

Note technique sur la méthode d'évaluation des besoins en eau du TESCOU

Cette note complète le rapport d'étude sur l'évaluation des besoins en eau sur le bassin versant du Tescou, et en particulier, vient préciser l'annexe 3 (Méthode de calcul et références des besoins en eau des cultures). Elle vise à apporter des éléments issus de la bibliographie scientifique pour éclairer certains points qui font l'objet de discussions au sein de l'instance de concertation.

Elle argumente et précise les choix sur la méthode de calcul, en abordant deux facteurs essentiels dans l'évaluation des besoins :

- Le réservoir utilisable du sol
- Les données météorologiques et climatiques

PARTIE 1 : CARACTERISATION DU RESERVOIR

1. Définition de la notion de réservoir Utilisable (RU)

a. L'eau dans le sol : de quoi parle-t-on ?

Il est important de bien différencier la notion de réserve et de réservoir :

- La réserve en eau du sol se définit comme le volume d'eau contenu dans le sol à un instant donné. Ce volume d'eau, est généralement exprimé en épaisseur de lame d'eau (en mm), pour être facilement comparé aux pluies et à l'évapotranspiration. C'est une grandeur dynamique qui évolue au cours du temps, sous l'action conjointe des précipitations, de l'évapotranspiration et autres mécanismes de transfert hydrique (ruissellement, drainage, ...).
- Le réservoir se caractérise par le volume global d'eau que le sol est susceptible de stocker et de restituer aux plantes.

b. Réservoir utilisable : définition et caractérisation

Le réservoir d'eau évoqué ci-dessus est en corrélation directe avec la porosité du sol. Effectivement, c'est au travers du réseau de méso et micropores que la plante va puiser l'eau nécessaire à son alimentation hydrique. La question que l'on se pose ici est de savoir de quelle quantité d'eau la plante dispose-t-elle ? Et comment appréhender le niveau de remplissage de ce réservoir ?

Pour cela, deux états caractéristiques du réservoir hydrique du sol sont utilisés :

- « **La capacité au champ** » : volume d'eau que peut retenir le sol après écoulement de l'eau gravitaire. En outre, c'est l'aptitude du sol à stocker durablement de l'eau. Au-delà de ce seuil, l'excès d'eau du sol (sol dit saturé ou quasi-saturé, ce qui signifie que toute sa porosité est remplie d'eau) ne permet pas un fonctionnement physiologique optimal des végétaux, sauf pour quelques espèces adaptées. Effectivement, lorsque la macroporosité est saturée en eau, la circulation de l'oxygène, indispensable au développement des végétaux, est fortement réduite voire temporairement stoppée. De plus, il est important de préciser que l'eau stockée dans la macroporosité

n'intervient pas dans l'alimentation hydrique des plantes car elle circule en un flux rapide et n'est donc pas stockée dans le sol.

- « **Le point de flétrissement permanent** » : seuil au-dessous duquel le végétal ne peut plus extraire d'eau car celle-ci est trop fortement retenue par la fraction solide du sol (notamment par les argiles) pour être extraite par les racines.

Le schéma ci-dessous illustre ces deux états hydriques et permet d'introduire la notion de réservoir utilisable.

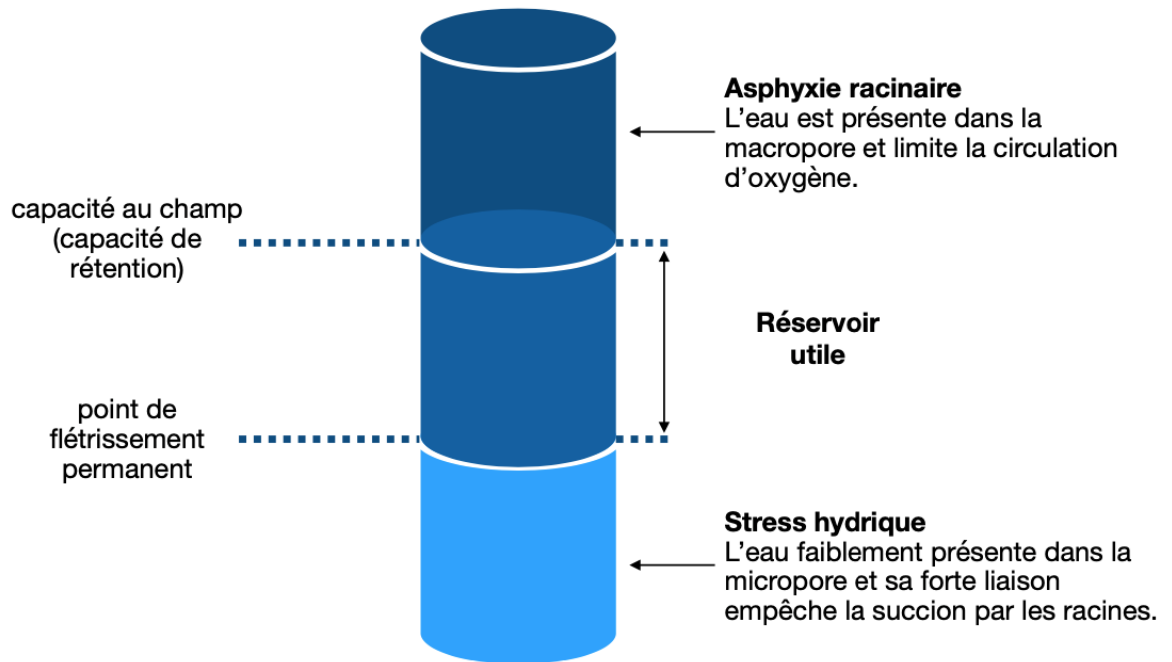


Figure 1 : représentation schématique des seuils hydriques caractéristiques et du réservoir utilisable (source : PFAE)

L'eau issue du réservoir utilisable (RU) est égale au volume d'eau emmagasiné par la tranche de sol explorée par les racines entre la capacité au champ et le point de flétrissement. Le RU est une variable d'état, qui dépend des propriétés physico-chimiques du sol, de sa composition granulométrique, de l'arrangement des particules de sol et de la distribution de la porosité. Parmi les facteurs précédents, l'arrangement des particules de sol est important. En effet, en perturbant ou non la structure du sol par des interventions mécaniques, ces dernières vont influencer l'état hydrique en créant de la macroporosité.

Couplé aux caractéristiques du sol, il est important d'évoquer le comportement des végétaux face à un stress hydrique. Effectivement, les végétaux ne réagissent pas de la même façon vis-à-vis du manque d'eau dans les sols. En premier lieu de par leurs système racinaire, fasciculé ou pivotant, favorisant une prospection racinaire plus ou moins importante. A noter également que cette dernière sera influencée par l'état de la structure du sol.

La valeur du point de flétrissement dépend des espèces végétales. Nous pouvons considérer cependant que les végétaux cultivés ont pour la plupart un point de flétrissement permanent similaire, fixé à $-1,6$ MPa (soit -16000 mbars ou -16000 cm). T.Tessier et al.

c. Réservoir utilisable et texture

Le graphique ci-dessous fait le lien entre la méthode de caractérisation de la RU abordée précédemment et la relation avec la texture des sols.

Pour appréhender ce graphique il convient de préciser deux éléments :

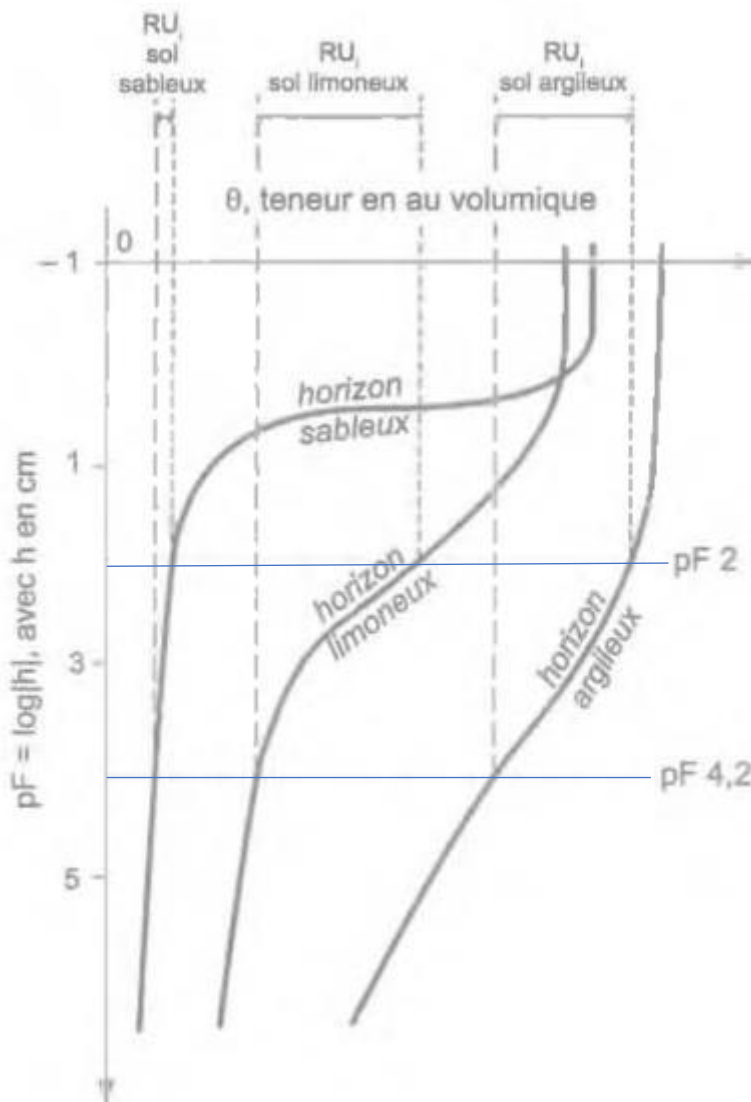
- Le potentiel énergétique (exprimé en mbar ou cm d'eau) correspond à une différence d'énergie potentielle de l'eau entre deux points. Cette énergie potentielle est variable : l'eau circule toujours des énergies potentielles les plus fortes vers les plus faibles.

Pour exprimer cette dépression le logarithme suivant est utilisé :

- Potentiel de force au point de flétrissement : $pF = \text{Log}_{10}(16000) = 4,2$
- Potentiel de force à la capacité au champ : $pF = \text{Log}_{10}(300) = 2,5$

Au point de flétrissement, l'attraction opérée par le sol est plus importante qu'à la capacité au champ.

- La teneur en eau volumique du sol (θ) (exprimée en $L^3.L^{-3}$)



Graphique 1 : rôle de la texture dans la caractérisation du réservoir

Représentation de la réserve utile intrinsèque (RU,) comme la différence entre la teneur en eau à -0,01 MPa (pF 2), correspondant, par convention, à la capacité au champ, et la teneur en eau à -1,6 MPa (pF 4,2), correspondant au point de flétrissement permanent de la plupart des plantes cultivées. La forme des courbes reliant le potentiel matriciel, h , à la teneur en eau, (θ), varie selon la texture. (T.Tessier et al).

Aux vues du graphique précédent, la texture des sols possède un rôle déterminant dans la constitution du réservoir utilisable. Les textures sableuses en sont le parfait exemple, avec un RU nettement inférieur aux sols limoneux et argileux. Ceci fait consensus scientifiquement.

Le réservoir utile correspond à la somme des RU des différents horizons de sol (pour tenir compte de la variabilité des horizons de sol) en lien avec la prospection racinaire en utilisant le calcul ci-dessous. Il est exprimé en mm de hauteur d'eau par cm de profondeur de sol.

$$RU = (\theta_{cr} - \theta_{pfp}) \times \text{hauteur de l'horizon}$$

Avec :

- θ_{cr} : humidité à la capacité au champ
- θ_{pfp} : humidité au point de flétrissement permanent

d. Réservoir utilisable et matière organique

Le chapitre précédent a permis d'établir un lien clair entre la fraction minérale des sols, autrement dit la texture, et la capacité de ces derniers à stocker plus ou moins d'eau. Désormais, nous allons nous interroger sur le lien entre la fraction organique, et plus précisément la matière organique, et sa relation avec le RU du sol. Pour cela nous allons tenter de répondre aux deux questions suivantes :

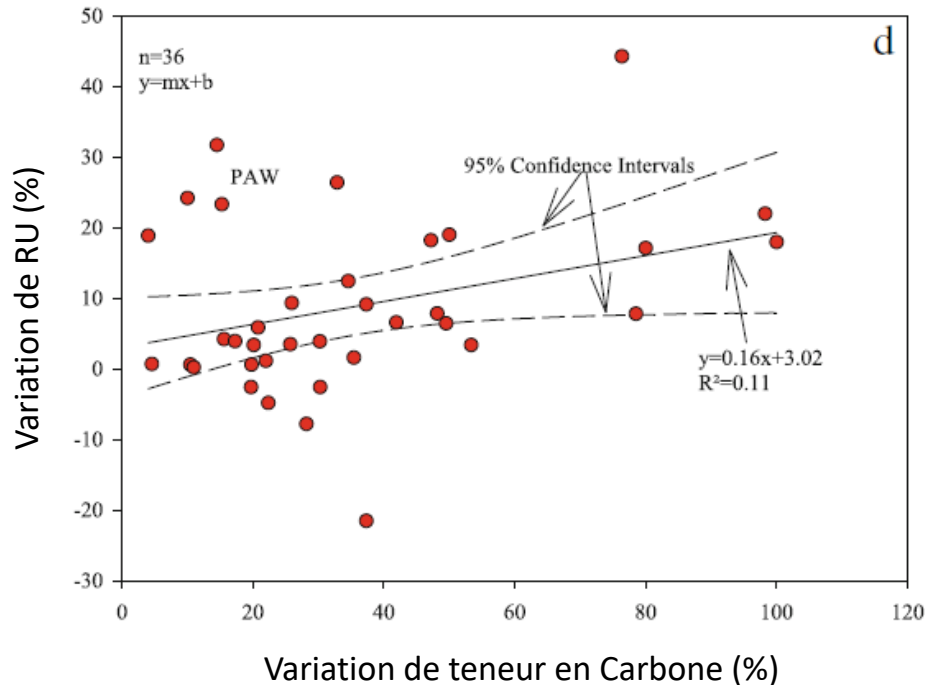
- La matière organique a-t-elle un effet sur le RU des sols ?

La matière organique, couplée aux éléments minéraux, représentent le squelette du sol. Pour cette raison, en interagissant avec d'autres éléments, elle permet de caractériser l'état général d'un sol cultivé : activité microbienne, cycle des éléments minéraux, état hydrique du sol, capacité d'échange cationique

Si l'importance de la MO est aujourd'hui avérée, il est difficile de quantifier et de caractériser ces effets, tant son évolution dans le temps est lente et complexe. C'est pour cette raison qu'il est préférable de choisir des protocoles expérimentaux avec des pas de temps long (Diacono and Montemurro 2010).

Pour répondre à la question précédente, le choix s'est donc porté sur la méta-analyse de Eden (Eden et al.2017) qui combine un résumé de 17 essais conduits sur plus de 9 ans. Ils ont tous pour objectif d'observer l'apport de matière organique exogène sur le carbone du sol et la rétention en eau.

Un consensus semble se dégager de cette analyse et tendre vers un effet des matières organiques sur le réservoir du sol (Eden et al.2017). Cependant, le graphique ci-dessous atteste de la complexité et de l'hétérogénéité de cette relation.



(Eden et al., 2017)

Graphique 2 : relation entre la variation de carbone (%) et la RU (%) d'après la méta-analyse de Eden et al., 2017.

Aux vues de l'analyse de Eden, l'élément qui interpelle est l'amplitude de l'effet des matières organiques. En effet, comme précisé dans le rapport, l'amplitude de l'effet des MO sur la variation du RU s'étale de -10% (effet négatif) à plus 30% (effet positif). Au regard du graphique, il n'y a pas de corrélation forte entre la teneur en carbone et le réservoir utilisable en l'état actuel des connaissances. Certes il y a consensus sur l'effet de la MO sur le RU, mais il est difficile d'appliquer un coefficient d'amélioration pour prendre en compte cet effet. Elaborer des estimations de RU à partir d'un taux de matière organique reste donc hasardeux.

- Les cultures intermédiaires multi-services (CIMS) ont-elles une influence sur le bilan hydrique des sols et les flux de l'eau dans le sol ?

Pour répondre à cette question nous allons nous appuyer sur les données du projet BAG'AGES, et notamment la thèse de Nicolas Meyer. Débuté en 2016 pour une durée de cinq ans, BAG'AGES a pour objectif d'évaluer les intérêts et limites de pratiques agroécologiques pour améliorer la gestion quantitative et la qualité de l'eau dans le Bassin Adour-Garonne (BAG).

Parmi les outils de l'agroécologie, les couverts végétaux apparaissent comme un levier incontournable. Effectivement, ils sont un pilier de l'agroécologie et une clé pour diversifier les systèmes de cultures (Duru et al., 2015).

La présence des CIMS, comparé à un sol nu ou sans couvert végétal vert, modifie l'ensemble des variables qui composent le bilan hydrique. Cependant, l'impact des CIMS sur le bilan hydrique est peu étudié dans la littérature. Sujet rarement central dans les publications, les variables du bilan hydrique sont étudiées dans des expérimentations séparées et peu de mesures des flux sont disponibles (Meyer N, 2020).

Les CIMS augmentent **l'infiltration de l'eau** dans le sol et diminuent par conséquent le phénomène de ruissellement (Eshel et al. 2015 ; Yu et al. 2016). Les références s'accordent dans le sens de variations (positif ou négatif) des effets des CIMS sur ces variables. Cependant la gamme de variation des effets est très importante selon les contextes pédoclimatiques et les études publiées (Meyer N, 2020).

Il n'y a pas de consensus strict sur l'impact des CIMS sur le **drainage** comparé à un sol nu. Si une grande majorité des publications reporte une réduction du drainage (Meisinger et al. 1991 ; Gabriel et al., 2012 ; Kaspar et al. 2012), certaines publications ne mettent pas en évidence de différence de drainage entre les CIMS et le sol nu (Qi et al. 2011). Dans ses travaux, Meyer a réalisé une méta-analyse (compilant l'ensemble des publications scientifiques traitant du drainage avec implantation de CIMS) et conclu à une réduction moyenne du drainage de 30 mm comparativement à un sol nu (Meyer et al., 2019). Cette donnée est à pondérer avec les pluviométries des zones concernées. Pour des précipitations équivalentes à 600 mm/an, cette valeur reste relativement faible. A noter également que les amplitudes observées dans les différentes études sont particulièrement importantes, de -110 mm à +40 mm/an, sans possibilité d'identifier un ou plusieurs facteurs clés permettant d'expliquer cette différence de drainage (Meyer N, 2020).

Enfin, il n'y a pas de consensus sur l'impact des CIMS sur la **disponibilité en eau du sol pour la culture marchande suivante**. Corak et al (1991) et Restovich et al (2012) rapportent moins d'eau avec des CIMS qu'avec un sol nu, tandis que Chen et al (2014) et Daigh et al (2014) ne mettent pas en évidence de différences significatives entre les deux traitements au semis de la culture suivante. Plusieurs références rapportent aussi plus d'eau disponible dans l'horizon de surface (0-20 cm de profondeur) (Blanco-Canqui et al. 2011). Là encore, il n'y a pas de consensus sur l'impact de la gestion des résidus des CIMS après leur destruction. Si plusieurs études mettent en évidence une augmentation de l'humidité du sol jusqu'à 20 cm de profondeur (Stipešević et Kladičko 2005 ; Alliaume et al. 2014), Williams et Weil (2004) n'ont pas observé de différences entre un mulch de CIMS et un sol nu pour des mesures effectuées entre 20 cm et 50 cm de profondeur.

Pedrosa De Azevedo et al (1999) n'ont quant à eux, pas constaté de différence significative entre une CIMS « vivante » pendant l'interculture et une CIMS broyée et laissée en mulch à la surface du sol, tandis que Kornecki et ses collaborateurs (2013) ont observé une légère différence entre ces deux traitements avec plus d'eau sous le mulch.

Malgré les nombreux services écosystémiques offerts par les couverts végétaux, aux vues de la recherche bibliographique menée au cours de la thèse de Meyer et du projet BAG'AGES, il serait difficile de conclure que ces derniers ont une influence significative sur le bilan hydrique et les propriétés de rétention en eau des sols.

A ce stade de l'étude, la texture apparaît comme le seul facteur fiable et appuyé scientifiquement ayant une réelle influence sur les variations des réservoirs utiles.

2. Caractérisation des sols de la zone

La caractérisation des sols de la zone concernée est issue du référentiel pédologique des sols de Midi-Pyrénées (Source : Chambre d'agriculture Occitanie). Le profil des sols de la zone, visible dans le schéma suivant, se décompose en 5 unités de sols :

- Unité 1 : les bouldiers de coteaux ou sols bruns lessivés (néoluvisols) sont dominantes sur les sommets et les hauts de versants et sur les versants à pentes faibles exposés au nord. Elles sont de texture LSA (limon sablo-argileux) à LAS (limon argilo-sableux) en surface, parfois ALS (argile limono-sableux), souvent graveleuses, moyennement profondes, parfois profondes et parfois recarbonatées.
- Unité 2 : sur certains replats dominants, quelques sols lessivés (luvisols) superficiels sur argiles à graviers ont été conservés.
- Unité 5 : terreforts calcaires superficiels sur marne vers 20-40 cm : régosols, rendosols, calcarisols, voire calcosols.
- Unité 6 : terreforts calcaires moyennement profonds sur marne vers 40-80 cm : calcosols.
- Unité 7 : terreforts calcaires profonds sur colluvions : calcosols colluviques

Les unités de sol ci-dessus peuvent se regrouper en deux grands ensembles. D'une part les sols à tendance superficielle, soit les unités 1, 2 et 5. Puis d'autre part les sols plus profonds, c'est-à-dire les terreforts des unités 6 et 7. Les terreforts profonds ne représentent pas la majorité des sols de la zone considérée par l'étude. Pour cette raison, et afin de ne pas défavoriser les exploitations à faible potentiel de production, le choix du sol pour la suite des calculs s'est porté sur les bouldiers superficiels, soit la catégorie de sol LSA (limon sablo-argileux) du triangle de Jamagne.

3. Présentation des méthodes et calculs du réservoir utilisable

Comme illustré précédemment, la texture joue un rôle prépondérant dans la constitution du réservoir utilisable. L'objectif des paragraphes suivants, est d'appréhender le poids de chaque modèle dans le calcul du RU.

Suite à la caractérisation de la teneur et de l'état de l'eau dans les sols, nous allons présenter ici 2 méthodes permettant d'estimer la quantité d'eau retenue en fonction des caractéristiques du sol (texture, structure et matière organique).

Ces méthodes sont qualifiées de « fonction de pédotransfert ». Et selon le calcul utilisé, elles intègrent différentes caractéristiques de sol.

a. Méthode Biljou©

La méthode Biljou© prend uniquement en compte la texture du sol.

RU = (humidité à la capacité au champ % – humidité au point de flétrissement permanent %) x densité apparente x profondeur du sol

Classe de texture (selon le triangle de Jamagne)	Humidité % à la capacité au champ (pF= 2.5)	Humidité % au point de flétrissement permanent (pF= 4.2)	Eau utile (g d'eau pour 100 g de sol)	Densité apparente (sans dimension)	Réservoir utilisable (mm d'eau par cm de sol)
S	8	3	5	1.35	0.7
SL	12	5	7	1.40	1.0
SA	19	10	9	1.50	1.35
LIS	15	7	8	1.50	1.20
LS	19	9	10	1.45	1.45
LmS	20	9	11	1.45	1.60
LSA	22	11	11	1.50	1.65
LAS	24	12	12	1.45	1.75
LI	17	8	9	1.45	1.30
Lm	23	10	13	1.35	1.75
LA	27	13	14	1.40	1.95
AS	33	22	11	1.55	1.70

Tableau 1 : réservoirs en eau selon les textures, (source : service de cartographie des sols de l'Aisne, Jamagne et al., 1977 ; in Baize et Jabiol, 1995)

La classe de texture du sol choisi correspond à la classe LSA du triangle de Jamagne. Ainsi en multipliant la profondeur de sol par le réservoir utilisable nous obtenons un réservoir utile de 66 mm.

Sol	Prof sol	jamagne (mm/cm de sol)	RU jamagne (mm)
boulbène superficielle sur argiles à graviers	40	1,65	66

Tableau 2 : Réserve utile pour la classe de sol choisi avec la méthode Biljou©

b. Méthode Bruand

Le calcul cité ici prend en considération la texture mais également la structure au travers de la densité des mottes.

Les teneurs en eau volumiques (θ) sont issues du tableau 5.

$$RU = (((\theta_{2,5} - \theta_{4,5}) \times 100) \times \text{densité motte} / 10) \times \text{profondeur de sol}$$

Sol	sable %	argile %	$\theta_{2,5}$ (cm/cm)	$\theta_{4,5}$ (cm/cm)	eau utile g/100g sol	densité apparente moyenne	densité motte	Prof sol (cm)	CPT (mm/cm de sol)	RU CPT (mm)
bouillène superficielle sur argiles à graviers	0,13	0,15	0,246	0,16	8,6	1,65	1,65	40	1,419	57

Tableau 4 : Réserve utile pour la classe de sol choisit avec la méthode Bruand.

Classe de texture	Classe de $D_{a,m}$	Valeur estimée de $D_{a,h}$	Teneur en eau volumique $\theta_{D_{a,h}}$						
			$\theta_{1,0}$	$\theta_{1,5}$	$\theta_{2,0}$	$\theta_{2,5}$	$\theta_{3,0}$	$\theta_{4,2}$	
Argile lourde (ALO)	[1,2-1,3]	1,25	0,538	0,521	0,500	0,473	0,440	0,428	0,330
		1,15	0,485	0,480	0,460	0,435	0,405	0,393	0,304
	[1,3-1,4]	1,35	0,473	0,467	0,451	0,428	0,400	0,378	0,305
		1,25	0,438	0,433	0,418	0,366	0,370	0,350	0,283
	[1,4-1,5]	1,45	0,480	0,467	0,451	0,434	0,403	0,379	0,315
		1,35	0,447	0,435	0,420	0,404	0,375	0,352	0,293
	[1,5-1,6]	1,55	0,402	0,395	0,388	0,374	0,349	0,324	0,287
1,45		0,376	0,370	0,363	0,350	0,326	0,303	0,266	
[1,6-1,7]	1,65	0,376	0,361	0,348	0,333	0,317	0,300	0,266	
Argile (A, AL)	[1,4-1,5]	1,55	0,353	0,340	0,327	0,313	0,298	0,282	0,250
		1,45	0,381	0,365	0,344	0,318	0,284	0,247	0,216
	[1,5-1,6]	1,55	0,355	0,340	0,320	0,298	0,285	0,230	0,201
		1,55	0,383	0,367	0,324	0,321	0,291	0,256	0,223
	[1,6-1,7]	1,45	0,339	0,334	0,303	0,300	0,273	0,239	0,209
		1,65	0,374	0,360	0,345	0,329	0,300	0,269	0,228
	[1,7-1,8]	1,55	0,352	0,338	0,324	0,309	0,282	0,253	0,214
		1,75	0,348	0,347	0,329	0,308	0,298	0,285	0,240
	[1,8-1,9]	1,65	0,328	0,327	0,310	0,289	0,281	0,269	0,226
1,65		0,317	0,309	0,298	0,283	0,267	0,278	0,233	
[1,75-1,8]	1,75	0,300	0,292	0,280	0,268	0,271	0,263	0,221	
Argile sableuse (AS)	[1,5-1,7]	1,60	0,358	0,341	0,325	0,317	0,280	0,259	0,206
	[1,7-1,9]	1,50	0,359	0,320	0,305	0,287	0,263	0,243	0,194
		1,80	0,353	0,328	0,308	0,290	0,274	0,245	0,216
[1,7-1,9]	1,70	0,315	0,308	0,291	0,274	0,258	0,231	0,204	
Limon (LM, LA)	[1,4-1,5]	1,45	0,388	0,365	0,351	0,305	0,234	0,183	0,155
		1,35	0,359	0,340	0,327	0,294	0,217	0,170	0,145
	[1,5-1,6]	1,55	0,369	0,352	0,341	0,302	0,253	0,185	0,163
		1,45	0,345	0,328	0,319	0,283	0,236	0,183	0,152
	[1,6-1,7]	1,65	0,371	0,360	0,343	0,320	0,266	0,211	0,173
[1,6-1,7]	1,55	0,349	0,335	0,322	0,300	0,250	0,198	0,163	
Limon sableux (LMS, LAS)	[1,5-1,6]	1,55	0,355	0,344	0,313	0,259	0,209	0,169	0,160
		1,45	0,332	0,322	0,293	0,242	0,198	0,177	0,149
	[1,6-1,7]	1,65	0,355	0,345	0,325	0,290	0,238	0,182	0,144
		1,55	0,333	0,324	0,305	0,273	0,222	0,171	0,135
	[1,7-1,8]	1,75	0,324	0,304	0,298	0,292	0,245	0,209	0,137
[1,6-1,7]	1,65	0,305	0,284	0,280	0,278	0,231	0,188	0,128	
Limon très sableux (LS, LSA)	[1,5-1,7]	1,60	0,354	0,310	0,282	0,246	0,214	0,182	0,160
		1,50	0,314	0,291	0,264	0,231	0,201	0,171	0,150
	[1,7-1,9]	1,80	0,317	0,304	0,288	0,270	0,252	0,211	0,160
		1,70	0,289	0,287	0,272	0,255	0,238	0,199	0,151
Sable argilo-limoneux (SL, SA)	[1,6-1,7]	1,68	0,308	0,286	0,254	0,212	0,180	0,148	0,121
		1,58	0,288	0,289	0,239	0,199	0,169	0,139	0,144
	[1,75-1,9]	1,83	0,317	0,297	0,262	0,225	0,185	0,157	0,119
[1,75-1,9]	1,73	0,289	0,280	0,247	0,213	0,174	0,149	0,113	
Sable (S)	[1,6-1,7]	1,65	0,279	0,228	0,183	0,140	0,112	0,088	0,081
		1,55	0,282	0,218	0,154	0,132	0,105	0,081	0,067
	[1,7-1,8]	1,75	0,238	0,207	0,133	0,107	0,075	0,067	0,068
[1,6-1,7]	1,65	0,223	0,185	0,125	0,101	0,071	0,063	0,065	

Tableau 5 : Teneurs en eau volumiques aux différents potentiels de l'eau calculés à partir des classes de pédotransfert proposées après stratification texturo-structurales et pour différentes valeurs de densité apparente de l'horizon ($D_{a,h}$) estimées à partir de la valeur médiane de la densité apparente de motte ($D_{a,m}$) au sein de chaque classe de $D_{a,m}$. source : Bruand et al, 2002.

Les écarts entre les calculs par la méthode Bruand ou Biljou sont faibles. Si on compare les résultats issus des deux modèles avec la RU estimée par la PFAE lors de l'étude du calcul des besoins en eau, la variabilité des résultats des besoins en eau est inférieure à 6 %.

c. Cas particulier : Méthode Rawls

L'objectif de la méthode Rawls décrite dans ce paragraphe est l'évaluation de l'influence de la matière organique sur le RU (Rawls et al, 2003), et non la prise en compte du RU obtenu au final. En effet, il sera difficile de comparer la valeur obtenue par cette méthode aux résultats précédents car cette méthode est calibrée pour des sols référencés en Amérique du Nord. Pour établir les classes de fonction de pédotransfert, ces auteurs ont travaillé sur un sous-ensemble de 12000 horizons extraits de la base de données américaine (U.S National Soil Characterization Database). La méthode Rawls a étudié l'effet de la teneur en carbone organique sur la rétention en eau pour deux valeurs de potentiel -330 mBars et -15000 mBars.

$$W330 = 257,6 - (2 \times \text{sable}\%) + (3,6 \times \text{argile}\%) + (29,9 \times \text{matière organique}\%)$$

$$W15000 = 26 + (5 \times \text{argile}\%) + 15,8 \times \text{matière organique}\%$$

$$RU = (W330 - W15000) \times \text{profondeur de sol}$$

Le tableau ci-dessous présente les résultats pour des teneur en matière organique de 2 et 4%.

Sol	sable %	argile %	MO %	MO %	W330 2%	W15000 2%	W330 4%	W15000 4%	Prof sol (cm)	RU Rawl MO 2% (mm)	RU Rawl 4% (mm)
boulbène superficielle sur argiles à graviers	0,13	0,15	0,02	0,04	258,48	27,066	259,076	27,382	40	93	93

Tableau 3 : Réservoir utile pour la classe de sol choisit avec la méthode Rawls

La teneur en carbone organique n'a pas d'influence sur le réservoir utilisable.

Les résultats obtenus au travers de ces trois méthodes viennent étayer la recherche bibliographique présentée en première partie d'étude, à savoir que la texture est prépondérante sur la structure et le taux de matière organique.

PARTIE 2 : DONNEES METEOROLOGIQUES ET CLIMATIQUES

1. Caractéristiques des précipitations observées sur le Tescou

Pour rappel, les calculs des besoins hydriques s'appuient sur la méthode des bilans hydriques (Hier et Seguin, 2007).

Le tableau 4 ci-dessous met en relation la pluviométrie estivale entre 2006 et 2016 sur la zone du Tescou, et le nombre de tours d'eau théorique ces mêmes années sur la culture du maïs semence. Le choix s'est porté sur cette culture car c'est la plus exigeante en eau présente sur le territoire.

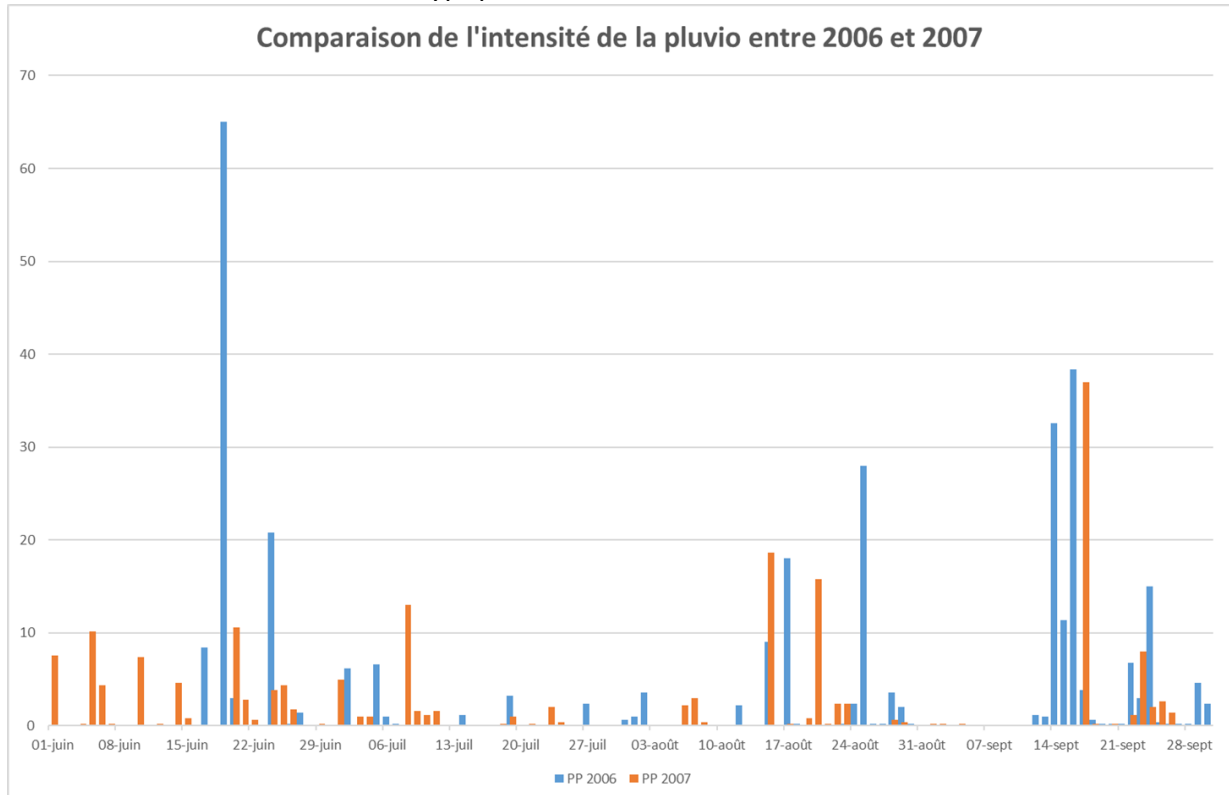
Année	Pluviométrie estivale (mm)	Nombre de tours d'eau estimé sur maïs semence (30 mm/tour)
2006	313	7
2007	188	5
2008	167	5
2009	121	7
2010	224	7
2011	179	8
2012	156	7
2013	249	5
2014	231	8
2015	295	6
2016	154	6

Tableau 4 : Pluviométrie estivale et nombre de tours d'eau théorique sur maïs semence calculé par les bilans hydriques de l'étude de la PFAE

Les données ci-dessus permettent de souligner un élément important. Effectivement, nous pouvons constater que la pluviométrie estivale en 2006 était de 313 mm pour des besoins du maïs équivalents à 7 tours d'irrigation. Comparativement, en 2007 la pluviométrie estivale a atteint 188 mm avec un besoin de 5 tours d'eau.

Ceci atteste que la relation entre les besoins de la plante et la pluviométrie est plus complexe qu'une simple somme de précipitations ; il faut également prendre en considération les températures moyennes qui vont impacter l'ETP des cultures en place mais également l'intensité, la fréquence et la durée des précipitations. En effet, des précipitations de faible intensité sur plusieurs heures et/ou jour sont mieux absorbées par le sol. A l'inverse, un épisode orageux bref et intense engendrera des phénomènes de ruissellement, non bénéfique pour le sol et les plantes.

2. Zoom sur deux années atypiques



Graphique 3 : relation entre intensité et fréquence des précipitations en 2006 et 2007 (source PFAE)

Le graphique 3 permet de comparer la répartition des précipitations et leurs intensités sur les périodes estivales de 2006 et 2007. Nous pouvons constater qu'en 2007 les précipitations se répartissent de manière plus homogène avec un seul épisode « extrême » (pp > 30 mm). A l'inverse, on observe en 2006 une répartition plus hétérogène (pp surtout en début et en fin de période estivale) avec 3 épisodes « extrêmes » dont un avec une pp égale à 65 mm. Nous pouvons supposer que ce dernier aura surtout provoqué un ruissellement important et une infiltration limitée dans le sol.

Les observations effectuées par la PFAE sur les données météorologiques du Tescou sont étayées par l'étude Météo France ClimSec .

3. Projections climatiques

Les observations précédentes amènent à se questionner sur la relation précipitation/humidité des sols. Un consortium de chercheurs porté par Météo France (Soubeyroux et al, 2012) s'est attaché à travailler autour de cette relation au travers du projet ClimSec. En effet cette étude avait pour objectif de caractériser les sécheresses en France en mettant l'accent sur l'évolution passée et future des réserves en eau des couches superficielles des sols dans les cas de situation extrême.

On distingue classiquement trois types de sécheresses : les sécheresses météorologiques liées à un déficit du cumul de précipitations, les sécheresses agricoles ou édaphiques concernant l'humidité moyenne des sols, et les sécheresses hydrologiques liées aux débits des cours d'eau ou au niveau des nappes. (Soubeyroux et al, 2012).

Les observations et conclusions de ce rapport sont les suivantes :

- Dans la seconde moitié du XXI^e siècle, les événements de sécheresse déduits des projections climatiques présentent des caractéristiques totalement différentes des événements rencontrés jusqu'à présent. Ces évolutions pourraient marquer un changement notable de notre climat, en particulier en ce qui concerne les phénomènes extrêmes. (Soubeyrou et al, 2012).
- Pour les **sécheresses météorologiques** (sous-entendu le déficit de précipitations) si on ne note aucune évolution sensible jusqu'en 2050, quelle que soit la saison, les sécheresses estivales, voire automnales, s'aggravent sur une grande partie du pays en fin de siècle. On ne constate pas d'évolution sur les sécheresses hivernales et printanières. (Soubeyrou et al, 2012).
- L'évolution attendue pour les **sécheresses agricoles** présente des caractéristiques assez différentes. L'aggravation des sécheresses au cours du XXI^e siècle est continue et concerne toutes les saisons. À l'horizon 2050, l'aggravation se retrouve de manière quasi équivalente en toute saison et toute région. En fin de siècle, les sécheresses extrêmes prédominent dans la plupart des régions, à l'exception des régions méditerranéennes. (Soubeyrou et al, 2012).

Pour une meilleure prise en compte du changement climatique, les calculs des besoins en eau effectués par la PFAE se basent sur une moyenne des ETP des 10 dernières années.

Le premier constat inhérent à cette étude est l'absence de corrélation particulière entre sécheresse météorologique et agricole. Enfin, le deuxième élément concerne les sécheresses météorologiques qui se porteront principalement sur les périodes automnales et estivales quand les sécheresses agricoles s'étaleront sur toute l'année.

PARTIE 3 : LIMITES ET DISCUSSIONS

1. Prises en compte des pratiques agroécologiques dans la méthode de calcul

Avant tout, il est nécessaire de caractériser la notion même de pratiques agroécologiques. Au regard des différents échanges dans le cadre du projet du Tescou, les discussions s'orientent, souvent, sur une combinaison de pratiques qui vise à améliorer la fertilité des sols : couvertures des sols, simplification voire suppression du travail sol et diversifications des cultures. Dans la sémantique, ces trois piliers sont la base de l'agriculture de conservation. Si on reprend la définition issue du dictionnaire de l'agroécologie (INRAE), l'agroécologie vise à promouvoir des systèmes alimentaires viables respectueux des hommes et de leur environnement. Ces systèmes engagent des modes de productions agricoles et des filières valorisant les potentialités écologiques, économiques et sociales d'un territoire. Elle promeut des systèmes de production agricole valorisant la diversité biologique et les processus naturels (cycles de l'azote, du carbone, de l'eau, équilibres biologiques entre organismes ravageurs et auxiliaires des cultures...) (Hazard, et al., 2016).

Dans le cadre de l'étude de Tescou, la PFAE s'appuie sur ces principes. L'accès à l'eau est conditionné à la mise en place de productions de diversification de cultures dans le cadre de production végétale et de notion d'autonomie fourragère voire alimentaire dans le cadre des productions animales. L'étude des besoins prend en compte l'évolution vers des systèmes alimentaires durables. Ces besoins, correspondant à des assolements type proposés, répondent à la création de valeur sur le territoire et sont socialement acceptables pour les agriculteurs.

En ce qui concerne les calculs des besoins en eau, il est plus impossible d'appliquer un coefficient « pratiques agroécologiques » car comme démontré dans les chapitres précédents, il n'y pas de consensus sur l'effet d'une combinaison de pratiques issues de l'agriculture de conservation sur l'évolution de la RU.

Les documents issus du programme Agr'eau sur l'augmentation par 4 de la RU ne sont pas référencés d'un point de vue scientifique. Ce travail est, a priori, basé sur des observations terrain et des témoignages agriculteurs : il n'est donc pas généralisable au territoire. Ces résultats sont utilisés dans le cadre d'actions pédagogiques et de sensibilisation, ils ne font pas l'objet de publication scientifique validée.

Dans le cadre de l'évaluation des besoins, les besoins par culture prennent en compte des paramètres démontrés scientifiquement pour permettre une extrapolation à l'échelle d'un territoire. Le calcul prend en compte un modèle où il n'y a pas de dysfonctionnement des sols (garanti par des pratiques préservant et améliorant la fertilité des sols) et une gestion extrêmement efficace de l'eau (pas de coefficient de perte pris en compte dans les calculs).

Dans le cadre de l'évaluation des besoins, les besoins par culture prennent en compte des paramètres démontrés scientifiquement pour permettre une extrapolation à l'échelle d'un territoire. Le calcul prend en compte un modèle intégrant les pratiques agroécologiques où il n'y a pas de dysfonctionnement des sols (garanti par des pratiques préservant et améliorant la fertilité des sols). Cela se traduit par une ouverture du bilan hydrique où le sol est rechargé en eau. Par ailleurs, la gestion de l'eau est extrêmement efficace (pas de coefficient de perte pris en compte dans les calculs). La

2. Discussion autour de l'impact du réchauffement climatique (évolution et nature des précipitations)

Au même titre que l'évaluation du RU est soumise à discussion, l'évolution des précipitations sur le territoire peut être soumise à discussion.

L'évolution des précipitations (intensité, fréquence et durée) dans les décennies à venir impactera fortement les besoins en eau.

Alors que les pratiques mise en œuvre peuvent faire améliorer le RU, c'est cependant négligeable par rapport aux effets des changements climatiques (évolution des précipitations vers une diminution ou redistribution temporelle) sur le remplissage du RU. Les longues périodes sans précipitation suivies d'épisodes pluvieux intenses ne permettront pas un stockage durable de l'eau dans les sols. Le risque de ruissellement sera accru dans l'ensemble des systèmes. En ce sens, il convient donc de mettre en place des pratiques et aménagements pour lutter contre ce phénomène.

Mesurer l'effet des pratiques agroécologiques sur la résilience des systèmes de production vis-à-vis de l'eau est bien entendu complexe. Dans la bibliographie, on peut admettre qu'il y a un effet de la mise en place de pratiques agroécologiques (plutôt issues de l'agriculture de conservation) sur le fonctionnement hydrique d'un sol mais avec les connaissances actuelles, cela reste difficile à quantifier à l'échelle du bilan hydrique. Maintenant, au regard des connaissances sur l'évolution climatique du territoire, il est raisonnable de penser que les besoins en eau ont tendance à augmenter plus vite. Ces besoins peuvent, dans une certaine mesure, être limités par les pratiques agroécologiques.

Bibliographie

Alliaume, F., Rossing, W.A.H., Tiftonell, P., Jorge, G., Dogliotti, S., 2014. Reduced tillage and cover crops improve water capture and reduce erosion of fine textured soils in raised bed tomato systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 183, 127–137. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.001>

Baize D., Jabiol B., 1995, Guide pour la description des sols. INRA, Paris, 1 vol., 375 p.

Blanco-Canqui, H., Mikha, M.M., Presley, D.R., Claassen, M.M., 2011. Addition of Cover Crops Enhances No-Till Potential for Improving Soil Physical Properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75, 1471. <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0430>

Bruand A., Pérez Fernandez P., Duval O., Quéting P., Nicoulaud B., Gaillard H., Raison L., Pessaud J.F., Prud'Homme L., 2002, Estimation des propriétés de rétention en eau des sols : Utilisation de classes de pédotransfert après stratification texturale et texturo-structurale. *Etude et Gestion des Sols*, 9, 105-125.

Chambre d'agriculture Occitanie, sol du Tarn, Coteaux moyennement accidentés sur marnes et argiles à graviers, Nord du Tarn.

https://occitanie.chambre-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/Occitanie/076_Inst-Occitanie/Documents/Agroenvironnement/Guide_sols_MP/GuidedessolsMP_UC21.pdf

Chen, G., Weil, R.R., Hill, R.L., 2014. Effects of compaction and cover crops on soil least limiting water range and air permeability. *Soil Tillage Res.* 136, 61–69. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.09.004>

Corak, S.J., Frye, W.W., Smith, M.S., 1991. Legume Mulch and Nitrogen Fertilizer Effects on Soil Water and Corn Production.

Daigh, A.L., Helmers, M.J., Kladvik, E., Zhou, X., Goeken, R., Cavdini, J., Barker, D., Sawyer, J., 2014. Soil water during the drought of 2012 as affected by rye cover crops in fields in Iowa and Indiana. *J. Soil Water Conserv.* 69, 564–573. <https://doi.org/10.2489/jswc.69.6.564>

Diacono M, Montemurro F (2010) Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agron Sustain Dev* 30(2):401–422. doi:10.1051/agro/2009040

Duru, M., Therond, O., Martin, G., Martin-clouaire, R., Magne, M., Justes, E., Journet, E., Aubertot, J., Savary, S., Bergez, J., Sarthou, J.P., 2015. How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services : a review 1259–1281. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>

Eden M., Gerke H.H., Houot S., 2017. Organic waste recycling in agriculture and related effects on soil water retention and plant available water : a review.

Eshel, G., Egozi, R., Goldwasser, Y., Kashti, Y., Fine, P., Hayut, E., Kazukro, H., Rubin, B., Dar, Z., Keisar, O., DiSegni, D.M., 2015. Benefits of growing potatoes under cover crops in a Mediterranean climate. *Agric. Ecosyst. Environ.* 211, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.05.002>

Gabriel, J.L., Muñoz-Carpena, R., Quemada, M., 2012. The role of cover crops in irrigated systems: Water balance, nitrate leaching and soil mineral nitrogen accumulation. *Agric. Ecosyst. Environ.* 155, 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.03.021>

INRAE – UMR SILVA au travers du modèle de bilan hydrique BILJOU (article disponible : <https://appgeodb.nancy.inra.fr/biljou/fr/fiche/reserve-en-eau-du-sol>)

Jamagne M., Bétrémieux R., Bégon J.C., Mori A., 1977, Quelques données sur la variabilité dans le milieu naturel de la réserve en eau des sols. *Bull. Tech. Inf.* 324-325, 627-641.

Kaspar, T.C., Jaynes, D.B., Parkin, T.B., Moorman, T.B., Singer, J.W., 2012. Effectiveness of oat and rye cover crops in reducing nitrate losses in drainage water. *Agric. Water Manag.* 110, 25–33. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.03.010>

Kornecki T., Arriaga F., Price A, Balkcom K, 2013. Effects of Recurrent Rolling/Crimping Operations on Cover Crop Termination, Soil Moisture, and Soil Strength for Conservation Organic Systems

Laurent Hazard, Claude Monteil, Michel Duru, Laurent Bedoussac, Eric Justes, Jean-Pierre Theau. 2016. Agroécologie : Définition. Dictionnaire d'Agroécologie, <https://dicoagroecologie.fr/encyclopedie/agroecologie/>

Meisinger, J.J., Hargrove, W.L., Mikkelsen, R.L., Williams, J.R., Benson, V.W., 1991. Effects of cover crops on groundwater quality, in: *Cover Crops for Clean Water*. Soil and Water Conservation Society. pp. 57–68

Meyer N., 2000. Evaluation de l'impact des cultures intermédiaires multi-services sur le bilan hydrique des sols : approche par expérimentation et simulation. Application au bassin Adour-Garonne

Pedrosa De Azevedo M., Landivar J., Macedo Vieira R., Moseley D., 1999. The effect of cover crop and crop rotation on soil water storage and on sorghum yield.

Qi, Z., Helmers, M.J., Kaleita, A.L., 2011a. Soil water dynamics under various agricultural land covers on a subsurface drained field in north-central Iowa, USA. *Agric. Water Manag.* 98, 665–674. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.11.004>

Rawls W.J., Pachepsky Y.A., Ritchie J.C., Sobecki T.M., Bloodworth H., 2003, Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma* 116, 61–76.

Restovich, S.B., Andriulo, A.E., Portela, S.I., 2012. Introduction of cover crops in a maize–soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. *F. Crop. Res.* 128, 62–70. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.12.012>

Soubeyroux, J.M. Kitova, N. Blanchard, M. Vidal, J.P. Martin, E. Dandin, P. 2012. Sécheresses des sols en France et changement climatique - Résultats et applications du projet ClimSec. *La météorologie*, n°78, août 2012.

Stipešević, B., Kladičko, E.J., 2005. Effects of winter wheat cover crop desiccation times on soil moisture, temperature and early maize growth. *Plant, Soil Environ.* 51, 255–261.

Tessier, T. (Physico-chimie et écotoxicologie des sols INRA Versailles), Coquet, Y. (UMR INRA/AgroParisTech Environnement et Grandes Cultures), Lefèvre, Y. (UMR INRA-UHP 1137 Écologie et Écophysiologie forestières), Bréda, N. (UMR INRA-UHP 1137 Écologie et Écophysiologie forestières), 2008. « Rôle de la végétation dans les processus de propagation de la sécheresse dans les sols argileux »

(<https://www.geotechniquejournal.org/articles/geotech/pdf/2007/03/geotech2007120121p35.pdf>).

Yu, Y., Loiskandl, W., Kaul, H.P., Himmelbauer, M., Wei, W., Chen, L., Bodner, G., 2016. Estimation of runoff mitigation by morphologically different cover crop root systems. *J. Hydrol.* 538, 667–676. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.060>