

1.1.5. Impacts des modes d'occupation des sols par l'agriculture sur la recharge des aquifères et la gestion des ressources en eau

Gilles Lemaire (INRA Lusignan) ; Nadine Brisson, Frédéric Huard et Anne-Isabelle Graux (INRA Avignon) ; Christine Lebas (INRA Orléans)

1.1.5.1. Problématique territoriale de la gestion des ressources en eau

A l'échelle territoriale, l'agriculture détermine fortement la nature de la couverture végétale des sols aussi bien spatialement (types d'assolements) que temporellement (rotations) en déterminant la proportion et la fréquence de sols nus par rapport aux sols couverts par une végétation. Ainsi on peut distinguer les surfaces toujours végétalisées que sont les forêts, prairies permanentes, landes, parcours, garrigues, etc. des surfaces cultivées qui selon les systèmes de culture pratiqués présentent une proportion de sols nus plus ou moins importante aux différentes périodes de l'année. Ainsi même en dehors de tout prélèvement pour l'irrigation, l'agriculture en modifiant localement le taux de couverture végétal des sols participe directement aux bilans hydrologiques locaux ou régionaux et a donc un impact sur le renouvellement des ressources hydriques qui peuvent être disponibles pour l'ensemble des activités humaines. Il convient donc, avant d'étudier les problèmes posés par les prélèvements d'eau par l'agriculture pour l'irrigation des cultures, de déterminer l'impact de l'activité agricole dans son ensemble sur la constitution des ressources en eau.

En effet, comme nous l'avons vu précédemment, le bilan hydrique au niveau local peut s'écrire selon la formule suivante :

$$P+I = ETR + \Delta S + D + R$$

avec P = pluies, I = irrigation, ETR = évapotranspiration réelle, D = drainage et ΔS = variation de stock d'eau du sol. En négligeant en première approximation le terme ruissellement R qui dépend très fortement de conditions topographiques locales, on obtient :

$$P+I = ETR + \Delta S + D$$

On peut admettre qu'à l'échelle annuelle et en moyenne le terme ΔS s'annule. Il est alors possible d'estimer la quantité d'eau qui peut alimenter chaque année les aquifères :

$$D-I = P-ETR$$

La réalimentation des nappes dépend donc du terme Drainage. Celui-ci est amputé du prélèvement par l'irrigation lorsque ces prélèvements sont réalisés au niveau de la ressource locale (cas de la nappe de Beauce et du Poitou-Charentes). Cependant il existe des situations où les prélèvements d'irrigation peuvent provenir de ressources exogènes (cas du canal de Provence, du Bas-Rhône, de la Neste...) où le terme Irrigation ne doit pas être retranché du Drainage local. Quoiqu'il en soit, à l'échelle d'un territoire, le terme D-I (ou D) dépend tout naturellement de la pluviométrie locale et de l'évapotranspiration moyenne de l'ensemble des surfaces agricoles et non agricoles. Or ce terme ETR dépend (i) du degré de couverture du sol par la végétation aux différentes saisons, et notamment en été pendant la période de plus forte demande climatique, (ii) de la réserve hydrique du sol (réserve utile), et (iii) de la profondeur d'enracinement de la végétation qui dépend des espèces végétales et de la nature même du sol. Sachant que l'évaporation directe du sol est rapidement ralentie par le dessèchement des premiers centimètres qui constituent alors un écran (effet mulch), l'agriculture en limitant plus ou moins le taux de couverture du sol par la végétation contribue à limiter le terme ETR à l'échelle locale, donc à augmenter le terme D-I. Cette contribution de l'agriculture peut s'estimer par rapport à ce que serait le terme ETR si toutes les surfaces restaient en permanence végétalisées (prairies, forêts...). De plus cette contribution peut être très différentes selon les systèmes de culture mis en place : proportion de sols nus pendant la période estivale, proportion de couverts pérennes (prairies, luzernes...). Enfin la localisation spatiale des systèmes de culture en fonction de la distribution spatiale des sols au niveau local revêt une grande importance, compte tenu de l'interaction entre types de sol et systèmes de culture sur le terme ETR.

Ainsi la contribution de l'agriculture à la gestion des ressources en eau doit être abordée à l'échelle locale voire régionale. Cependant ces études, du fait de leur caractère spatialisé et de la complexité des interactions entre les propriétés hydrodynamiques des sols, la variation interannuelle et spatiale du climat, et la végétation, sont peu accessibles à l'expérimentation directe. En effet, les combinaisons entre facteurs spatiaux et temporels sont quasi infinies et toute expérimentation menée localement sur un petit nombre de situations sol-climat-système de culture reste très difficilement extrapolable à une échelle territoriale. L'expérimentation directe a cependant permis d'analyser l'effet des différents facteurs affectant les composantes du terme ETR : (i) évaporation du sol nu en fonction des propriétés intrinsèques du sol (Brisson et Perrier, 1992) ; (ii) transpiration de la végétation en fonction du développement de ses surfaces foliaires (Brisson et al., 1992 ; Brisson, 1998) ; (iii) dynamique de prospection du sol par les racines et potentialités d'extraction de l'eau du sol par les différentes cultures ; (iv) régulation stomatique des plantes et ajustement de leur transpiration en fonction de l'adéquation entre l'offre et la demande en eau (Brisson et al., 1998) ; (v) rétroactions entre l'évapotranspiration et les températures de surface qui déterminent la vitesse de développement des couverts végétaux.

L'ensemble de ces travaux de recherches a permis de formaliser les processus physiques et biologiques qui sont à la base de la dynamique de l'eau dans les sols, de son évaporation directe par le sol nu et de sa transpiration par les couverts végétaux selon leur stade de croissance. Il est donc possible à l'heure actuelle de proposer des simulations réalistes du terme ETR et donc du bilan D-I dans un certain nombre de situations, afin d'étudier les conséquences de modifications des modes d'occupation des sols par l'agriculture sur les ressources en eau à l'échelle régionale ou locale. Pour cela il était nécessaire :

- (i) de concevoir un modèle mathématique et informatique permettant de simuler les processus physiques et biologiques qui déterminent l'ETR dans des conditions de sol et de climat donnés et pour différents systèmes de culture ;
- (ii) de calibrer et valider ce modèle à partir de jeux de données expérimentales obtenues dans des conditions données ;
- (iii) de spatialiser sur un territoire donné les variables d'entrée nécessaires au fonctionnement du modèle : types de sols, climat, systèmes de culture, végétation naturelle... sur des surfaces élémentaires dites "homogènes" ;
- (iv) de simuler le bilan hydrique D-I sur chacune des surfaces "homogènes" ainsi définies.

Et pour arriver à réaliser des études spatialisées à l'échelle territoriale, il serait nécessaire :

- (v) de simuler l'effet de la variabilité climatique inter-annuelle en introduisant des séries climatiques réelles passées ou en introduisant un forçage représentant l'évolution prévisible du climat en fonction du changement global en cours ;
- (vi) de spatialiser les sorties du modèle sous forme d'analyses fréquentielles et d'en calculer une intégration locale ou régionale donnant accès à une estimation de la ressource hydrique potentiellement disponible à l'échelle du territoire considéré.

Cette estimation de la ressource disponible n'est qu'une estimation potentielle. En effet, il faudrait être certain que toute l'eau drainée à l'échelle d'un territoire reste bien stockée et donc disponible à l'échelle de ce territoire. Il convient donc de coupler à cette approche des études hydrogéologiques qui seules permettent de savoir quelle part du bilan D-I peut rester disponible pour des usages anthropiques. Il n'en reste pas moins vrai que, à situation hydro-géologique donnée, la connaissance du bilan D-I à l'échelle locale reste un préalable indispensable à toute gestion raisonnée des ressources en eau sur ce même territoire.

1.1.5.2. Des tentatives de simulation de l'Infiltration Efficace

Le terme drainage (D) est souvent appelé Infiltration Efficace (IE) en ce sens qu'il représente la quantité des eaux de pluies qui s'infiltrent dans le sol et qui échappent à la reprise par l'évaporation du sol et la transpiration des plantes. Le problème de la simulation de IE (ou D) est donc celui de la

modélisation suffisamment réaliste de ETR, puisque le terme P est accessible à la mesure grâce au réseau météorologique même si les valeurs locales doivent être extrapolées. Diverses études ont été menées à l'échelle régionale en utilisant des modèles de calcul de l'ETR plus ou moins sophistiqués et en callant ces modèles sur des données de bilans hydriques mesurés *in situ*. Nous relaterons deux de ces études réalisées en France. Nous en montrerons les limites et les insuffisances. Puis nous relaterons un exemple de ce qu'il serait possible de réaliser à partir de modèles plus élaborés de l'estimation de l'ETR. Ce dernier exemple n'étant pas encore publié dans la littérature scientifique il n'aura qu'un statut probatoire et ses résultats ne sont présentés dans le cadre de cette expertise que pour illustrer l'intérêt qu'il y aurait à réaliser ce type d'études.

1.1.5.2.1. Etude de l'alimentation naturelle de la nappe de Beauce. Elaboration d'un modèle de calcul de l'infiltration efficace (Nathalie Schnebellen, INRA Orléans)

Cette étude a été menée dans le cadre d'une convention entre les Agences de l'Eau Loire-Bretagne et Seine-Normandie et l'INRA d'Orléans. Le travail concernait l'alimentation naturelle de la nappe de Beauce et l'étude du terme d'infiltration efficace. Il présente une approche méthodologique qui a permis l'élaboration d'un modèle de calcul de recharge de la nappe, prenant en compte la diversité des sols, des systèmes de culture et du climat. Dans un premier temps, le modèle a été conçu et testé au niveau stationnel par comparaison avec des mesures, puis de façon temporelle et spatiale au niveau de quatre cantons en Beauce, Petite Beauce et Gâtinais. La démarche a permis de mieux comprendre l'influence des pratiques culturales.

La quantification de l'alimentation naturelle de la nappe de Beauce avait fait déjà l'objet de travaux antérieurs. Un calcul des pluies efficaces avait été proposé (DIREN, 1995) en utilisant le modèle Agronoé de Météo-France, en faisant les hypothèses suivantes : (i) une réserve en eau des sols uniforme de 100 mm, (ii) un épuisement systématique de cette réserve au 1^{er} septembre, et (iii) une couverture végétale permanente du sol de type prairie. Une étude du BRGM (1998) a repris les deux premières hypothèses mais en tenant compte des différents modes d'occupation du sol par les cultures par l'intermédiaire de coefficients cultureux. Ces méthodes ne sont pas totalement satisfaisantes en raison de l'importante variabilité spatiale des capacités de stockage en eau des sols et de la non prise en compte de différents facteurs qui déterminent la quantité d'eau présente dans les sols au 1^{er} septembre lors de l'initialisation du modèle. Divers travaux (Bruand et al ; 1997 ; Chéry, 1995 ; Vautier et al., 1998) ont montré que l'état hydrique des sols en début d'automne est très variable, et fonction des types de cultures précédentes et des pratiques culturales associées (irrigation notamment).

Le modèle adopté dans cette étude est un bilan hydrique de type "réservoir", modèle déterministe basé sur une explicitation des phénomènes observés par des lois physiques simples. Il existe plusieurs façons de représenter le modèle "réservoir", notamment selon le nombre de réservoirs qui constituent le sol. Dans cette étude, deux modèles ont été testés en parallèle. Un premier modèle où le sol est constitué d'un seul réservoir constitué par la totalité du volume de sol au sein duquel toute l'eau constituant la réserve utile (RU) est disponible pour satisfaire la demandes évapo-transpiratoire de l'atmosphère. Un second modèle où l'eau du sol est répartie en deux réservoirs. Un premier réservoir est constitué par l'eau contenue dans les premiers centimètres du sol qui, lorsqu'ils sont desséchés, empêchent l'évaporation directe par le sol de l'eau contenue dans les horizons plus profonds (effet mulch). Cette distinction entre les deux modèle est essentielle car si le premier a l'avantage de la simplicité, il ne permet pas de prendre en compte de manière satisfaisante l'effet du mode d'occupation du sol sur le terme ETR, alors que le second modèle permet de bien reproduire l'effet mulch qui conduit à une réduction de l'ETR en fonction de la proportion de sol nu dans les surfaces agricoles. L'estimation de l'ETR maximum ou ETM des différentes cultures a été réalisée à partir des estimations climatiques de l'ETP Penman pondérée par un coefficient cultural Kc qui tient compte (i) de la culture en place et (ii) de son stade de développement. Ainsi :

$$ETM = Kc \text{ ETP Penman}$$

L'utilisation des coefficients cultureux représente une approximation de la réalité. Selon Robelin (1984) : "il s'agit de cotes mal taillées par suite, d'une part de l'approximation inhérente à la formule,

d'autre part de la variabilité de l'évapotranspiration maximale pour une même espèce cultivée selon le contexte cultural". Cependant leur utilisation est pratique et fréquente pour des calculs de bilans hydriques simplifiés. Ces coefficients K_c ont été estimés expérimentalement par différentes études pour la plupart des cultures en fonction des stades de développement. Ils ont été fournis dans ce cas précis par la Chambre d'Agriculture d'Eure et Loir (sources Ailliot et Bouthier, 1993 ; plaquette IRRIGUER MIEUX, 1995 ; données CETIOM pour colza et tournesol). La prise en compte des surfaces boisées (conifères ou feuillus) a été réalisée en utilisant les coefficients publiés par Granier, (1996) et Granier et al. (1999) : 0,5 en automne-hiver et 1,2 en printemps-automne pour les feuillus, et 1,0 en automne-hiver et 1,2 en printemps-été pour les résineux. Pour les sols nus, ce coefficient est en moyenne de 0,5 du fait de l'effet mulch. Pour les différentes cultures, la valeur de K_c évolue de 0,5 en début de cycle après le semis jusqu'à 1,1-1,2 au maximum d'indice foliaire de la culture pour redescendre à des valeurs de 0,5 lors de la maturation de la plante. On peut voir, selon ces chiffres, que les couverts forestiers, qui sont totalement couvrants au printemps et en été, saison de plus forte évapotranspiration, consomment plus d'eau que les systèmes cultivés qui laissent une proportion de sols nus plus ou moins importante à ces mêmes saisons et qui baissent nettement leur consommation dans les phases de maturation. Pour les prairies, la valeur de K_c est constante et égale à 1 par définition, le calcul de l'ETP Penman ayant été calé sur l'évapotranspiration maximale d'un couvert de fétuque élevée.

La prise en compte du stress hydrique de la plante dans la réduction de l'évapotranspiration du couvert végétal est réalisée par l'introduction d'un deuxième coefficient dit de "stress" K_s permettant d'accéder à l'évapotranspiration réelle :

$$ETR = K_s ETM$$

$$ETR = K_s K_c ETP \text{ Penman}$$

La valeur de K_s est maintenue égale à 1 tant que la réserve hydrique du sol est maintenue égale à au moins 1/3 de la réserve utile, soit $RDU = 1/3 RU$ ($RDU =$ réserve en eau du sol difficilement utilisable). En dessous de ce niveau de réserve, K_s diminue linéairement avec le niveau de la réserve en eau du sol R_i selon la formule :

$$K_s = R_i/RDU$$

Les modèles ainsi construits ont été calés et validés sur quatre sites expérimentaux dans lesquels des mesures de profils hydriques ou/et des cases lysimétriques étaient disponibles. Ces validations confirment la meilleure adéquation du modèle à 2 réservoirs qui limite l'évaporation du sol nu. Cependant, l'existence d'une barrière totale à l'évaporation de l'eau du sol lorsque celui-ci s'est desséché sur 5 cm est apparue trop abrupte. Un effet tampon plus progressif a été ajouté dans le modèle afin de reproduire plus fidèlement la dynamique de dessèchement du sol nu.

En conclusion, cette étude de l'alimentation naturelle de la nappe de Beauce a permis d'élaborer, à l'échelle stationnelle, un modèle simplifié de calcul de l'infiltration efficace. Ce modèle a été calibré et validé à partir de suivis de parcelles expérimentales et de cases lysimétriques. Les options retenues ont été l'utilisation d'un modèle à pas de temps journalier avec double réservoir en eau du sol permettant de prendre en compte l'effet "mulch". Les données d'entrée de ce modèle sont les pluies, l'ETP Penman et l'état hydrique du sol initial en début de simulation. La validation montre qu'un tel modèle ainsi élaboré au niveau stationnel prévoit les quantités d'eau drainées à + ou - 8,5% en comparaison avec les quantités mesurées à la base des cases lysimétriques. Le modèle a ensuite été spatialisé sur quatre cantons sur une période de 20 à 28 ans. Pour cela les modes d'occupation des sols ont été reconstitués dans le temps ainsi que les principales rotations culturales. La simulation a pris ainsi en compte pour chacun des cantons, une station météorologique représentative, tous les types de sols et 32 combinaisons culture-précédent au prorata de leurs surfaces respectives. Ces simulations font apparaître une très forte variabilité inter-annuelle avec une succession de cycles d'années dites "sèches" et "humides", et une variabilité spatiale importante due à un gradient climatique.

Le modèle simplifié utilisé comporte deux limitations. La première est que l'utilisation des coefficients culturaux empiriques K_c pour estimer l'ETR des cultures reste trop approximative. D'une part du fait que la littérature donne des valeurs assez différentes à ces coefficients pour une même

culture, et d'autre part parce que l'évolution des valeurs de Kc au cours du développement de la culture n'est pas décrit de manière suffisamment réaliste. La seconde limitation est que le modèle en l'état actuel doit être réinitialisé chaque année en re-estimant la quantité d'eau stockée dans le sol, un enchaînement des simulations d'une année sur l'autre conduisant à des dérives assez vite irréalistes.

Malgré ses imperfections et ses limites, cette étude a permis de dégager certaines conclusions sur l'effet des modes d'occupation des sols par l'agriculture sur la réalimentation d'une nappe à l'échelle d'un territoire :

- (i) les surfaces soumises à des systèmes de cultures annuelles permettent une infiltration efficace en moyenne plus élevée que les surfaces qui sont en permanence couvertes par la végétation : prairies, forêt. La mise en culture, par le fait qu'elle maintient des sols nus en plus ou moins grande proportion notamment au printemps et en été, contribue à limiter les pertes en eau par évapotranspiration et à augmenter ainsi la reconstitution de la nappe ;
- (ii) cet effet des systèmes de culture est d'autant plus important que l'on a un assolement qui est essentiellement constitué de culture d'hiver (céréales, colza...) laissant le sol nu pendant la période estivale ;
- (iii) l'irrigation, si elle prélève des quantités importantes d'eau dans la nappe laisse en moyenne des sols ayant un stock d'eau plus important en fin d'été, ce qui se traduit par une hauteur d'eau drainée plus importante. Mais cet effet est bien entendu très inférieur aux prélèvements correspondants.

Ainsi cette étude a permis de montrer que le choix des systèmes de culture et leur répartition spatiale à l'échelle d'un territoire en fonction des types de sols pouvait constituer une marge de manœuvre tout à fait réelle pour la gestion collective d'une ressource hydrique du type nappe.

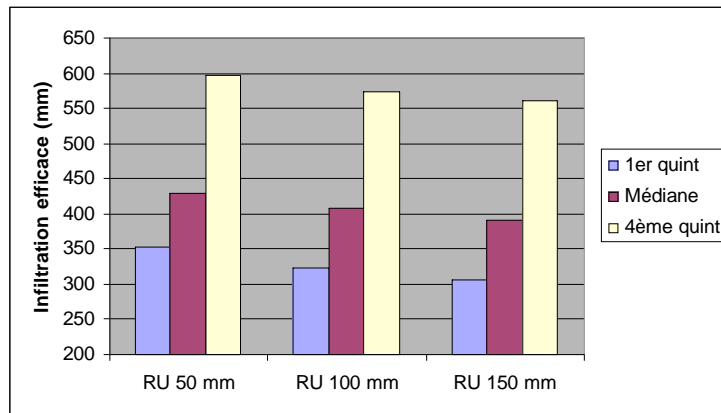
1.1.5.2.2. L'infiltration efficace en Poitou-Charentes : influence du climat, de l'occupation du sol et de la réserve utile des sols. Etude par simulation (Frédéric Levraut, AGRO-TRANSFERT Poitou-Charentes, 2002)

En région Poitou-Charentes, malgré les efforts faits sur l'irrigation (gestion volumétrique) et les pratiques agricoles en lien avec la qualité de l'eau (fertilisation, protection phytosanitaire, cultures intermédiaires), les enjeux de la gestion quantitative et qualitative de l'eau restent très présents. Dans ce contexte, l'impact de l'activité agricole sur les mouvements d'eau vers les aquifères (infiltration efficace) est important à étudier. En particulier, l'influence du type de sol, du climat (variation spatiale et temporelle) et de l'occupation du sol par les systèmes de culture doit être mieux comprise dans la gamme de situations rencontrées dans la région. Agro-Transfert Poitou-Charentes a donc entrepris une étude visant à mettre en évidence la variation de l'infiltration efficace engendrée par des combinaisons différentes de types de sols et de modes d'occupation des sols soumises à la variabilité climatique locale.

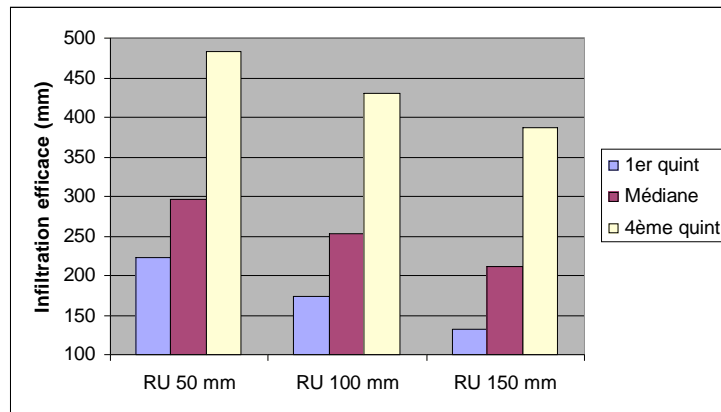
Cette étude s'est appuyée sur la méthodologie développée dans l'étude sur la nappe de Beauce (voir ci-dessus). Elle a permis de croiser ; (i) trois zones climatiques contrastées de la région du point de vue pluviométrique : Loudun, Ruffec et Saintes ; (ii) trois types de sols caractérisés par leur réserve utile : 150, 100 et 50 mm, et (iii) trois modes d'occupation du sol permettant de maximiser l'effet sur le bilan hydrique : sol nu en permanence, prairie permanente, rotation maïs blé conduite sans irrigation. Chaque année climatique, les simulations ont été initialisées le 1^{er} août en appliquant pour chaque mode d'occupation du sol la médiane interannuelle de remplissage de la réserve utile du sol, à savoir 85% pour le sol nu, 15% pour la prairie, et 25% pour la rotation blé-maïs. La simulation de l'infiltration efficace était alors effectuée annuellement du 1^{er} août au 31 mai.

Un des résultats les plus intéressants obtenus dans cette étude, en dehors de l'effet attendu climat et type de sol, est l'ampleur de l'effet des modes d'occupation des sols sur l'infiltration efficace. Les figures ci-dessous montrent que, pour le climat de Ruffec recevant environ 800 mm de pluies par an, un sol nu restitue environ 400 mm à la nappe, une rotation maïs blé en restitue environ 350 mm tandis qu'un couvert végétal permanent en restitue seulement 250 mm. Ce résultat confirmé sur les deux autres sites montre que l'occupation des terres par l'agriculture par des systèmes de culture annuels,

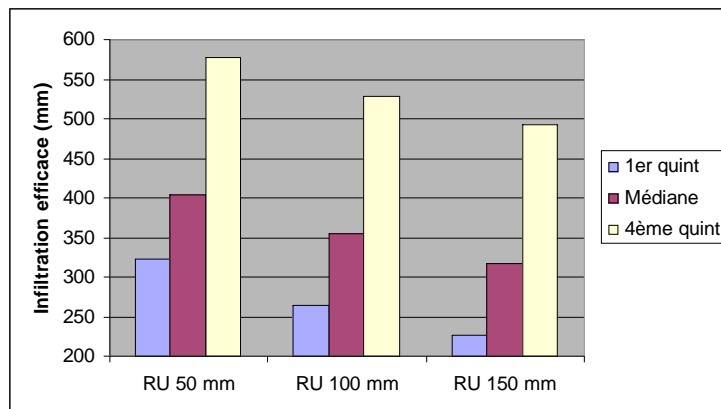
par rapport à une couverture végétale permanente du sol que représente une prairie, contribue à fournir à la nappe environ 100 mm d'eau supplémentaire et seulement 50 mm de moins que le maximum possible qui est représenté par le sol nu en permanence. L'effet mode d'occupation des sols est plus important que l'effet type de sol.



(a) Sol nu



(b) Blé-Maïs



(c) Prairie

Figure 1. Simulation de l'infiltration efficace cumulée du 1^{er} août au 31 mai pour trois types de sol sous climat de Ruffec (Charentes) – Années 1971-2000.

La différence entre surfaces cultivées (blé-maïs) et surfaces végétalisées en permanence pourrait être encore être amplifiée (i) d'une part si on comptabilisait les forêts qui ont un coefficient Kc de 1,2 comparé à celui des prairies de 1 (ce qui indiquent qu'elles consomment potentiellement 20% de plus

d'eau) et qui ont un enracinement plus profond leur permettant d'avoir accès à des stocks d'eau du sol plus importants, et (ii) d'autre part si l'on considérait des systèmes de culture à base de cultures d'hiver ayant une moindre couverture du sol en été.

1.1.5.3. L'utilisation des systèmes de fonctionnement de culture

Les termes du bilan de l'eau ETR et Drainage peuvent être directement simulés à partir des modèles de développement de culture. Par rapport à l'approche empirique présentée ci-dessus, cette approche plus mécaniste a l'immense avantage de prendre en compte les rétroactions existantes entre le niveau d'épuisement de la réserve hydrique du sol par les plantes et la réduction de leur consommation d'eau, c'est-à-dire la régulation stomatique et la croissance foliaire. De plus, les rétroactions entre la diminution de la transpiration des plantes et leur température peuvent aussi être prises en compte, ce qui a pour effet de raccourcir les durées de cycle des cultures. Ces modèles, une fois calés et validés, permettent de simuler le comportement de différentes espèces cultivées dans des scénarios de sol et de climat différents en fonction d'itinéraire techniques déterminés. Au-delà de leur utilisation pour simuler le rendement des cultures en fonction des contraintes du milieu, ces modèles permettent également de simuler les différents termes du bilan hydrique d'une culture. Appliqués sur une portion d'espace traitée de manière homogène au niveau agricole (système de culture), ils permettent de simuler ces bilans hydriques sur de longues périodes, les variables de sorties de l'année N devenant les variables initiales de l'année N+1. La représentation spatiale des différents systèmes de culture à l'échelle d'un territoire permet par agrégation d'envisager de réaliser des études sur l'effet des systèmes et de leur répartition spatiale sur les bilans d'eau à l'échelles d'aquifères de taille plus ou moins vaste, et d'envisager ces outils comme aide à la gestion collective des ressources en eau au niveau local. En effet, comme cela a été souligné ci-dessus, la principale limitation de ces études tenait à l'estimation assez frustrante des coefficients culturaux K_c permettant d'estimer l'évapotranspiration maximale d'une culture en fonction du calcul de l'ETP. Les modèles de fonctionnement de cultures qui sont aujourd'hui disponibles permettent de simuler de manière plus fine l'évolution du terme ETR des cultures, grâce notamment à une simulation plus réaliste du développement des surfaces foliaires des plantes qui détermine le partage entre l'évaporation du sol et la transpiration des plantes (Brisson et al., 1992 ; Brisson et al., 1998). Il nous a paru alors important d'illustrer les possibilités offertes par ces outils de simulation en explorant de manière assez large les différents facteurs qui concourent à faire varier localement le bilan entre la quantité d'eau qui retourne vers les nappes et les prélèvements pour l'irrigation, afin d'analyser la marge de variation qui est imputable à l'agriculture dans différentes conditions pédo-climatiques.

1.1.5.3.1. Le modèle de fonctionnement de culture

Les modèles de culture sont des outils mathématiques et informatiques qui simulent le fonctionnement dynamique d'une culture (système sol-plantes) en interaction avec le climat et les pratiques agricoles. Ils sont nés au début des années 70 à partir des travaux fondateurs des écoles hollandaise (de Wit, 1970) et américaine (Baker et Meyer, 1966 ; Duncan, 1971). Le modèle français STICS, développé à l'INRA depuis 1996 en collaboration avec des partenaires scientifiques et techniques, s'appuie sur des principes largement admis dans la communauté (Brisson et al., 1998, 2003). Il incarne les préoccupations environnementales de l'agronomie par une approche générique permettant de simuler de nombreuses espèces cultivées prenant en compte l'effet des pratiques agricoles.

STICS réalise des simulations à l'échelle des rotations en continu sur une série climatique, faisant succéder des phases de culture et d'interculture. La dynamique est journalière, imposée par le pas de temps climatique, le climat constituant avec le sol et l'itinéraire technique l'ensemble des données d'entrée du modèle. Les données de sorties sont agronomiques (date de récolte, rendement, qualité, consommation d'eau et d'azote) ou environnementales (infiltration profonde, lixiviation de nitrates, température de la surface). STICS simule le fonctionnement carboné (croissance des plantes et élaboration du rendement), énergétique (interception du rayonnement solaire, températures du couvert et du sol), hydrique (évaporation du sol, transpiration des plantes, drainage) et azoté (minéralisation de

la matière organique, transport des nitrates, fixation de l'azote atmosphérique par les légumineuses) de l'agrosystème.

Il existe des interactions fortes entre le fonctionnement hydrique et les autres composantes : l'état de croissance de la plante définit ses besoins en eau mais rétroactivement l'insatisfaction de ces besoins pénalise la croissance de la plante ; en réduisant l'évapotranspiration, le déficit en eau augmente la température de la surface par le biais du bilan d'énergie ; en s'infiltrant l'eau entraîne avec elle les nitrates tandis qu'en situation de pénurie ces nitrates ne sont plus véhiculés jusqu'aux racines provoquant ainsi un déficit azoté pour la plante (stress azoté induit par le déficit hydrique) ; enfin dans un sol sec les processus de minéralisation sont considérablement ralentis.

Le modèle fait un certain nombre d'hypothèses simplificatrices. Ainsi les remontées capillaires qui pourraient provenir du compartiment de sol sous-racinaire sont négligées, la parcelle est supposée plane de façon à pouvoir négliger les phénomènes de ruissellement de surface et parfaitement contrôlée au plan phytosanitaire. En particulier l'impact du régime hydrique sur les dynamiques d'infestation de maladies ou d'adventices n'est pas pris en compte.

STICS a été adapté à des cultures variées (Figure 2). La stratégie spécifique d'une culture vis-à-vis de son économie en eau repose sur divers éléments du fonctionnement et de la morphologie de la plante renseignés par un paramétrage approprié aux niveaux de son développement phénologique, des dynamiques respectives de son feuillage et de son système racinaire, de la fermeture stomatique et de sa réactivité aux stress.

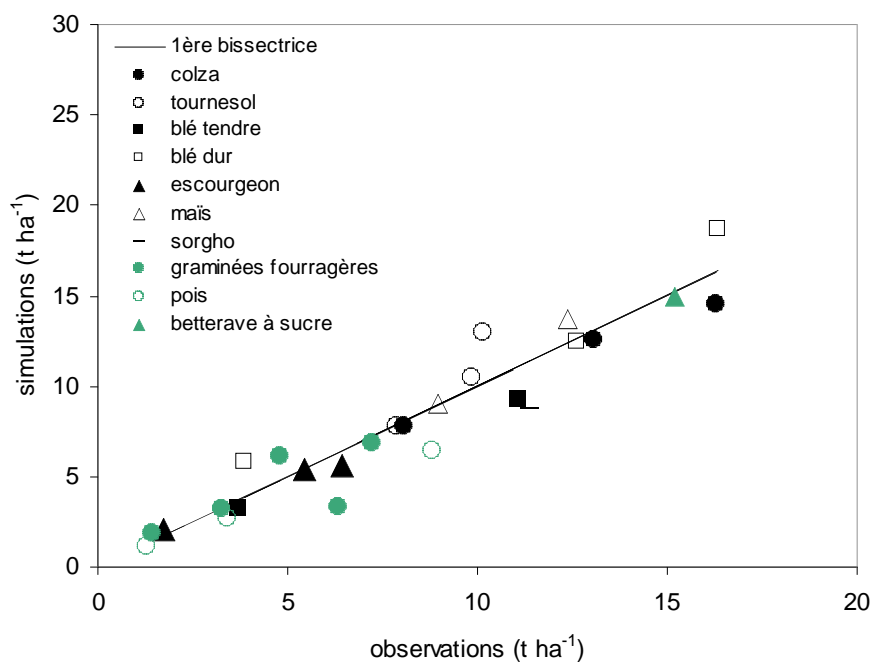


Figure 2. Comparaison entre mesures et simulations par STICS de la biomasse accumulée par des cultures très diversifiées

Les variables calculées utilisées dans cette étude sont essentiellement les variables du bilan hydrique : transpiration du couvert végétal, évaporation du sol (cumulée dans la variable évapotranspiration), infiltration profonde et ruissellement par débordement (qui se produit dans le cas de sols à très faible infiltrabilité). Sont également analysées les variables microclimatiques liées au bilan hydrique : température de surface et humidité des couverts, ainsi que les variables d'intérêt agricole (rendement) et environnemental (lixiviation des nitrates). Infiltration profonde (ou drainage) et ruissellement par débordement seront cumulés car ces deux entités représentent une estimation de la contribution à la recharge des nappes.

1.1.5.3.2. Analyse de l'effet des modes d'occupation des sols sur les bilans hydriques. Approche par modélisation mécaniste (Rapport INRA pour le MAP, N. Brisson et al., 2006)

Cette analyse a été entreprise afin de montrer comment l'état actuel des connaissances en matière de modélisation pouvait permettre de conduire à des études plus complètes et plus exhaustives que les études présentées ci-dessus.

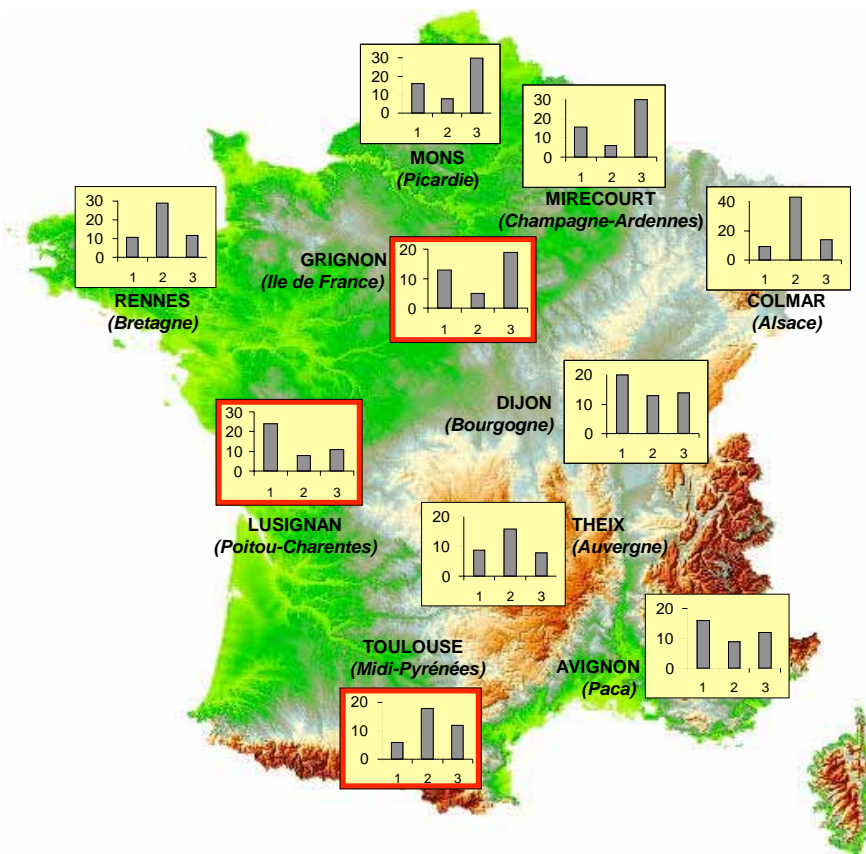


Figure 3. Carte des régions sélectionnées (chacune étant représentée par une station climatique) et choix des sols par gamme de réserve utile (1 : 40 à 100mm, 2 : 100 à 160 mm, 3 : >160 mm) et représentativité dans la région en %. Les régions encadrées de rouge ont été choisies pour l'étude agricole

1.1.5.3.2.1. Choix des contextes pédoclimatiques

L'étude repose sur une sélection de milieux pédoclimatiques permettant d'appréhender la variabilité des configurations de sécheresse d'origine climatique et/ou édaphique à l'échelle du territoire français. Cette sélection a été opérée au niveau régional, échelle assurant le meilleur compromis entre les décisions relatives à l'eau et le découpage naturel du territoire français. Ainsi 10 régions ont été choisies, chacune étant caractérisée par une station climatique pourvue d'une série de 25 ans de données au minimum et de trois types de sol.

Les climats choisis représentent les tendances océanique (Rennes, Lusignan, Grignon, Mons), continentale (Colmar, Dijon, Mirecourt), montagnarde (Theix à 800 m d'altitude) et méditerranéenne (Avignon, Toulouse) de l'hexagone, combinées du nord au sud avec la zonation latitudinale du climat global.

Le choix des sols s'est fait à partir de la carte pédologique au 1/1 000 000^e sur la base de leur réserve utile, caractérisant leur capacité de stockage l'eau, et de leur représentativité significative dans la région. Ainsi, pour chaque région, ont été retenus un sol à faible réserve utile (entre 40 et 100 mm), un sol à forte réserve utile (supérieure à 160 mm) et un sol intermédiaire (réserve utile entre 100 et 160 mm). L'hétérogénéité des régions en terme de potentiel édaphique est bien illustrée par la Figure 3 sur laquelle est, par exemple, mise en évidence l'importance des sols à faible réserve utile en Poitou-

Charentes et en région PACA, alors que la région Ile-de-France ou la Picardie sont majoritairement dotées de sols à forte capacité de rétention en eau. Cependant la réserve utile n'est pas le seul critère de qualification de potentialité agricole des sols et, selon les régions, les autres caractères permanents, en particulier ceux relatifs à leur fertilité (teneur en matière organique), peuvent modifier le classement des réponses attendues par la seule variation de la réserve utile.

Deux niveaux d'étude ont été menés. Le premier, de nature uniquement pédoclimatique, concerne l'ensemble des régions. Il vise à cerner le poids relatif des sols et des climats, dans leurs variabilités à la fois spatiale et temporelle, sur les flux d'eau infiltrés et évaporés, les périodes de crise ainsi que les conséquences attendues sur le microclimat. Sur un sous-ensemble de trois régions, sélectionnées pour l'acuité des problèmes liés à l'usage de l'eau (Ile-de-France, Midi-Pyrénées et Poitou-Charentes), a été introduite, de manière aussi réaliste que possible, la dimension agricole.

1.1.5.3.2.2. Les protocoles de simulation retenus

Deux types de protocoles ont été retenus, correspondant aux deux niveaux d'études mentionnés.

Le protocole "pédoclimatique" correspond à des situations de couverture du sol extrêmes :

- (i) permanence de sol nu sans aucune couverture végétale correspondant à une minimisation des pertes par évapotranspiration et une maximisation de la reconstitution des nappes par le drainage ;
- (ii) couvert de prairie de graminées afin d'estimer l'ampleur maximale du déstockage de l'eau du sol par une végétation permanente puisant uniquement dans les réserves "naturelles" et ses répercussions sur les volumes d'eau drainés réalimentant les hydrosystèmes. Ce mode d'occupation des sols permet de représenter le bilan hydrique des espaces non cultivés : prairies permanentes, forêts, landes... La différence avec le sol nu indique alors l'amplitude des bilans d'eau qui sont générés par les différents modes d'occupation des sols du fait de l'activité agricole ;
- (iii) couvert de prairie irriguée pour couvrir la totalité des besoins en eau des plantes. Deux coupes sont effectuées, au printemps et en été et à chacune de ces coupes, la prairie est fertilisée à raison de 50 kgN/ha, ce qui correspond à une conduite raisonnée permettant de couvrir en moyenne de 70 à 85% des besoins en azote et limite les pertes par lixiviation. Ce système permet de simuler le besoin maximum d'eau d'irrigation et les conséquences de tels apports d'eau sur la quantité d'eau drainée qui retourne à la nappe.

Le protocole "agricole" a été construit avec l'aide d'experts régionaux de façon à évaluer trois systèmes de culture réalistes par région. Ces systèmes de culture sont matérialisés par des rotations au plus quadriennales. Les systèmes "A", les plus consommateurs en eau, sont à base de cultures entièrement irriguées (tableau 1). A l'opposé, les systèmes "C" sont les plus économes, avec des cultures conduites sans irrigation (appelées aussi cultures pluviales). En position intermédiaire, les systèmes "B" utilisent l'irrigation d'appoint, qui ne couvre qu'une partie des besoins en eau des plantes (évaluée à 50%). Les systèmes "B" et "C" tendent à privilégier des stratégies d'évitement en n'occupant pas le sol systématiquement pendant la période sensible de l'été. Les systèmes retenus ne sont pas forcément des systèmes très représentés dans les régions étudiées, mais ils concrétisent une stratégie agri-environnementale que l'étude souhaitait tester.

Les itinéraires techniques correspondants à ces systèmes, dont les éléments essentiels sont synthétisés dans le tableau 1, sont différents d'une région à l'autre mais identiques pour les trois types de sol. Les précédents culturels jouent un rôle sur l'état hydrique et minéral du sol au semis et fournissent des résidus qui sont enfouis lors des opérations de travail du sol supposées conventionnelles (déchaumage, labour, façons superficielles avant semis). Les densités de semis varient peu entre régions et le fractionnement des apports d'azote repose sur la phénologie des cultures. En ce qui concerne l'irrigation (pour les systèmes A et B), les apports d'eau, en date et quantité, sont calculés en fonction du niveau de satisfaction des besoins en eau recherchée. Ainsi, pour les systèmes A, les besoins sont supposés satisfaits à 100% et donc l'irrigation est déclenchée dès que la transpiration réelle s'éloigne de la transpiration potentielle. Pour les systèmes B, l'irrigation est déclenchée plus tardivement, quand la transpiration réelle est inférieure à 50% de la transpiration potentielle.

Région	Rotation	Culture (variété)	Irrigation (satisfaction des besoins en eau)
Ile de France	A Maïs Blé dur Betterave Blé tendre	Maïs (DK300)	100%
		Blé dur (Lloyd)	100%
		Betteraves (Laser)	100%
		Blé tendre (Appache)	100%
	B Colza Blé tendre Escourgeon	Colza (Aviso)	-
		Blé tendre (Shango)	50%
		Escourgeon (Alaska)	-
	C Tournesol Blé tendre Pois de printemps Blé tendre	Tournesol (Albena)	-
		Blé tendre (Appache)	-
		Pois (Baccara)	-
Blé tendre (Appache)		-	
Midi Pyrénées	A Maïs	Maïs (Cécilia)	100%
	B Blé dur Blé dur Sorgho	Blé dur (Nefer)	50%
		Blé dur (Nefer)	50%
		Sorgho (DK18)	50%
	C Blé dur Tournesol	Blé dur (Nefer)	-
		Tournesol (Mélody)	-
Poitou Charentes	A Maïs	Maïs (Furio)	100%
	B Colza Blé tendre Escourgeon	Colza (Aviso)	-
		Blé tendre (Shango)	50%
		Escourgeon (Alaska)	-
	C Tournesol Blé tendre Escourgeon	Tournesol (Mélody)	-
		Blé tendre (Appache)	-
		Escourgeon (Alaska)	-

Tableau 1. Détail des rotations et techniques associées retenues pour les trois régions test.

Pour les deux protocoles, les simulations ont été réalisées en continu sur l'ensemble de la période climatique disponible de façon à tenir compte des effets cumulatifs. Si l'on exclut la monoculture de maïs, les systèmes de culture analysés s'appuient sur des rotations pluriannuelles, ce qui nécessite d'exécuter le protocole agricole 2, 3 ou 4 fois pour que les relations culture/année soient aussi exhaustives que possible et s'approcher ainsi de résultats à l'échelle de l'assolement. Une année culturale comprend une période de sol nu, précédant le semis, et une période de végétation. La proportion entre ces deux périodes est plus élevée pour les cultures d'été comme le maïs ou le tournesol que pour les cultures d'hiver comme le blé ou le colza.

1.1.5.3.2.3. Sol nu et couvert végétal permanent, deux extrêmes pour encadrer l'impact de l'agriculture sur le bilan hydrique et le microclimat

Le tableau 2 montre les valeurs simulées des termes ETR et Drainage pour les différents types de sols dans les différentes régions d'étude. Le rapport ETR/ETM indique le degré de satisfaction de la demande climatique par chacun des deux systèmes d'occupation du sol.

Région	Système	Sol	Irrigation (mm)	Drainage (mm)	ETR (mm)	ETR / ETM
Picardie	Sol nu	rendzine	0	256	347	0.55
		alluvial calcaire sableux	0	261	375	0.52
		lessivé limoneux	0	232	351	0.55
	Prairie irriguée	rendzine	249	242	630	1
		alluvial calcaire sableux	249	231	621	1
		lessivé limoneux	94	90	619	1
	Prairie sèche	rendzine	0	166	442	0.77
		alluvial calcaire sableux	0	152	457	0.78
		lessivé limoneux	0	52	566	0.94

Ile de France	Sol nu	rendzine	0	292	368	0.57
		brun calcaire	0	390	269	0.42
		limoneux lessivé	0	311	348	0.54
	Prairie irriguée	rendzine	195	271	588	1
		brun calcaire	128	261	531	1
		limoneux lessivé	87	184	568	1
	Prairie sèche	rendzine	0	199	460	0.82
		brun calcaire	0	198	461	0.88
		limoneux lessivé	0	131	531	0.95
Bretagne	Sol nu	brun acide limoneux	0	330	369	0.56
		brun limoneux	0	324	378	0.57
		Lessivé	0	339	369	0.54
	Prairie irriguée	brun acide limoneux	252	326	623	1
		brun limoneux	170	261	637	1
		Lessivé	112	200	621	1
	Prairie sèche	brun acide limoneux	0	259	455	0.78
		brun limoneux	0	196	518	0.89
		Lessivé	0	152	562	0.93
Poitou Charentes	Sol nu	fersialitique calcaire	0	440	369	0.53
		rendzine argileuse	0	440	369	0.53
		rendzine argileuse sur craie	0	442	366	0.53
	Prairie irriguée	fersialitique calcaire	205	405	777	1
		rendzine argileuse	159	369	766	1
		rendzine argileuse sur craie	73	289	782	1
	Prairie sèche	fersialitique calcaire	0	331	477	0.81
		rendzine argileuse	0	299	510	0.87
		rendzine argileuse sur craie	0	238	574	0.96
Midi Pyrénées	Sol nu	brun calcaire argileux	0	291	417	0.45
		alluvial calcaire	0	274	398	0.47
		brun calcaire	0	274	417	0.47
	Prairie irriguée	brun calcaire argileux	306	223	771	1
		alluvial calcaire	265	191	766	1
		brun calcaire	218	130	752	1
	Prairie sèche	brun calcaire argileux	0	146	544	0.77
		alluvial calcaire	0	122	566	0.80
		brun calcaire	0	69	622	0.85
Champagne Ardennes	Sol nu	rendzine peu profonde	0	498	388	0.60
		alluvial calcaire sableux	0	503	383	0.59
		rendzine profonde	0	492	395	0.60
	Prairie irriguée	rendzine peu profonde	155	451	603	1
		alluvial calcaire sableux	151	439	595	1
		rendzine profonde	81	378	596	1
	Prairie sèche	rendzine peu profonde	0	387	499	0.87
		alluvial calcaire sableux	0	374	513	0.88
		rendzine profonde	0	332	555	0.95
Alsace	Sol nu	brun acide sableux	0	134	384	0.52
		brun calcaire argileux	0	127	370	0.52
		alluvial	0	116	373	0.53
	Prairie irriguée	brun acide sableux	269	134	651	1
		brun calcaire argileux	203	100	653	1
		alluvial	171	38	624	1
	Prairie sèche	brun acide sableux	0	83	455	0.75
		brun calcaire argileux	0	0	478	0.80
		alluvial	0	22	517	0.83
Bourgogne	Sol nu	brun calcaire limoneux	0	373	390	0.57
		brun argileux	0	402	357	0.52
		lessivé hydromorphe	0	333	374	0.55
	Prairie irriguée	brun calcaire limoneux	192	308	623	1
		brun argileux	188	335	603	1
		lessivé hydromorphe	82	213	600	1
	Prairie sèche	brun calcaire limoneux	0	266	503	0.85
		brun argileux	0	0	492	0.84
		lessivé hydromorphe	0	0	561	0.95
Auvergne	Sol nu	brun acide sableux	0	380	381	0.66
		andosol	0	341	399	0.64
		brun hydromorphe	0	342	397	0.66
	Prairie irriguée	brun acide sableux	187	380	579	1
		andosol	62	241	580	1
		brun hydromorphe	25	167	573	1

Paca	Prairie sèche	brun acide sableux	0	241	470	0.96
		andosol	0	319	550	0.85
		brun hydromorphe	0	0	575	0.99
	Sol nu	brun calcaire	0	337	359	0.35
		fersialitique	0	338	357	0.35
		alluvial calcaire	0	326	368	0.36
	Prairie irriguée	brun calcaire	489	301	888	1
		fersialitique	433	259	874	1
		alluvial calcaire	349	176	875	1
Prairie sèche	brun calcaire	0	194	499	0.65	
	fersialitique	0	167	526	0.69	
	alluvial calcaire	0	106	590	0.76	

Tableau 2. Valeurs moyennes des diverses composantes du bilan d'eau par type de sol et par région, sur sol nu et couvert de prairie permanente

On note que pour un sol maintenu sans végétation toute l'année, les pertes d'eau par évaporation sont comprises entre 300 et 400 mm selon les régions. L'effet du type de sol pour un même climat à l'intérieur d'une région est assez faible, de l'ordre de 20 mm, sauf pour la région Ile-de-France où le sol brun calcaire a un comportement nettement différent des deux autres se traduisant par une réduction de près de 100 mm d'évaporation. La réduction de consommation d'eau du sol par l'effet mulch est traduite par le rapport ETR/ETM. Dans la majorité des cas cette réduction est d'un peu moins de 50%. On peut cependant noter, qu'en région PACA où les sol restent secs tout l'été car rarement humectés par les pluies, cette réduction est de 75%, tandis qu'en Auvergne et en Champagne-Ardennes, où il y a sans doute plus de pluies estivales cette réduction n'est que de 40% environ. Le drainage sous sol nu varie de environ 125 mm en Alsace à environ 500 mm en Champagne-Ardennes, avec peu d'écart au sein d'une même région en fonction du type de sol.

Les pertes d'eau par évapotranspiration par un sol couvert de végétation permanente sont bien entendu supérieures à celle du sol nu, de 420 à 590 mm environ selon les régions et les types de sols. L'effet type de sol devient prépondérant puisqu'au sein d'une région il peut engendrer une différence allant de 30 à 110 mm environ. Ainsi les différences d'ETR entre régions ne reflètent qu'imparfaitement les différences de climat. La fourniture d'eau par les pluies et les réserves du sol permettent de couvrir une proportion variable des besoins de la végétation (rapport ETR/ETM). Comme on pouvait s'y attendre, c'est dans la région PACA que la végétation souffre le plus de la sécheresse puisque selon les sols leur demande en eau n'est couverte qu'à 55 à 66% ; elle est suivie par la région Poitou-Charentes, avec une couverture des besoins de 62 à 70%.

Cette consommation supplémentaire d'eau par la végétation entraîne donc une diminution du drainage par rapport au sol nu. Les quantités moyennes d'eau drainées sont les plus faibles en Alsace (de 20 à 95 mm seulement selon les types de sols) et les plus élevées en Champagne-Ardennes (de 320 à 400 mm). Par rapport au sol nu, un couvert végétal permanent entraîne donc une diminution du terme drainage. Cette diminution du drainage est très variable : de 40 mm seulement dans les sols bruns acides en Alsace, jusqu'à 205 mm dans les sols alluviaux calcaires de PACA, la moyenne se situant autour de 120-130 mm.

On peut noter la situation très "sèche" de l'Alsace qui ne reconstitue ses réserves qu'à raison de moins de 100 mm par an, et la situation plus "confortable" de Poitou-Charentes qui a un drainage annuel moyen de l'ordre de 300 à 400 mm. Ces derniers chiffres confirment, en les précisant, les résultats de l'étude précédente (voir ci-dessus).

Dans le tableau 2 est indiquée la quantité d'eau drainée simulée sous un couvert de prairie qui serait irrigué pour que sa consommation en eau soit maximum. Ceci représente donc une situation extrême correspondant à une irrigation maximale. On s'aperçoit que dans ces conditions d'irrigation on améliore en moyenne le terme drainage de 50 mm environ en moyenne. Bien entendu, en regard de ce petit effet de l'irrigation sur le terme drainage, qui n'est en somme qu'un retour à la nappe d'une petite partie de l'eau d'irrigation, il convient de comptabiliser les hauteurs d'eau prélevées. Le tableau 3 permet d'estimer la différence entre le drainage et l'irrigation pour les différentes régions (moyenne

des trois sols). Cette différence permet d'estimer en quelque sorte le degré d'autonomie hydrologique de la région pour une irrigation maximale. La moyenne des trois types de sols est justifiée par le fait que la capacité de rétention en eau du sol agissant à la fois sur le terme Irrigation et sur le terme Drainage, elle a finalement peu d'influence sur le terme D-I.

Picardie	Ile de France	Bretagne	Poitou-Charentes	Midi-Pyrénées	Champagne-Ardennes	Alsace	Bourgogne	Auvergne	PACA
-9	102	84	209	-82	161	-124	131	171	-178

Tableau 3. Différences moyenne entre le drainage D et l'irrigation I (en mm) pour une prairie irriguée

On fait ainsi apparaître des régions "déficitaires" (Midi Pyrénées, Alsace, PACA) pour lesquelles une généralisation de l'irrigation conduirait à un épuisement des réserves, et des régions à bilan positif. Parmi ces dernières on voit apparaître la région Poitou-Charentes pourtant réputée pour ses contraintes en matière de ressources en eau. Cette contradiction apparente tient au fait que ce bilan ne tient pas compte de la nature hydrologique des réserves en eau. En effet, dans certaines situations, l'eau drainée ne reconstitue pas réellement une réserve mais contribue à alimenter les rivières et est donc peu disponible en terme de réserve pour les différents usages anthropiques. Ce classement entre régions est donc purement indicatif et illustratif de la variété des situations régionales et locales qui empêche toute approche normative au niveau national. Cette variété de situations doit donc être prise en compte par des études locales à l'échelle d'aquifères parfaitement délimités et caractérisés.

1.1.5.3.2.4. Impacts des systèmes de cultures sur les bilans hydrologiques

L'analyse n'a été entreprise que sur trois régions à titre d'exemple illustratif : Ile-de-France, Poitou-Charentes, Midi-Pyrénées. L'objectif de cette partie est d'approcher le comportement hydrique de véritables surfaces agricoles. Selon le nombre de cultures constituant le système, la surface est représentée par 1, 2, 3 ou 4 cultures et les synthèses annuelles présentées correspondent à une moyenne de cet ensemble.

Comme attendu, dans chacune des régions analysées, les trois systèmes de culture A, B et C correspondent à des niveaux de satisfaction de besoin en eau décroissants (Figure 4), les systèmes irrigués assurant presque 100% des besoins alors que les systèmes non irrigués les plus déficitaires assurent 85% des besoins, ce qui permet une consommation additionnelle des eaux météoriques par rapport au sol nu de l'ordre de 35% au minimum.

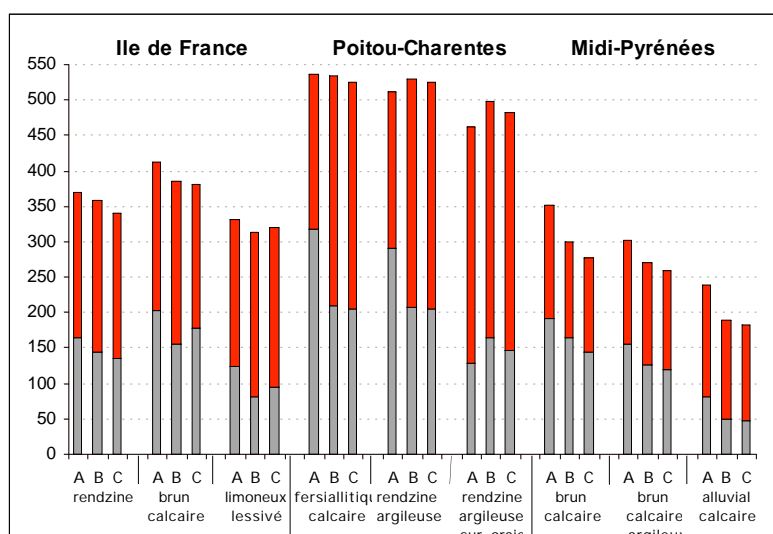


Figure 4. Variabilités interannuelles du drainage.

Les valeurs minimales atteintes 8 années sur 10 sont en gris et celle atteintes 2 années sur 10 sont en rouge. L'ampleur de la différence entre ces deux grandeurs indique la variabilité interannuelle

Les apports d'eau d'irrigation ne sont pas dans les mêmes proportions et les systèmes B n'utilisent que de 25 à 45% de l'eau apportée aux systèmes A, alors qu'ils permettent de couvrir 95% des besoins. Par ailleurs, bien que le maïs n'occupe pas le sol en permanence, les apports d'eau d'irrigation sont semblables (parfois même supérieurs) aux apports potentiels estimés pour la prairie irriguée. Ceci s'explique par le fait que l'ETM du maïs atteint environ 1,2 fois l'ETM de la prairie pendant la période estivale.

La différence de drainage (Figure 5) entre systèmes de culture est relativement constante de l'ordre de 50 mm, avec les systèmes irrigués A en tête puis un niveau équivalent pour les systèmes B et C. Cela démontre l'efficacité hydrique de l'irrigation d'appoint pratiquée dans les systèmes B. Le tableau 4 permet de comparer les chiffres de drainage sous couvert végétal permanent issus du tableau 2 avec la moyenne du drainage annuel sous les systèmes de culture C dans chacune des trois régions.

Région	Type de sol	Prairie en sec	Système C
Ile de France	Rendzine	199	238
	Brun calcaire	198	278
	Limoneux lessivé	131	206
Poitou-Charentes	Fersialitique calcaire	331	372
	Rendzine argileuse	299	369
	Rendzine argileuse sur craie	238	322
Midi-Pyrénées	Brun calcaire argileux	146	218
	Alluvial calcaire	122	200
	Brun calcaire	60	138

Tableau 4. Comparaison du drainage pour des couvertures du sol par une prairie sans irrigation et par un système de culture de type C (non irrigué).

Ce tableau montre que par rapport à un sol constamment recouvert par une végétation, la mise en place de systèmes de culture de type C, c'est-à-dire basé sur des cultures à cycle hivernal qui laissent un maximum de sol nu pendant la période estivale, conduit à une augmentation substantielle du terme de drainage de 50 à 80 mm d'eau, ce qui est loin d'être négligeable puisque cela peut représenter jusqu'à 20-25% des volumes d'eau drainés annuels moyens. Ainsi cette étude confirme que la mise en culture des surfaces agricoles contribue localement à la réalimentation des nappes et qu'à ce titre dans son ensemble l'agriculture doit être considérée non seulement comme une consommatrice d'eau mais comme un gestionnaire des ressources. Des conclusions concordantes ont été obtenues expérimentalement par Zhang et Schilling (2005) qui ont montré qu'à l'échelle d'un bassin versant la concentration de surfaces de prairie sur une partie du bassin se traduisait par un abaissement significatif du niveau de la nappe par rapport à la surface laissée en culture. Ces résultats de simulation confirment également ceux obtenus par Rodriguez-Iturbe (1999) avec une approche hydrologique qui montre qu'une végétation pérenne (prairie ou forêt) consomme globalement plus d'eau que des systèmes de culture annuels.

La Figure 5 illustre le bilan D-I pour les trois régions, les différents types des sols et les différents systèmes de culture. On note que ce bilan est largement positif en Poitou-Charentes confirmant ainsi les données du Tableau 3. Dans cette région, les systèmes de culture non irrigués de type C permettent de drainer entre 300 et 350 mm d'eau en moyenne. Mais la Figure 4 illustre la grande variabilité de cette restitution entre années. Or comme nous l'avons signalé plus haut il ne s'agit pas réellement, compte tenu du contexte hydrologique régional, à proprement parler d'une reconstitution de réserve. On voit cependant que même avec une irrigation du maïs (système A) le bilan reste largement positif. Dans ces conditions, les volumes d'eau pouvant être consacrés à l'irrigation du maïs (donc les surfaces qui peuvent être implantées en maïs irrigué) doivent être raisonnés au niveau local en fonction de la nature exacte des aquifères quant à leur possibilité de stocker une partie de cette eau drainée pour une utilisation ultérieure. Dans la région Midi-Pyrénées on obtient avec le maïs irrigué un bilan D-I qui est négatif de l'ordre de 100 mm, alors que les systèmes de type C aboutissent en moyenne à un bilan positif de 100 à 150 mm. Ainsi, si l'on raisonnait en simple bilan de masse, en supposant que toute l'eau restituée au milieu est stockée, il faudrait en moyenne 1 hectare de système de culture en sec de

type C pour fournir l'eau d'irrigation de 1 ha de système A et 1 ha de système B, si l'on raisonne bien entendu en dehors de tout autre usage de l'eau.

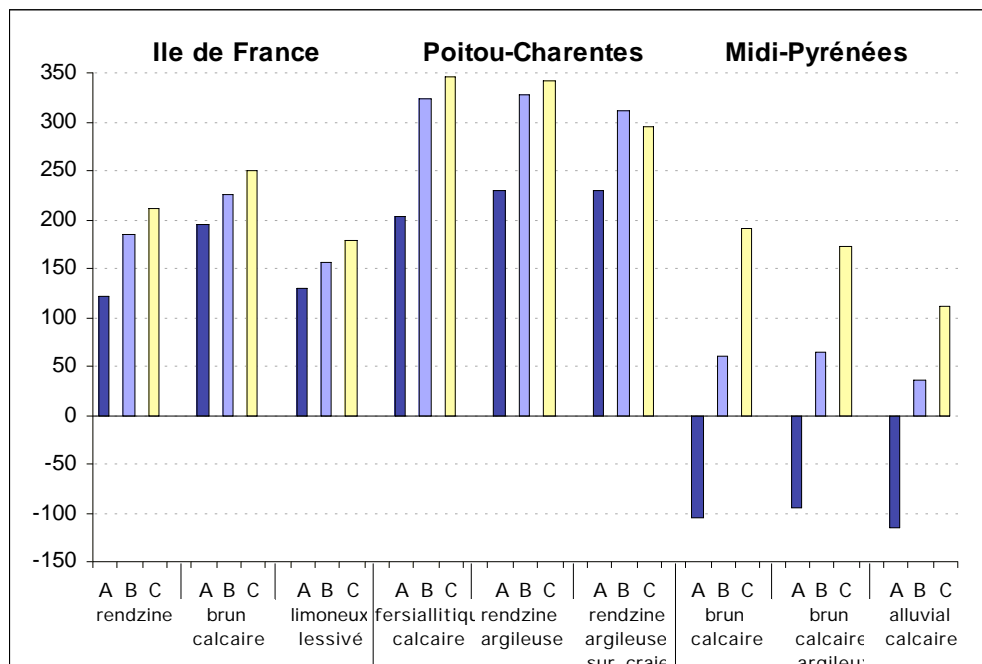


Figure 5. Différences moyennes entre l'irrigation et le drainage (en mm) par type de sol (en abscisse), les sols étant regroupés par région.

Nous voyons là toute la puissance qu'une telle approche pourrait avoir à l'échelle locale afin d'analyser l'impact des systèmes de culture sur la ressource en eau en essayant de rendre compte des deux modes d'action de l'agriculture dans la gestion de la ressource en eau : (i) d'une part comme consommatrice de la ressource par ses prélèvements pour l'irrigation et (ii) d'autre part comme contribution à cette même ressource locale du fait de ses modes d'occupation des sols.

Cette contribution de l'agriculture à la reconstitution des ressources en eau au niveau des aquifères est rarement prise en compte. Le maintien de surfaces cultivées présentant une proportion de sols nus plus ou moins importante en été, par rapport à des surfaces de végétations naturelles, contribue à augmenter globalement les ressources en eau à l'échelle territoriale. A ce titre, il existe donc une sorte "d'interdépendance" de fait qui s'établit entre les surfaces agricoles non irriguées occupées par des systèmes de culture "économiques" en eau et les surfaces en agriculture irriguée, les premières contribuant de fait à fournir des ressources en eau nécessaires aux deuxièmes. La gestion durable des ressources en eau à l'échelle des territoires doit prendre en compte cette interdépendance entre systèmes et non les opposer.

1.1.5.4. Conclusion

Ces trois exemples d'études illustrent l'intérêt d'une approche par simulation de l'effet des modes d'occupation des sols et des pratiques culturales sur les bilans hydriques et donc sur la reconstitution des ressources en eau au niveau territorial. L'approche par simulation est incontournable puisque ces données sont totalement inaccessibles à l'expérimentation. A part le premier exemple sur la nappe de Beauce, il ne s'agit pas à proprement parler d'études spatialisées à l'échelle territoriale mais plutôt des illustrations de ce que pourrait être ce type d'étude lorsque la simulation est effectuée à l'échelle du territoire d'un aquifère particulier et qu'elle est alors couplée à l'analyse spatialisée de la répartition des systèmes de culture en fonction de celle des types de sols.

Ces trois études permettent cependant de mettre en relief un certain nombre de processus importants. Premièrement, les surfaces cultivées consomment moins d'eau que les surfaces constamment couvertes par la végétation (forêts, prairies...) et, en conséquence, elles contribuent de manière non négligeable à la reconstitution des ressources en eau au niveau local. Ceci est dû au fait que les systèmes de culture laissent une proportion de sols nus plus ou moins importante spatialement et temporellement et que le sol nu limite ses pertes par évaporation par effet "mulch" une fois sa surface desséchée. En deuxième lieu, les différences dans les capacités de rétention des sols se traduisent, pour une même climat régional, par des variations assez significatives des quantités d'eau drainées, les sols les plus profonds et à plus forte réserve utile donnant lieu à de moindres quantités d'eau drainée. Il existe donc potentiellement une interaction entre type de sol et système de culture qui doit permettre à l'échelle territoriale de raisonner la répartition spatiale de ces derniers en fonction de celle des premiers dans le but d'optimiser la gestion de l'eau à l'échelle territoriale. Bien entendu, la répartition spatiale des systèmes de culture en fonction de la potentialité des sols obéit à d'autres critères, notamment économiques, qu'il convient de prendre en compte. Enfin, la gestion durable des ressources en eau au niveau territorial implique que les prélèvements d'eau par l'irrigation n'excèdent pas les quantités d'eau que le climat, les types de sols et les modes d'occupation des sols permettent de retourner vers les nappes. Les simulations font apparaître des situations régionales très contrastées, avec le Poitou-Charentes très excédentaire en apparence mais qui ne possédant pas de réservoirs hydrologiques pour stocker l'eau qui draine de ses sols se trouve en situation de ressource difficile malgré un bilan très favorable, et avec la région Midi-Pyrénées dont le système irrigué est en déficit mais se trouve réalimenté par des ressources en eau exogènes qui proviennent des barrages pyrénéens. Une analyse similaire en PACA ou en Languedoc-Roussillon aurait conduit à mettre en évidence que l'irrigation dans ces régions n'est durable qu'au prix d'importation massive de ressources externes.

Ceci nous amène donc à considérer l'importance du type de ressource hydrique dans toute approche de la gestion de l'eau à une échelle territoriale et de ses implications pour l'agriculture. Ainsi, comme cela a été analysé par Lemaire (2000) si, pour un territoire donné, on imagine une ressource en eau quantitativement définie de type réservoir, comme par exemple la nappe de Beauce, dont on doit assurer le renouvellement, c'est-à-dire ne pas prélever plus qu'elle ne reçoit, la problématique consiste à estimer quelle est la part de la ressource annuelle disponible pour la réalimentation de la nappe ($D = P - ETR$) qui peut être prélevée pour l'irrigation sans que le renouvellement de cette ressource soit affecté sur le moyen-long terme, compte tenu des autres usages de l'eau. Cette quantité d'eau ainsi définie permettra de définir la surface agricole maximum irrigable sur le territoire correspondant à la réalimentation de la nappe. Dans un tel cadre, la problématique sera essentiellement celle de la répartition des cultures irriguées et non irriguées à l'échelle du territoire, tandis qu'une politique de restriction de l'irrigation à l'échelle de la parcelle est peu pertinente. En effet une irrigation excédentaire se traduisant par une augmentation du terme drainage n'a que très peu d'effet sur la recharge de la nappe à moyen terme, le seul inconvénient étant une moindre rentabilité économique au niveau de l'exploitation agricole. En revanche, dans un tel système, une mauvaise estimation du poste ETR de l'ensemble des parcelles agricoles et des surfaces non agricoles à l'échelle du territoire, du fait d'une mauvaise analyse de la répartition spatiale des systèmes de culture et des modes d'occupation des sols en fonction des types de sols, peut avoir des conséquences importantes en conduisant les décideurs à surestimer ou sous-estimer les volumes d'eau qui peuvent être prélevés pour l'irrigation. Dans ce cas, l'analyse agronomique doit porter en priorité non pas sur les surfaces irriguées, mais sur les surfaces non irriguées dont le comportement détermine en réalité les volumes d'eau qui retournent à la nappe. Dans ces conditions, une fois déterminées les surfaces irrigables, il convient de valoriser au mieux les volumes d'eau qui y sont apportés, et le maïs qui permet d'avoir la meilleure efficacité pour l'eau a ainsi toute sa place.

A l'opposé de cette situation, dans un territoire où le ressource en eau est de type "ouvert", cas de pompes en rivières ou dans les nappes d'accompagnement du réseau hydrographique, le facteur qui limite la disponibilité à cette ressource n'est plus de l'ordre d'un bilan, mais de celui du maintien d'un débit d'étiage (cas majoritaire de la région Poitou-Charentes). Dans ce cadre de contrainte, toute irrigation excédentaire est immédiatement pénalisante et correspond à un véritable gaspillage non récupérable de la ressource, contrairement à l'exemple précédent pour lequel le gaspillage de l'année

N pouvait correspondre à un gain l'année N+1. Une problématique de restriction des apports en fonction de la dynamique des besoins en eau des différentes cultures doit alors être recherché. Dans ce cas, la question de la temporalité des prélèvements est au moins aussi importante que celle des volumes prélevés.

On voit à travers ces deux exemples que la problématique de l'analyse du fonctionnement des systèmes de culture et du pilotage de l'irrigation ainsi que l'approche de la gestion durable des ressources en eau dépend étroitement du type de ressource hydrique à laquelle on a à faire localement. A ces deux exemples extrêmes on pourrait rajouter les territoires qui utilisent des ressources en eau exogènes comme Midi-Pyrénées, PACA ou Languedoc-Roussillon. Dans ces situations, il y a séparation spatiale entre reconstitution de la ressource et prélèvement pour l'irrigation. Il n'y a donc plus d'interdépendance entre les surfaces agricole non irriguées et les surfaces agricoles irriguées, puisque la ressource est assurée par la fonte des neiges et des glaciers sur des territoires non agricoles. On se trouve alors devant le problème de l'affectation d'une part déterminée de cette ressource pour l'irrigation compte tenu des autres usages. Une fois cette quantité négociée et fixée, il convient de déterminer les surfaces irrigables correspondantes en choisissant les systèmes de culture les plus aptes à assurer une valorisation économique de la ressource.

Face à cette diversité de situations hydrologiques, il s'avère qu'il ne peut y avoir de réponse unique dans la détermination des systèmes de cultures les mieux adaptés pour valoriser les ressources en eau. D'une manière un peu rapide, les agronomes ont eu tendance à se contenter d'un seul critère d'évaluation basé sur l'efficacité de l'eau, c'est-à-dire sur la capacité d'une culture à apporter un supplément de production par unité de quantité d'eau supplémentaire consommée. Si ce critère demeure pertinent d'un point de vue écophysologique pour classer des espèces entre elles, il apparaît peu opératoire dans le domaine de la gestion des ressources en eau. Ainsi, dans le cas d'une ressource de type "réservoir" ou de type "exogène" où il s'agit de valoriser une quantité connue d'eau chaque année, le choix d'une espèce à forte efficacité de l'eau comme le maïs est tout à fait justifié, et avec le même volume d'eau il vaut mieux irriguer à l'optimum une surface restreinte de maïs que d'en irriguer "à moitié" une plus grande surface. Par contre dans le cadre d'une ressource de type "ouvert" où la problématique n'est pas de gérer une quantité d'eau connue mais de maintenir un débit d'étiage dans l'hydrosystème, le maïs, malgré son excellente efficacité, présente le défaut de prélever de l'eau justement lorsque la ressource est la plus limitée. Il peut alors être préférable de choisir des irrigations de complément sur des cultures moins exigeantes (sorgho ou tournesol) ou sur des cultures qui ont des besoins à des périodes moins critiques (blé).

Ainsi les modèles de simulation du fonctionnement des cultures doivent fournir des outils d'étude pour la gestion des ressources en eau par l'agriculture à l'échelle des hydrosystèmes. Nous avons pu montrer sur ces exemples que les contextes climatiques, pédologiques et hydrologiques locaux étaient prépondérants dans les décisions de gestion de l'eau et qu'il n'était donc pas possible d'avoir une approche normative en la matière et que seules des études au cas par cas réunissant les acteurs de l'agriculture, les autres acteurs de la société et les décideurs locaux permettraient d'élaborer une véritable politique concertée de gestion des ressources en eau en considérant l'agriculture comme agissant en même temps sur la reconstitution de la ressource en eau et sur son utilisation.

Références bibliographiques

- Ailliot B., Bouthier A., 1993. Outils de pilotage. A chaque stratégie d'irrigation, sa méthode de pilotage. In: *Gérer l'irrigation en grandes cultures*, Optim'Eau. ITCF. 50-54.
- AGPM, CETIOM, ITB, ITCF, Chambres d'Agriculture, Région Centre, 1995. Plaquette Irriguer Mieux, Valoriser l'eau en grandes cultures. 7 pages.
- Baker, D.N., Meyer, R.E. 1966. Influence of stand geometry on light interception and net photosynthesis in cotton. *Crop Sci.* 6:15-19.

- BRGM, 1998. Vulnérabilité des nappes d'eau souterraines en Eure-et-Loir. rapport BRGM R 39518. 94 pages + annexes + 1 carte murale.
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Nicoullaud, B., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.M., Meynard, J.M., Delécolle, R. 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balance. I. Theory and parametrization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18: 311-346.
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussière, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudillère, J.P., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model STICS. *Eur. J. Agron.* 18: 309-332.
- Brisson N., Itier B., L'Hotel J.C., Lorendeau J.Y., 1998. Parameterisation of the Shuttleworth-Wallace model to estimate daily maximum transpiration for use in crop models. *Ecological Modelling* 107, 159-169.
- Brisson N., 1998. An analytical solution for the estimation of the critical soil water fraction for the water balance under growing crops. *Hydrology and Earth System Science* 2, 221-231.
- Brisson N., Seguin B., Bertuzzi P., 1992. Agrometeorological soil water balance for crop simulation models. *Agricultural and Forest Meteorology* 59, 267-287.
- Brisson N., King D., Nicoullaud B., Ruget F., Ripoche D., Darthout R., 1992. A crop model for land suitability evaluation : a case study of the maize crop in France. *European Journal of Agronomy* 1, 163-175.
- Brisson N., Perrier A., 1991. A semi-empirical model of bare soil evaporation for crop simulation models. *Water Resources Research* 27, 719-727.
- Brisson N., Huard F., Graux A.I., Lebas C., Debaeke P., Lemaire G., Itier B., , 2006. Evaluation régionale de l'impact de la sécheresse agricole à l'aide d'un modèle biophysique. Rapport d'Etude INRA, Unité Agro-Clim. Avignon. 19 pages.
- Bruand A., Creuzot G., Quétin P., Darthout R., Raison L., Courtemanche P., Gaillard H., 1997. Variabilité de la recharge de la nappe de Beauce. Rôle de l'irrigation et des caractéristiques du sol. *Etude et Gestion des Sols*, 4 (4):229-245.
- DIREN Centre, 1995. Calcul des pluies efficaces par Météo-France Bricy.
- Duncan, W. G., 1971. Leaf angles, leaf area, and canopy photosynthesis. *Crop Sci.* 11 : 482-485.
- Chéry P., 1995. Variabilité de l'épaisseur de la couverture de sol. Conséquences pour le bilan hydrique hivernal d'un secteur de Petite Beauce. Thèse Univ. Nancy I. 286 pages.
- Granier A., 1996. Evaporation des forêts. *C. R. Acad. Agric. Fr.*, 82: 119-132.
- Granier A., Bréda N., Biron P., Villette S., 1999. A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands. *Ecological Modelling*. 116(2-3): 269-283.
- Lemaire G., 2000. Plantes, peuplements cultivés et territoires. OCL, 6 :494-498.
- Levrault F., 2002. L'infiltration efficace en Poitou-charentes : influence du climat, de l'occupation du sol et de la réserve utile. Etude par simulation. AgroTransfert Poitou-Charentes, Rapport interne, 39 pages.
- Nouzille C., Nicoullaud B., Duval O., Golaz F., Couturier A., Bruand A., 1999. Etude de l'alimentation naturelle de la nappe de Beauce. Elaboration d'un modèle de calcul de l'infiltration efficace. INRA Orléans. 78 pages + annexes.
- Robelin M., 1984. Fonctionnement hydrique et adaptation à la sécheresse. In: *Physiologie du maïs*, A. Gallais (ccord.). INRA, Paris. 445-476.
- Rodriguez-Iturbe I., D'Odorico P., Porporato A., Ridolfi L., 1999. On the spatial and temporal links between vegetation, climate and soil moisture. *Water Resources Research*, 35:3709-3722.
- Vautier A., Cousin I., Bruand A., Nicoullaud B., Duval O., 1998. Fonctionnement hydrique des sols et recharge de la nappe de Beauce (sites de Villamblain, Trancrainville, Batilly-en-Gâtinais – suivi 97-98). INRA Orléans. 53 pages + annexes.
- de Wit, C.T., Brouwer, R., Penning de Vries, F.W.T., 1970. The simulation of photosynthetic systems. In: Setlik, I. (Ed.), Prediction and measurement of photosynthetic productivity. Proceeding IBP/PP Technical Meeting Trebon 1969. Pudoc, Wageningen, The Netherlands, pp. 47-50.
- Zhang Y.K., Schilling K.E., 2006. Effects of land cover on water table, soil moisture, evapotranspiration and ground water recharge: a field observation and analysis. *Journal of Hydrology*, 319: 328-338.