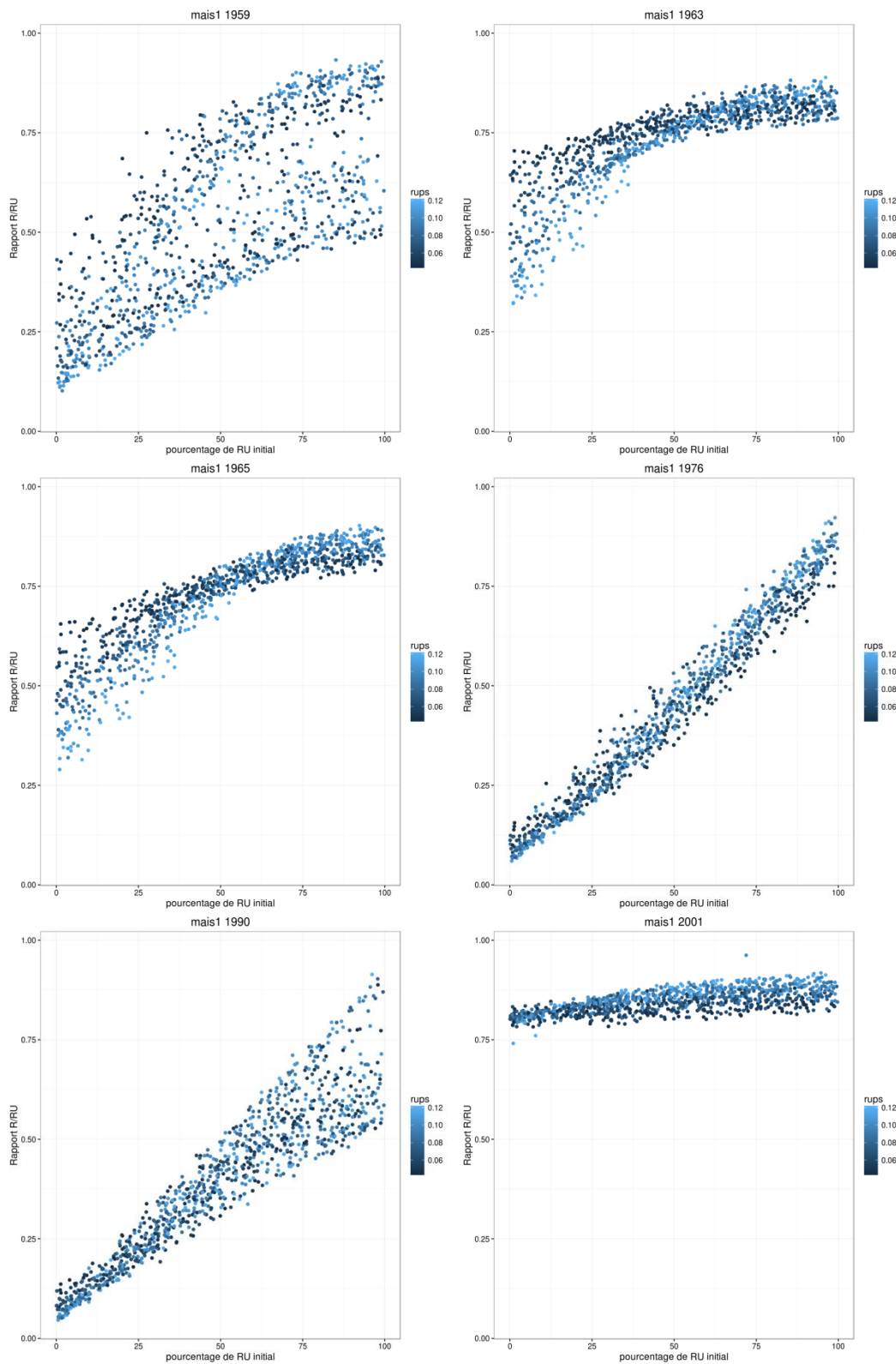


Figure 231 : rapport RSURRU en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) et de l'humidité utile de profondeur ($RUPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs non irrigué, par année climatique

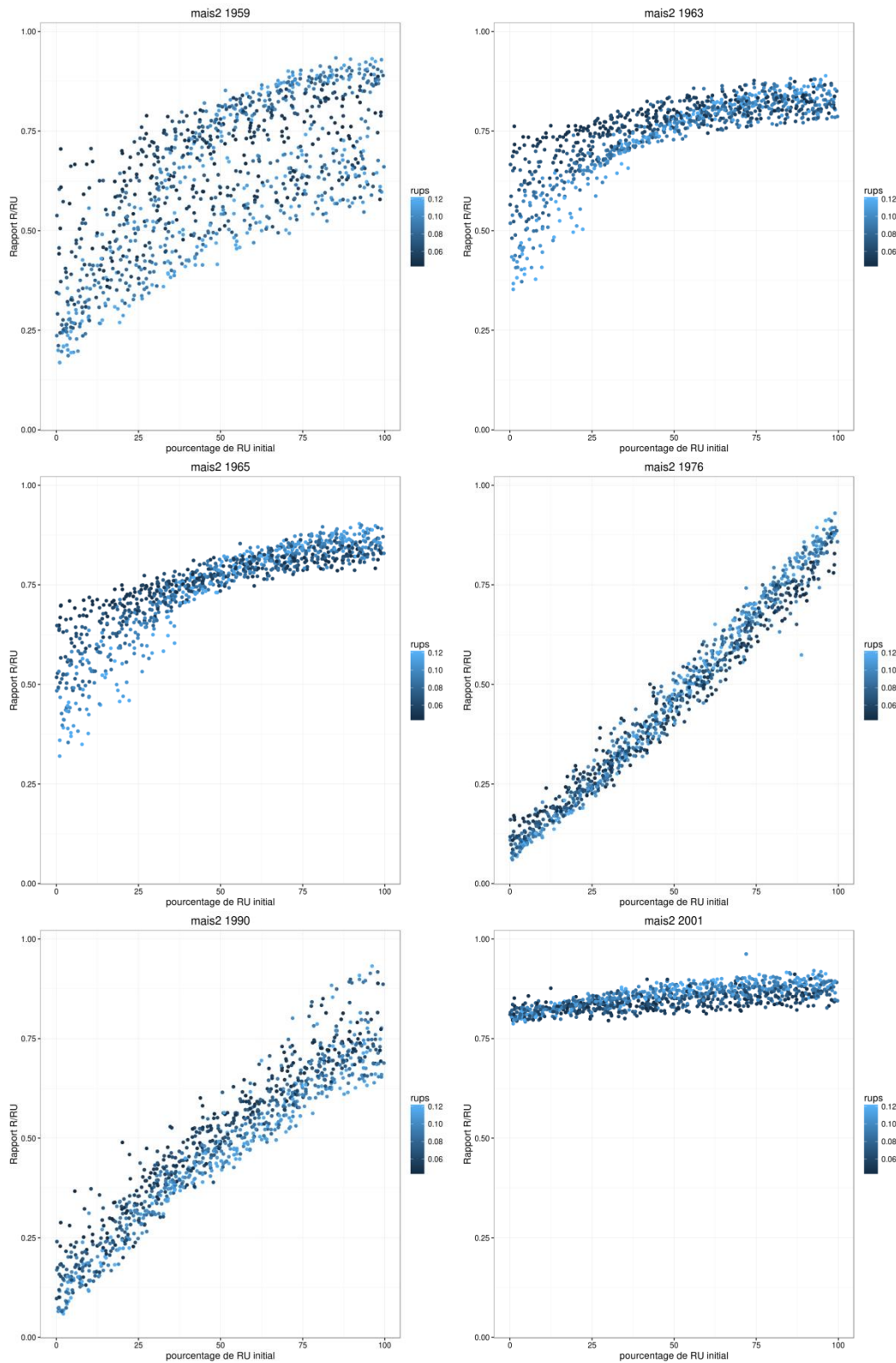


Figure 232 : rapport RSURRU en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) et de l'humidité utile de profondeur ($RUPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation restreinte, par année climatique

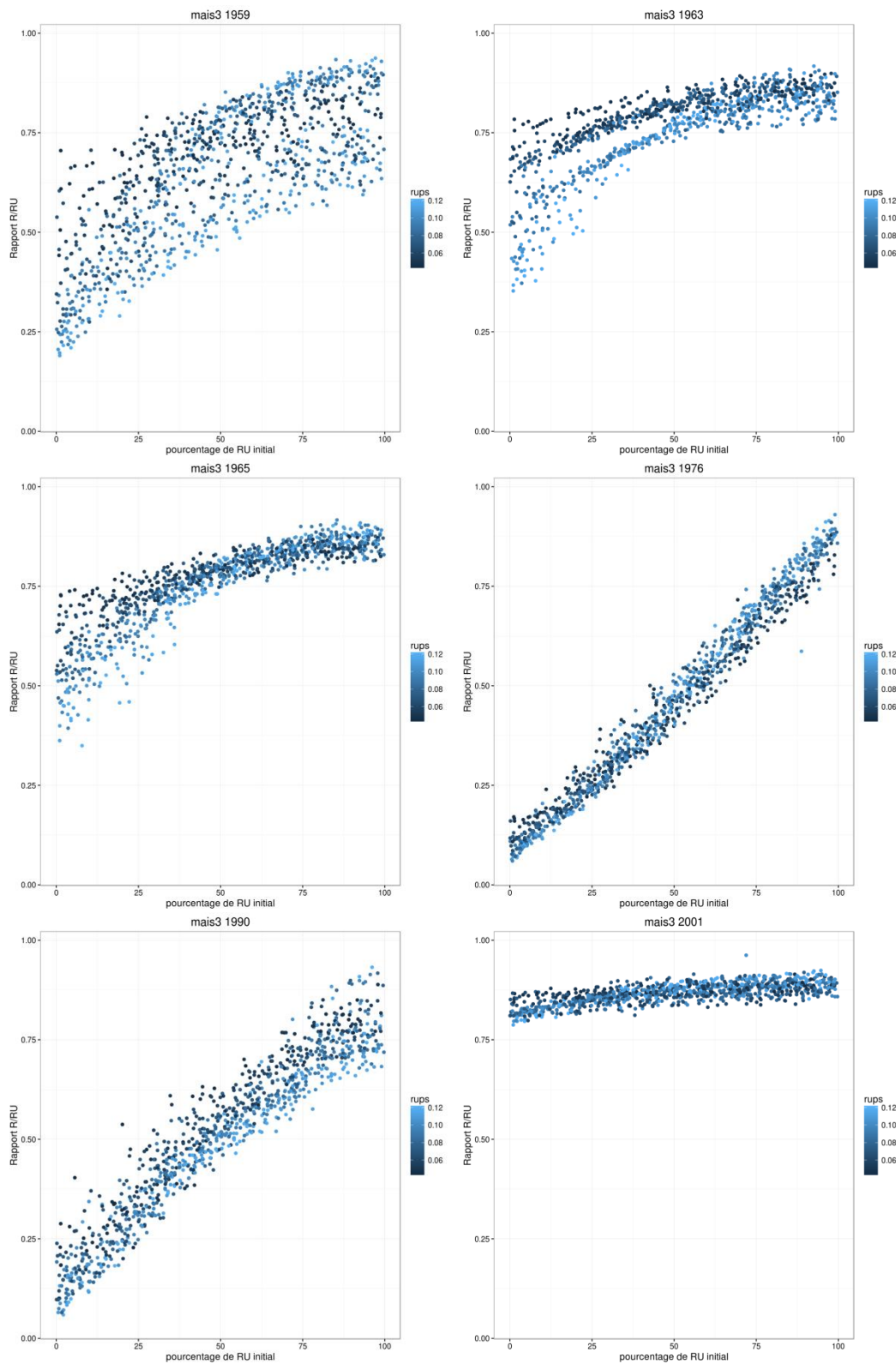


Figure 233 : rapport RSURRU en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) et de l'humidité utile de profondeur ($RUPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le maïs à irrigation restreinte, par année climatique

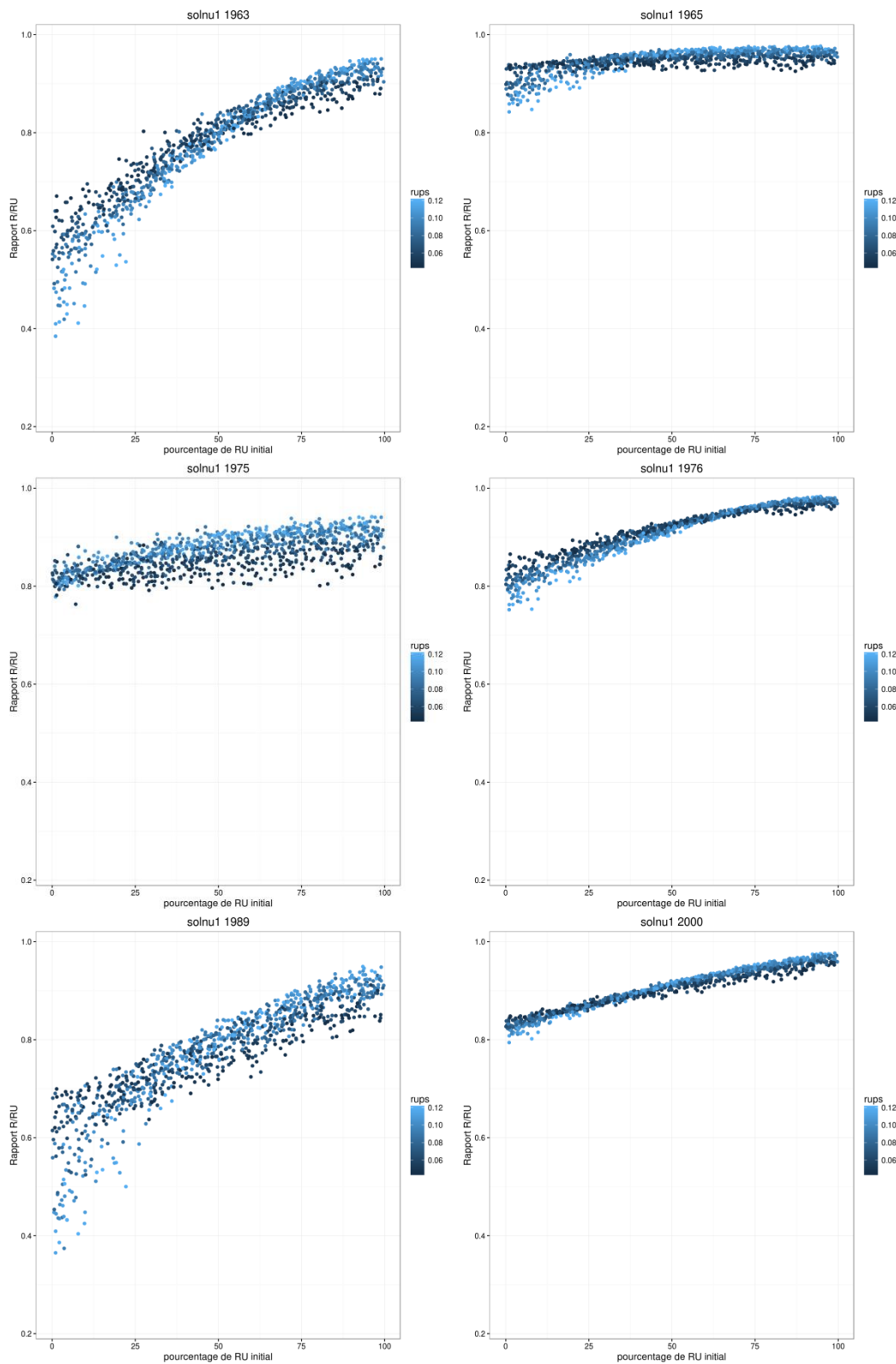


Figure 234 : rapport RSURRU en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) et de l'humidité utile de profondeur ($RUPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe A), par année climatique

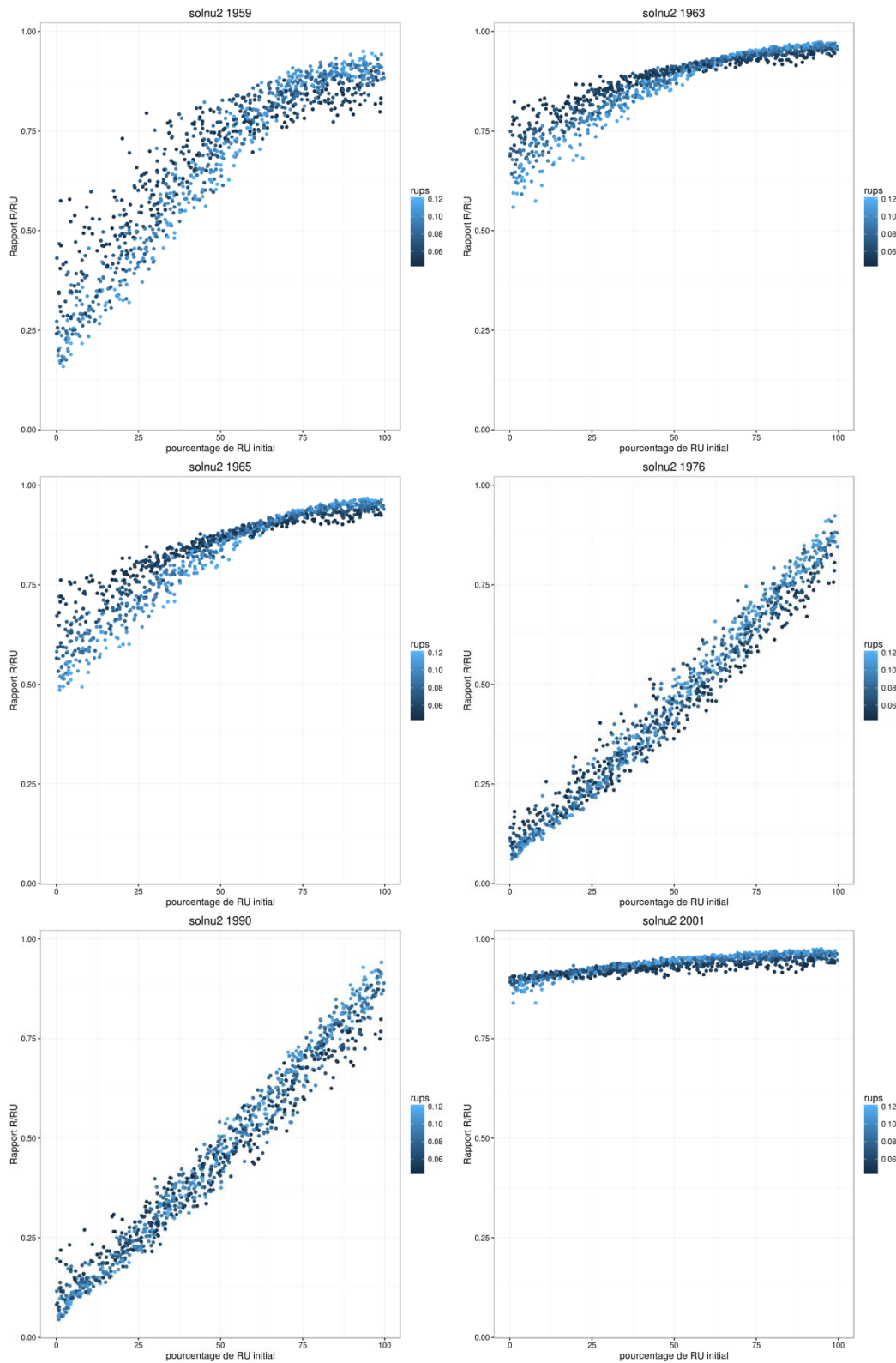


Figure 235 : rapport RSURRU en fonction du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_{HINIT} , en %) et de l'humidité utile de profondeur ($RUPS$, en $g\ g^{-1}$) pour le sol nu (groupe B), par année climatique

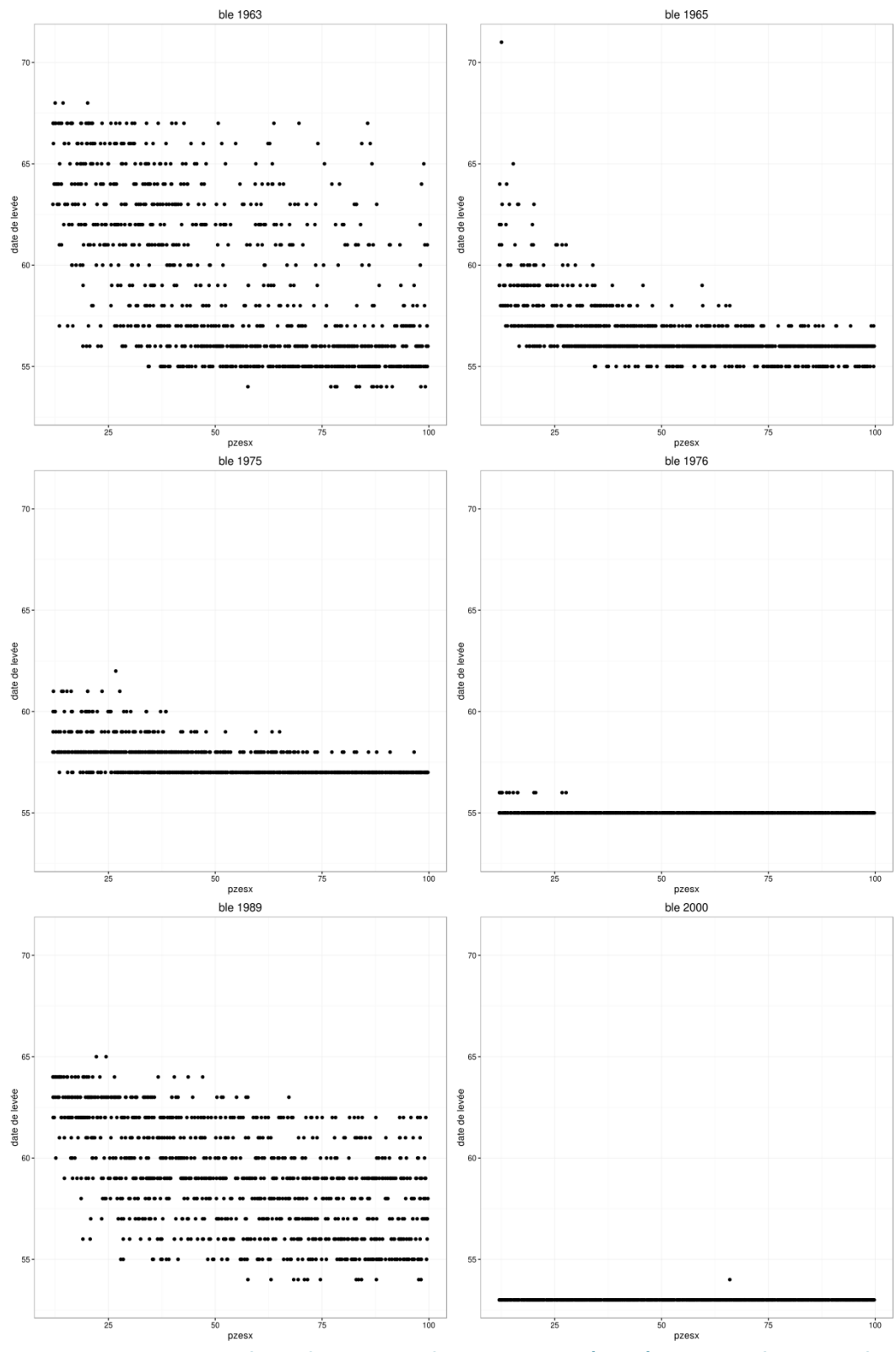


Figure 236 : date de levée en fonction du facteur P_ZESX (en %) pour le blé, par année climatique

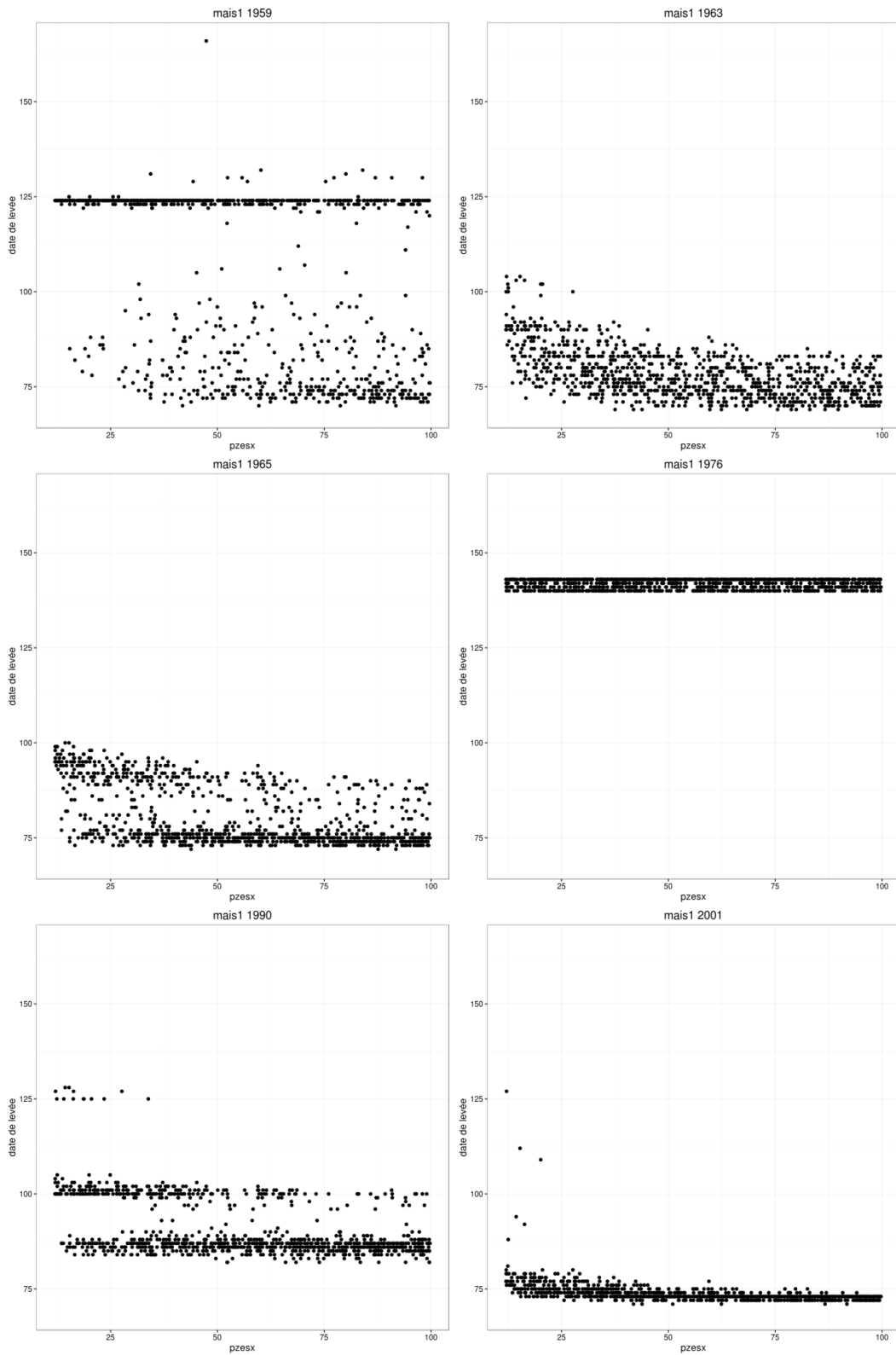


Figure 237 : date de levée en fonction du facteur P_ZESX (en %) pour le maïs non irrigué, par année climatique

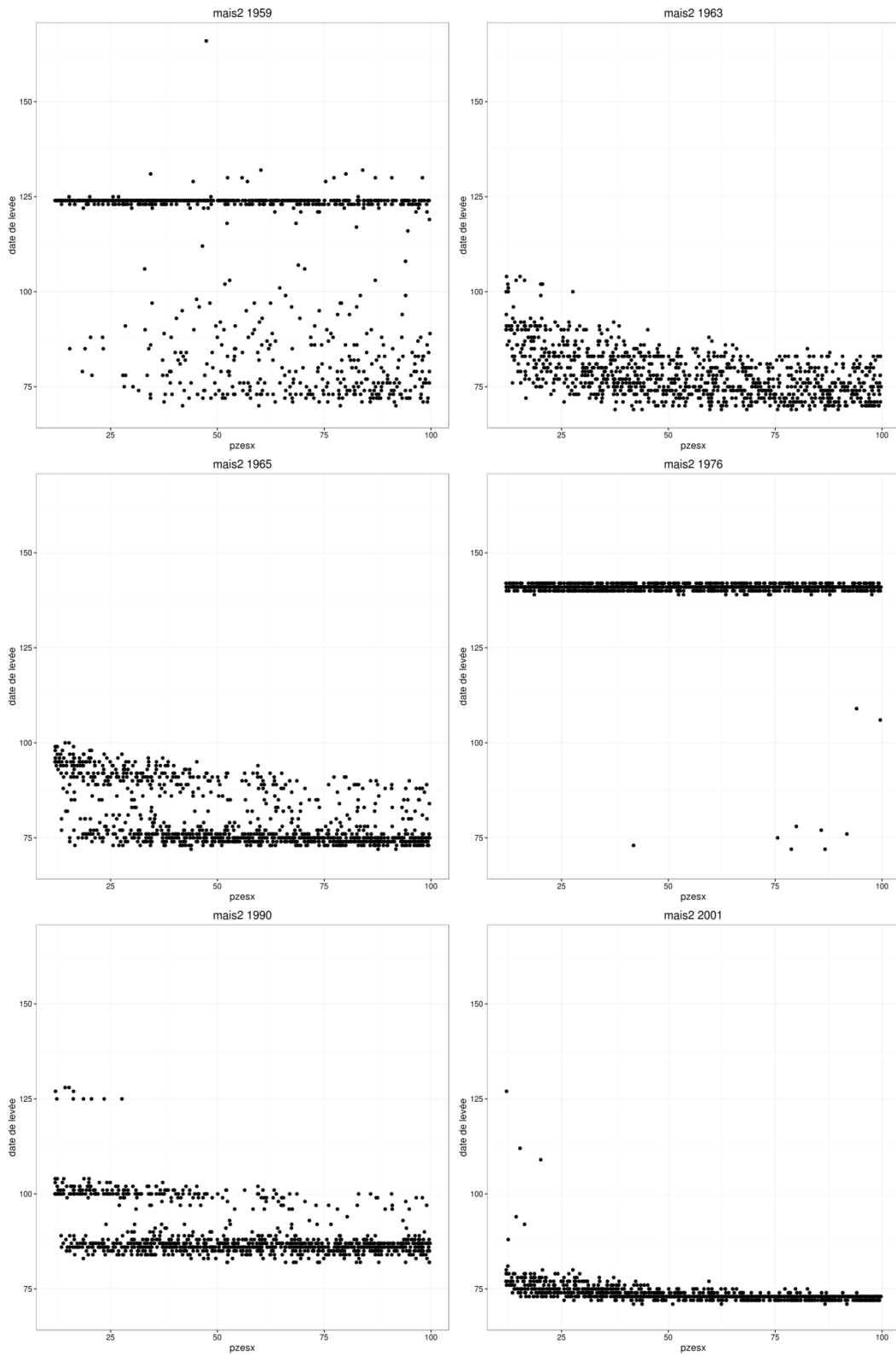


Figure 238 : date de levée en fonction du facteur P_ZESX (en %) pour le maïs à irrigation restreinte, par année climatique

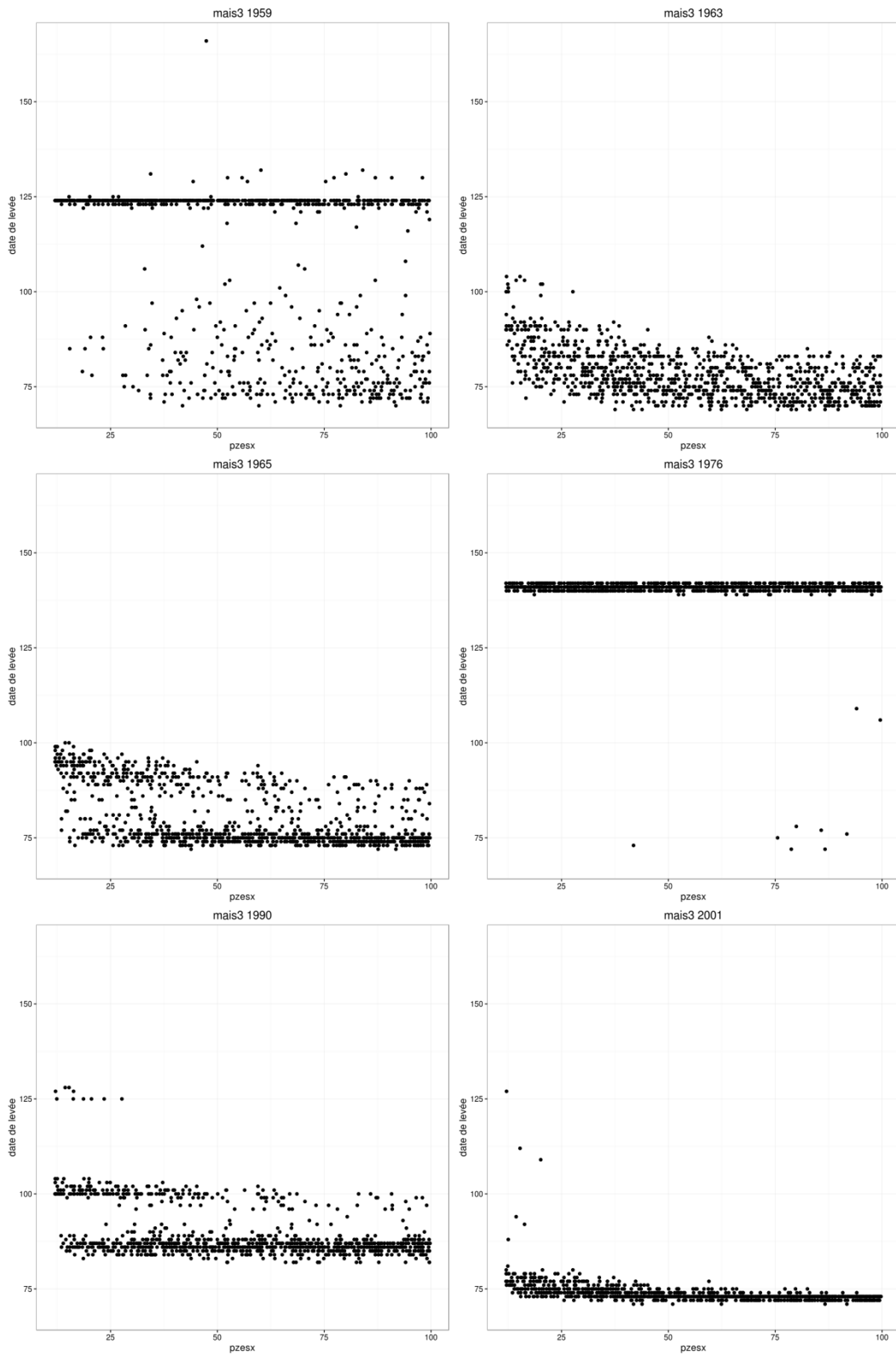


Figure 239 : date de levée en fonction du facteur P_ZESX (en %) pour le maïs à irrigation optimale, par année climatique

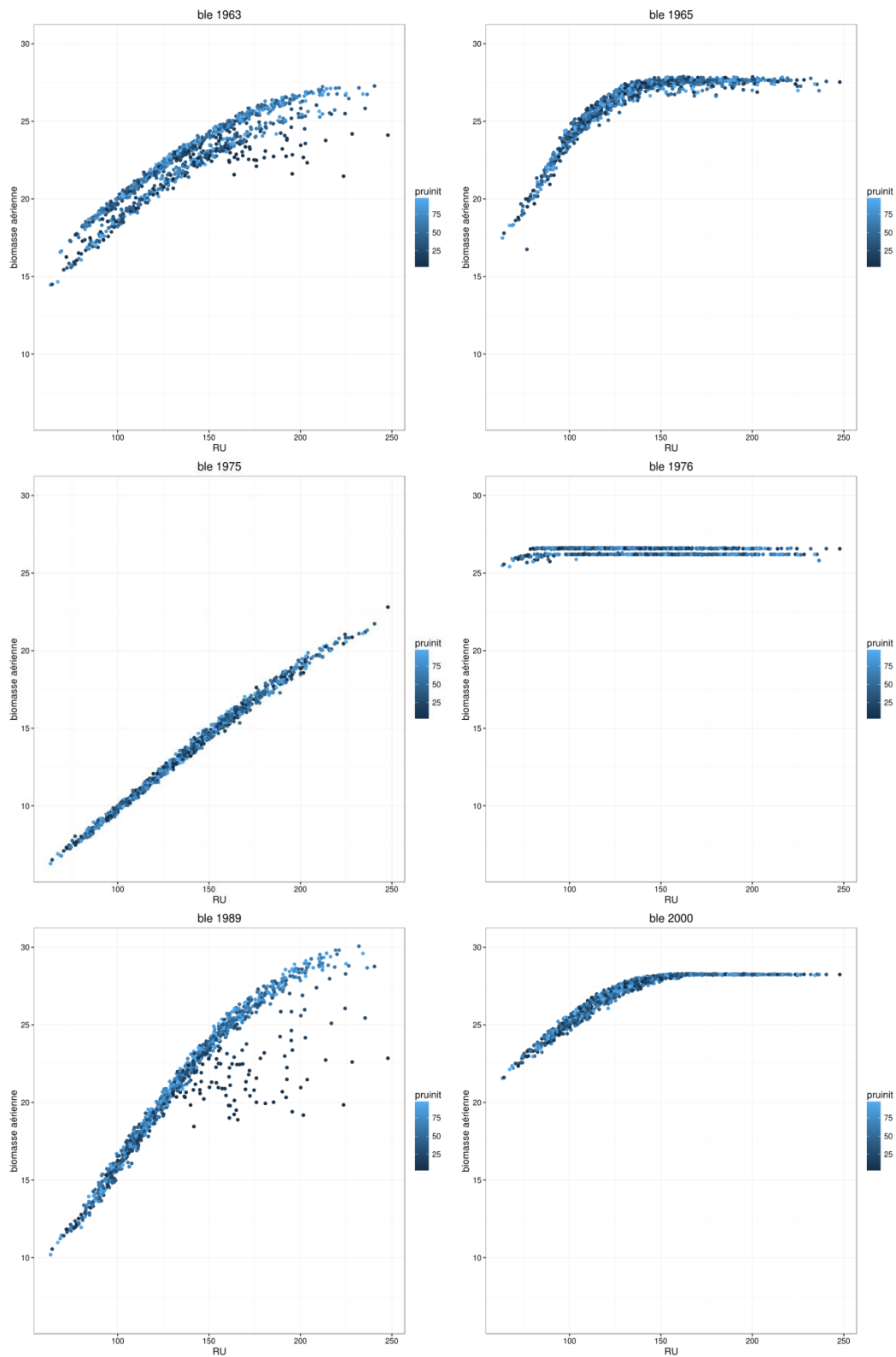


Figure 240 : biomasse aérienne à la récolte (t ha⁻¹) en fonction de la Réserve en Eau (RU, mm) et du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) pour le blé par année climatique

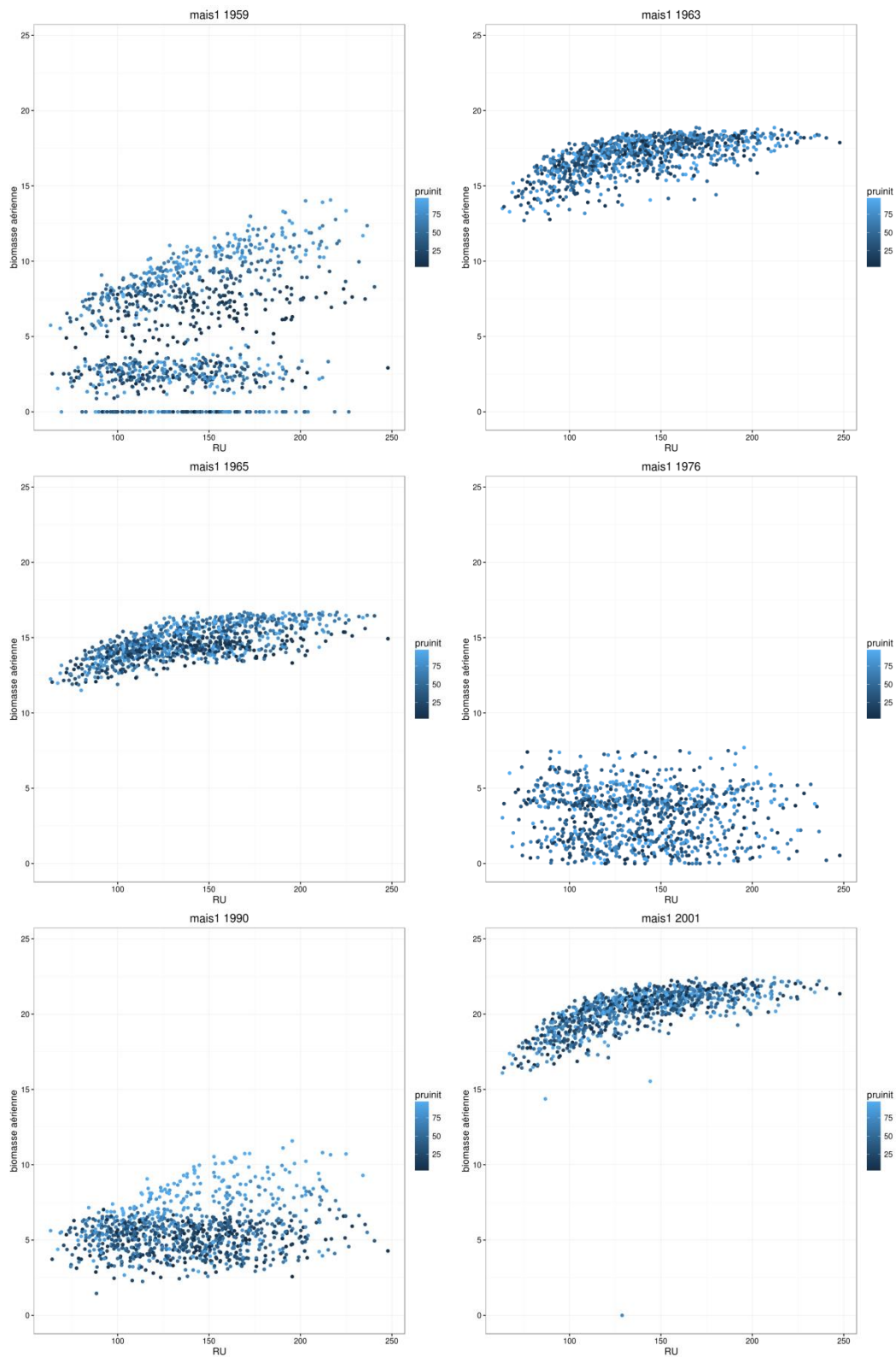


Figure 241 : biomasse aérienne à la récolte ($t\ ha^{-1}$) en fonction de la Réserve en Eau (RU , mm) et du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) pour le maïs non irrigué par année climatique

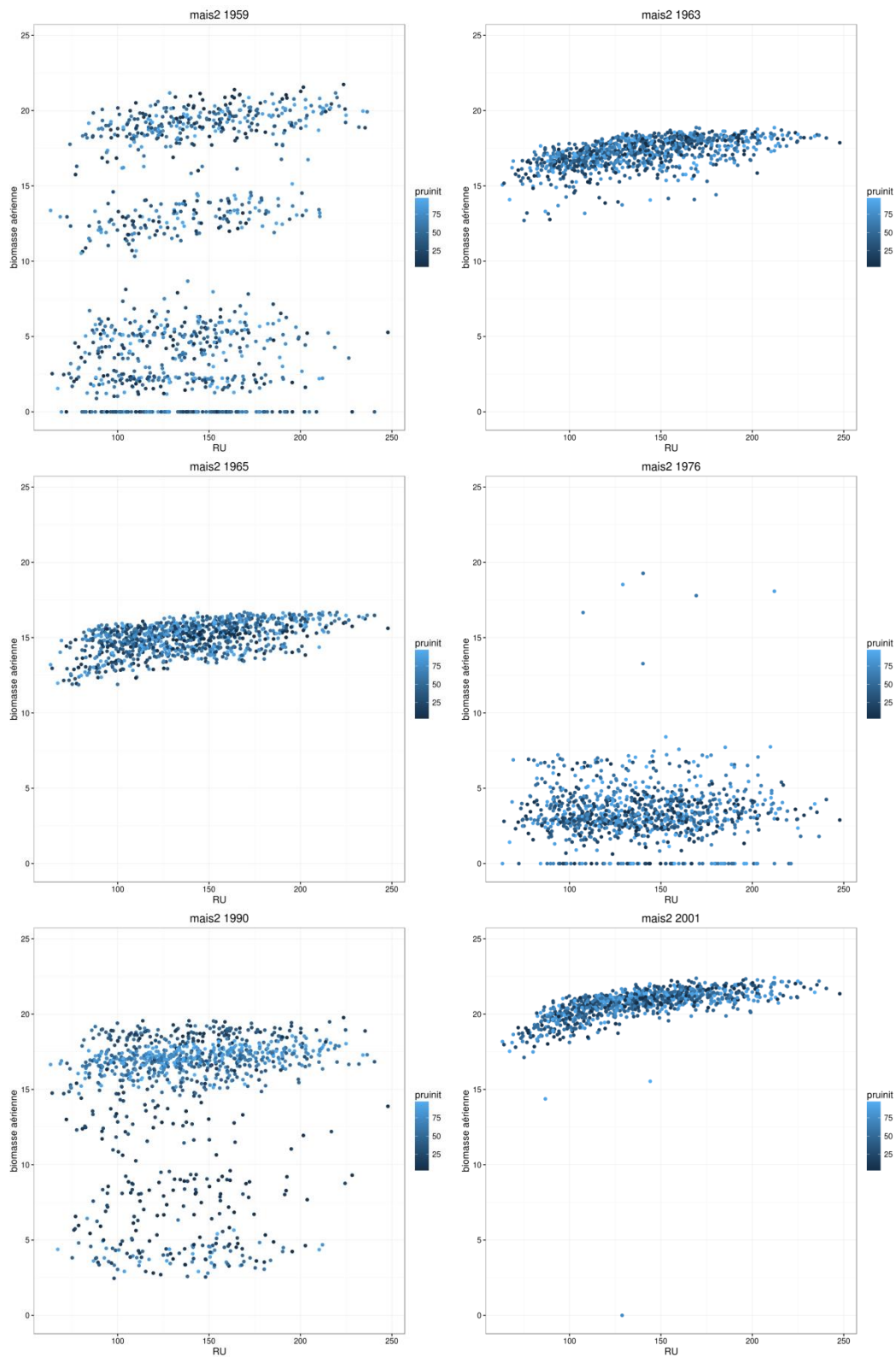


Figure 242 : biomasse aérienne à la récolte ($t\ ha^{-1}$) en fonction de la Réserve en Eau (RU , mm) et du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) pour le maïs à irrigation restreinte par année climatique

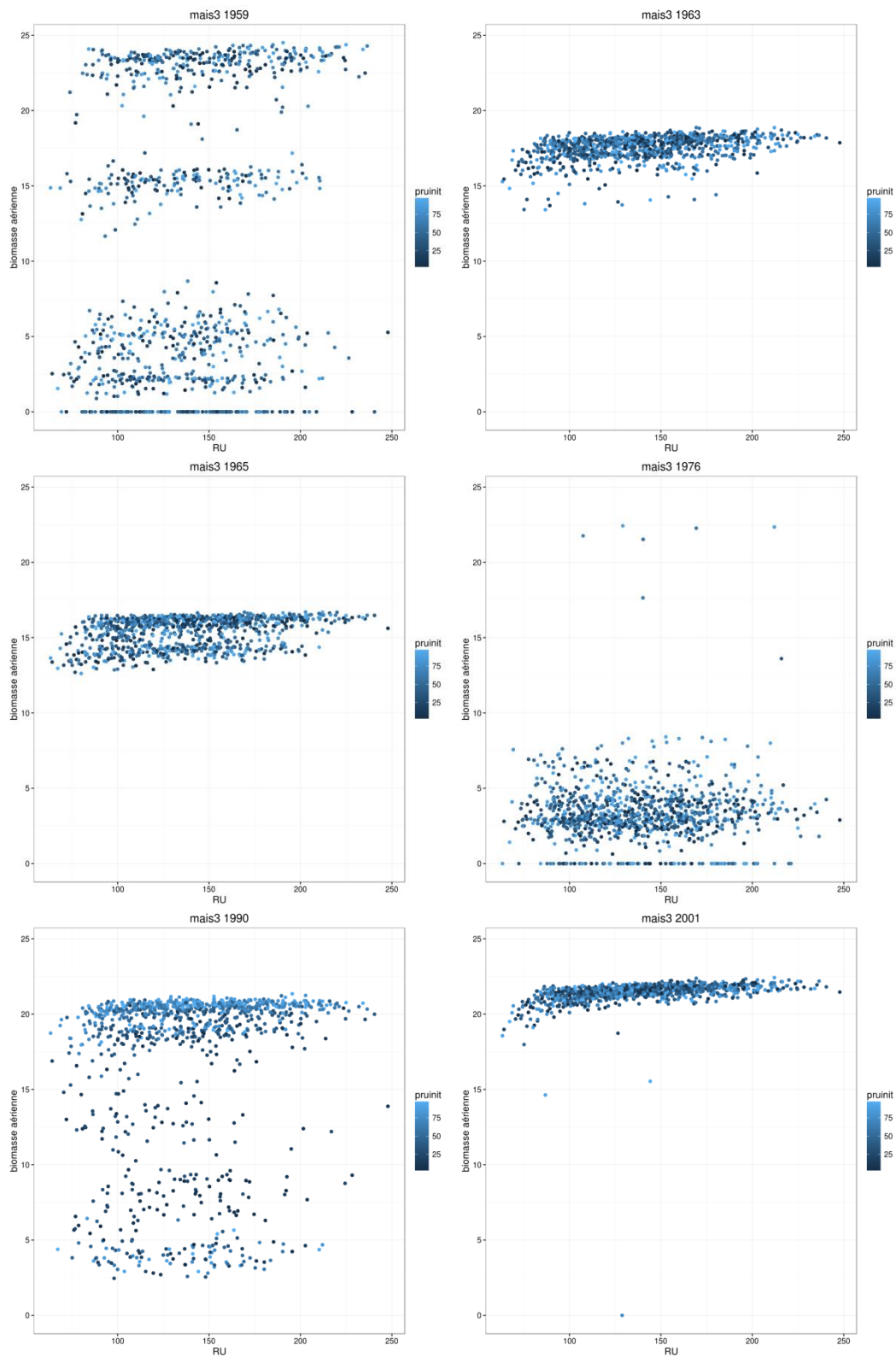


Figure 243 : biomasse aérienne à la récolte ($t\ ha^{-1}$) en fonction de la Réserve en Eau (RU , mm) et du pourcentage de remplissage initial de la réserve en eau (P_HINIT , en %) pour le maïs à irrigation optimale par année climatique

Title: Impact of uncertainties of soil parameters estimated with the Soil Geographical Data Base of France at 1:1 000 000 on output variables of the crop model Stics. Methodological approach.

Keywords: Uncertainty analysis, Soil data bases, crop model, soil parameters, soil Available Water Content, pedotransfer rules

Abstract: The objective of this study was to develop a methodology for analysing the impact of soil uncertainties on some outputs of the Stics crop model when soil parameters are estimated from the Soil Geographical Data Base of France at scale 1:1 000 000. The methodology is based on a Monte Carlo uncertainty analysis, implemented in the RECORD modelling platform. It was tested on one Soil Typological Unit (STU) with 36 scenarios combining dry or wet climatic years, three land uses (bare soil, wheat, maize), and, for maize, two irrigation scenarios. Only soil parameters of the water balance are used as factors in the uncertainty analysis together with the initial soil water content. The analysis focused on output variables from water balance and on main agronomic output variables. Results on the tested STU show high uncertainties on soil available water, varying from 63 to 248 mm, and explained firstly by subsoil available humidity and secondly by soil depth. Observed relative uncertainties on model outputs vary among type of climatic years, land uses and outputs. Soil parameters uncertainties expressed more with a dry climate and a spring crop. Cumulative drainage show the highest relative uncertainties followed by biomass and Leaf Area Index. Initial soil water content mainly influenced drainage and the percentage of filling of the maximum soil Available Water Content. Transpiration, aboveground biomass and harvested organs biomass are impacted mainly by soil available water.

Titre : Impact des incertitudes des paramètres sols estimés à partir de la Base de Données Géographique des Sols de France sur les sorties du modèle de culture Stics. Approche méthodologique.

Mots clés : Analyse d'incertitude, Base de données sols, modèle de culture, paramétrage sol de modèles, Réserve Utile, règles de pédotransfert

Résumé : L'objectif de cette thèse est la mise au point d'une méthodologie d'analyse de l'impact des incertitudes des paramètres sols, lors de leur estimation à partir de la Base de Données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000, sur les sorties du modèle de culture Stics. Développée avec la plateforme de modélisation RECORD, la méthodologie a été testée sur une Unité Typologique de Sol (UTS) test, sur 36 scénarios combinant des années climatiques sèches ou humides, trois occupations du sol (sol nu, blé, maïs) et, pour le maïs, deux scénarios d'irrigation. Les facteurs de l'analyse d'incertitude sont les paramètres sols de Stics liés au bilan hydrique ainsi que la teneur en eau initiale. Les variables de sortie analysées sont celles du bilan hydrique et les principales variables agronomiques. Les résultats sur l'UTS test montrent une forte incertitude sur la Réserve Utile (variant de 63 à 248 mm), d'abord expliquée par la variation de l'humidité utile des horizons profonds et ensuite par la profondeur du sol.

Les incertitudes observées sur les sorties du modèle varient selon les types d'années climatiques, les occupations du sol et les variables de sortie. L'effet des incertitudes des paramètres sols s'exprime davantage lorsque le climat est sec et avec une culture de printemps. Les plus fortes incertitudes relatives sont observées sur le drainage cumulé, puis sur les biomasses et l'indice de surface foliaire. Enfin, les incertitudes sur les variables de sortie sont majoritairement dues à celles de la teneur en eau initiale (drainage, rapport RSURRU) et à celles de la Réserve Utile (transpiration, biomasses).