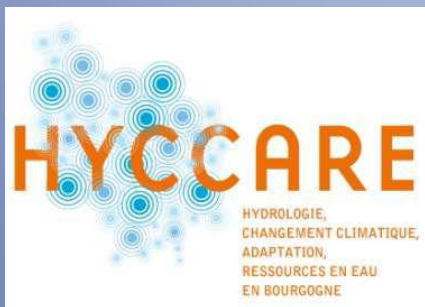




Analyse de la sensibilité du modèle SWAT à la précision des données pédologiques sur deux bassins de Bourgogne (France) : modélisation à partir de la base Donesol.

Jérémy BACHMANN



Mémoire d'ingénieur agronome 2015

Référent pédagogique :

Thierry CASTEL

Maître de Conférences (Agro-Sup Dijon)

Tuteurs de stage :

Marjorie UBERTOSI

AgroSup Dijon
UMR 1347 Agroécologie

Étienne BRULEBOIS

Philippe AMIOTTE SUCHET

Université de Bourgogne
UMR 5561 Biogéosciences



Mémoire de fin d'études

Formation Ingénieur Agronome
Agronomie et Environnement

Analyse de la sensibilité du modèle SWAT à la précision des données pédologiques sur deux bassins de Bourgogne (France)

Modélisation à partir de la base Donesol

Stage du 16 Mars au 14 Août 2015

Jérémy BACHMANN

Référent pédagogique :

Thierry CASTEL

Maître de Conférences (Agro-Sup Dijon)

Tuteurs de stage :

Marjorie UBERTOSI

AgroSup Dijon
UMR 1347 Agroécologie

Étienne Brulebois

Philippe AMIOTTE SUCHET

Université de Bourgogne
UMR 5561 Biogéosciences

Remerciements :

Je suis particulièrement reconnaissant à Étienne Brulebois, Doctorant dans l'équipe SEDS (Systèmes, Environnements et Dynamiques Sédimentaires) pour sa collaboration et sa disponibilité constantes au cours de ce projet.

J'ai une pensée spéciale pour Marjorie Ubertosi qui a fait naître ce mémoire mais pas seulement. Je lui souhaite beaucoup de bonheur et de joie dans sa maternité.

J'ai beaucoup apprécié l'encadrement apporté par Philippe Amiotte Suchet ainsi que ses suggestions expertes et ses réflexions d'une grande utilité pour l'avancée du projet.

Je tiens spécialement à remercier le Dr. James E. Almendinger du musée des sciences du Minnesota pour ses conseils précieux et son partage d'expérience sur les erreurs générées par le modèle.

Je remercie aussi Lucile GAILLARD, animatrice du SAGE et des missions agricoles du Contrat Global Armançon au S.I.R.T.A.V.A., pour les informations et le temps qu'elle nous a donnés.

Liste des abréviations :

GICC : Gestion et Impacts du Changement Climatique.

GIEC : Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'évolution du Climat.

HRU : Unité de réponse hydraulique.

HYCCARE : Hydrologie, Changement Climatique, Adaptation, Ressource en Eau.

IGCS : Inventaire Gestion et Conservation des Sols

MNT : Modèle Numérique de Terrain.

RU : Réserve Utile en eau.

SAGE : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux.

SWAT: Soil and Water Assessment Tool.

UCS : Unité Cartographique de Sol.

USDA : United States Department of Agriculture.

UTS : Unité Typologique de Sol.

Liste des figures :

Figure 1 : Schématisation des deux axes de travail du projet HYCCARE (Source : Alterre Bourgogne).....	1
Figure 2 : Illustration du fonctionnement des HRUs	2
Figure 3 : Représentation simplifiée du modèle SWAT.	4
Figure 4 : Situation des bassins versants de l'Arroux et de l'Armançon en Bourgogne.....	7
Figure 5 : Occupation du sol des bassins versants de l'Arroux et de l'Armançon.....	8
Figure 6 : Relief des bassins versants de l'Arroux et de l'Armançon	8
Figure 7 : Logigramme d'utilisation de SWAT	10
Figure 8 : Types de sols du bassin de l'Arroux et carte des groupes de sols issus de l'ACP....	13
Figure 9 : Graphique des variables et des individus pour l'ACP portant sur les 36 sols du bassin de l'Arroux.....	13
Figure 10 : Types de sols du bassin de l'Armançon et carte des groupes de sols issus de l'ACP	14
Figure 11 : Classification hiérarchique (HCPC) des 36 sols du bassin de l'Arroux.....	14
Figure 12 : Débits journaliers observés et simulés à Brienon-Sur-Armançon entre 2007 et 2008 ; calibration finale.....	16
Figure 13 : Flux annuels à Autun (Arroux) observés et simulés avec la donnée « sol » complète	17
Figure 14 : Flux annuels à Tronchoy (Armançon) observés et simulés avec la donnée « sol » complète	17
Figure 15 : Fréquence de flux de sédiments observés et simulés à Tronchoy (Armançon) en T/j	18
Figure 16 : Fréquence de flux de nitrates observés et simulés à Tronchoy (Armançon) en kgNO ₃ /j	18
Figure 17 : Cartes de remplissage de la réserve utile du bassin de l'Armançon au mois de juin (moyenne sur 2001-2011 pour les trois simulations)	19
Figure 18 : Cartes de remplissage de la réserve utile du bassin de l'Armançon au mois de juillet.....	22
Figure 19 : Exemple d'ordination des cours d'eau. (Wasson <i>et al.</i> 2006)	28
Figure 20 : Répartition des types de sols du bassin de l'Armançon.	29
Figure 21 : Valeurs de débits observés à Brienon et sur deux stations en aval et valeurs simulées.....	31
Figure 22 : Pertes de sédiments sur le bassin de l'Arroux ; avec 36 sols	39
Figure 23 : Pertes de sédiments sur le bassin de l'Arroux ; avec 7 sols	39
Figure 24 : Pertes de sédiments sur le bassin de l'Arroux ; avec 1 sol.....	39
Figure 25 : Comparaison des flux d'oxygène dissous sur le bassin de l'Arroux	40
Figure 26 : Comparaison des flux d'oxygène dissous sur le bassin de l'Armançon	40

Liste des tableaux :

Tableau 1 : Comparatif de 10 modèles agro-hydro-climatiques publiques.....	3
Tableau 2 : Résumé de l'influence des données pédologiques sur le modèle SWAT	5
Tableau 3 : Comparaison de la complexité des projets selon la précision de la donnée "sols"	14
Tableau 4 : Comparaison des critères de performance des simulations sur les bassins de l'Arroux et de l'Armançon, sans calibration.....	15
Tableau 5 : Comparaison des critères de performance des simulations sur les bassins de l'Arroux et de l'Armançon, avec une première calibration.	15
Tableau 6 : Comparaison des critères de performance des simulations sur les bassins de l'Arroux et de l'Armançon, après calibration ; au pas de temps journalier.....	15
Tableau 7 : Comparaison des critères de performance des simulations sur les bassins de l'Arroux et de l'Armançon, après calibration ; au pas de temps mensuel.	15
Tableau 8 : Comparaison des critères de performance des simulations sur les bassins de l'Arroux et de l'Armançon, après calibration ; au pas de temps annuel.....	15
Tableau 9 : Comparaison des réserves utiles du bassin versant de l'Armançon sur 1980-2011	19
Tableau 10 : Exemples de bassins versants modélisés avec SWAT	20
Tableau 11 : Les différentes RCP existantes (Moss <i>et al.</i> 2010)	26
Tableau 12 : Affinage de la surface en culture du bassin de l'Arroux	32
Tableau 13 : Affinage de la surface en culture du bassin de l'Armançon	32
Tableau 14 : Itinéraire technique pour le couvert AGRL.....	33
Tableau 15 : Itinéraire technique pour le couvert CSIL	33
Tableau 16 : Itinéraire technique pour le couvert PAST	33
Tableau 17 : Itinéraire technique pour le couvert WWHT.....	33
Tableau 18 : Itinéraire technique pour le couvert RYE.....	34
Tableau 19 : Paramètres modifiés pour les opérations de semis (code 1).....	34
Tableau 20 : Paramètres initiaux modifiés pour les cultures pérennes	34
Tableau 21 : Paramètres modifiés pour les opérations de fertilisation automatique (code 11)	35
Tableau 22 : Paramètres modifiés pour les opérations de récolte (code 7).....	35
Tableau 23 : Paramètres modifiés pour les opérations de pâturage (code 9).....	35

Sommaire :

Introduction	1
1. Modélisation d changement climatique sur les bassins versants.....	2
1.1. Le modèle SWAT.....	2
1.2. L'importance des données pédologiques dans le modèle SWAT	4
2. Objectifs	6
3. Les zones d'études et les données disponibles.....	7
3.1. Les zones d'études.....	7
3.2. Les données observées.....	8
4. Méthodes	9
4.1. Les différentes simulations effectuées et les outils de comparaison utilisés	9
4.2. Le regroupement des sols et le choix des sols majoritaires et médians.....	9
4.3. La calibration.....	10
4.3.1. Calibration de l'hydrologie	11
4.3.2. Calibration de la quantité de sédiments exportés par l'eau	12
4.3.3. Calibration pour la qualité de l'eau	12
5. Résultats et analyse des simulations.....	13
5.1. Les cartes de sols créées	13
5.2. La simulation des débits à l'exutoire des bassins versants	15
5.2.1. Sans calibration	15
5.2.2. Avec un premier ajustement.....	16
5.2.3. Après calibration	16
5.3. La simulation de la qualité de l'eau.....	17
5.3.1. Teneur en sédiments des cours d'eau	17
5.3.2. Quantités de nitrates dans les cours d'eau.....	18
5.3.3. Quantités d'oxygène dissous dans les cours d'eau.....	18
5.4. La simulation du remplissage de la réserve utile des sols	19
6. Discussion	20
6.1. Retour aux hypothèses.....	20
6.2. Limites de validité de cette étude	20
6.3. Perspectives d'utilisation du modèle pour l'analyse des impacts du changement climatique sur l'hydrologie de bassins versants	22
Conclusion.....	23
Annexes	25
Bibliographie	41

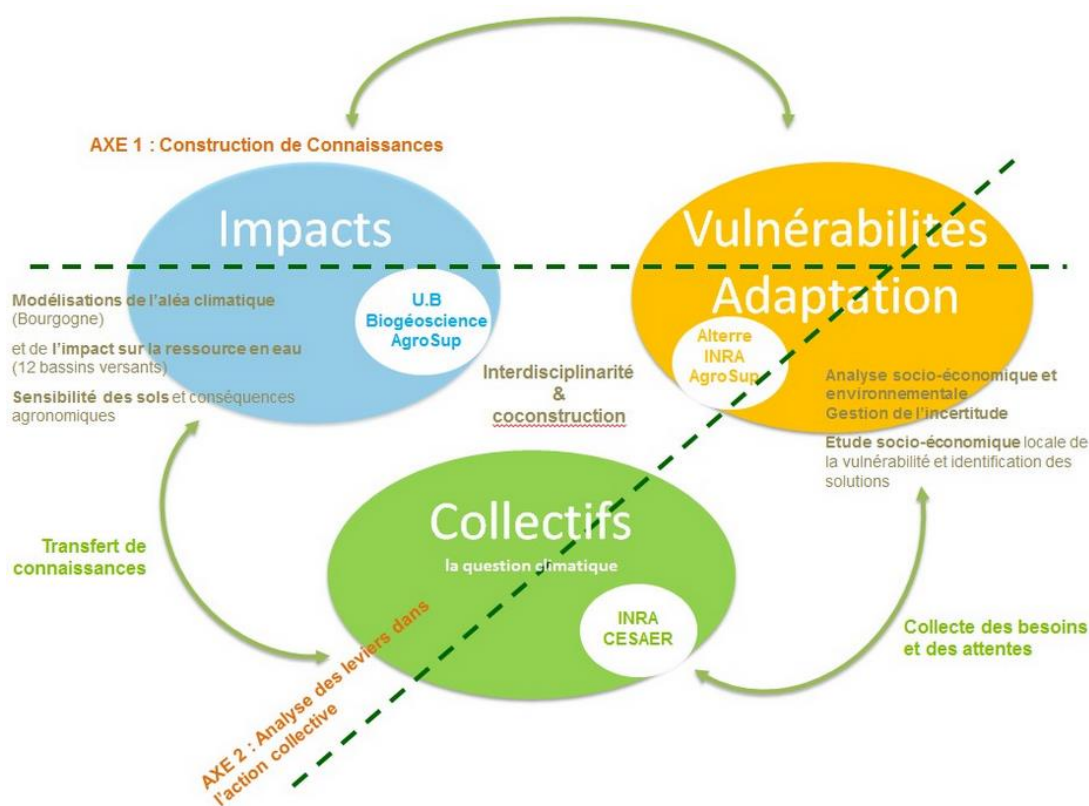


Figure 1 : Schématisation des deux axes de travail du projet HYCCARE
 (Source : Alterre Bourgogne)

Introduction

Le changement climatique est une réalité qui n'est pas toujours intégrée dans les réflexions locales. Bien que souvent mentionné dans les médias, ce phénomène est souvent méconnu et les acteurs d'un territoire disposent de peu de données à leur échelle. Ceci entraîne des différences de point de vue voire le scepticisme de certains vis-à-vis de la réalité du changement climatique dans leur zone. Par conséquent, ces représentations sociales divergentes limitent la mise en place de stratégies d'adaptation.

Pour pallier à ce manque d'information sur le sujet, il est nécessaire de construire des connaissances locales précises et d'identifier les leviers d'action possibles. Ce sont les deux axes du projet HYCCARE (HYdrologie, Changement Climatique, Adaptation, Ressource en Eau en Bourgogne). Le premier axe porte notamment sur la modélisation locale du changement climatique et de ses impacts sur la ressource en eau. Le second axe s'oriente vers l'action collective afin de trouver les adaptations possibles sur un territoire donné. Ces réflexions ont été portées sur une douzaine de bassins versants de Bourgogne.

Pour répondre à ces objectifs, il faut impliquer un grand nombre de partenaires, des chercheurs aux acteurs locaux. C'est Alterre Bourgogne (Agence de l'environnement et du développement soutenable) qui a été choisie pour coordonner ce projet.

L'axe 1 implique l'évaluation de la disponibilité en eau des sols dans le futur. Pour cela, il s'agit de modéliser l'évolution du remplissage de la réserve utile des sols et, plus globalement, l'évolution de la ressource en eau à l'échelle de tout un bassin versant.

Cet intérêt particulier porté sur les sols devrait permettre de quantifier et cartographier l'évolution du bilan hydrique et d'identifier les zones les plus sensibles aux changements du climat local.

En parallèle de ce projet, Etienne Brulebois réalise une thèse à l'université de Bourgogne encadrée par Philippe Amiotte-Suchet dont le titre est « Impact du changement climatique sur la ressource en eau en Bourgogne : aspects qualitatifs et quantitatifs ».

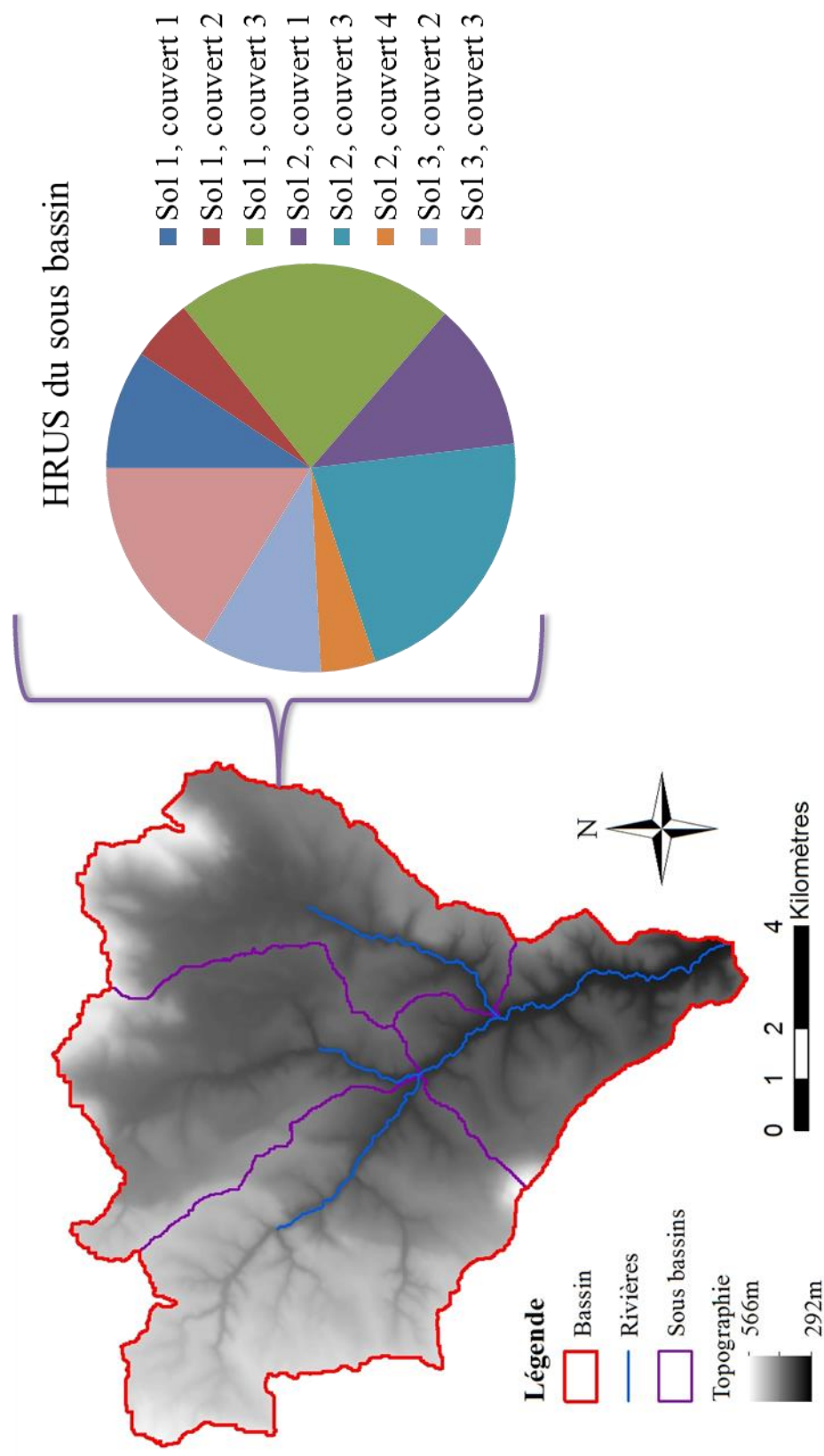


Figure 2 : Illustration du fonctionnement des HRUs

1. Modélisation d changement climatique sur les bassins versants

Le changement climatique modifie d'ores et déjà les dynamiques de l'eau dans les années à venir. D'après le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), les épisodes extrêmes vont devenir plus fréquents comprenant des sécheresses et des inondations (GIEC 2014). Il est donc important de prévoir ces effets sur la ressource en eau tant d'un point de vue de la qualité et de la quantité d'eau pour la consommation humaine et animale et pour l'irrigation que du point de vue de la gestion des inondations et de l'érosion des sols. De nombreux processus affectent cette ressource. Ces dynamiques de l'eau englobent des phénomènes complexes tels l'infiltration, le ruissellement, l'évapotranspiration et la pluviométrie (Neitsch *et al.* 2011).

Bien que la Bourgogne ait des cours d'eau pour la plupart de bonne qualité, il est constaté une dégradation de la qualité des cours d'eau en amont. D'autre part, la Bourgogne est en tête de trois bassins hydrographiques sur les sept que compte la métropole (Seine-Normandie, Loire-Bretagne et Rhône-Méditerranée) (Ministère de l'Ecologie du Développement durable et de l'Energie). Cela signifie que l'impact du changement climatique sur les dynamiques de l'eau bourguignonnes se répercutera sur les régions en aval. Il est donc important de prévoir les effets du changement climatique dans la zone.

Pour atteindre cet objectif de connaissance sur le changement climatique et la ressource en eau, il convient de créer des bassins versants modèles sur lesquels il est possible d'intégrer des prévisions de changement climatique. Les paramètres gérant le ruissellement, le prélèvement par la végétation, le taux de remplissage de la réserve utile des sols et le transfert dans les sols non saturés / saturés sont connus. Un modèle a été retenu pour faire ces travaux exploratoires à l'échelle du bassin versant : le modèle SWAT (Soil and Water Assessment Tool) couplé au logiciel de système d'informations géographiques ArcGIS (ESRI). Un premier bassin et sa modélisation a fait l'objet du stage d'Olivier Legras (Legras, 2014). La commande initiale du travail présenté ici était de construire une procédure d'utilisation de ce modèle pour permettre la reproduction de la démarche de modélisation dans différents bassins versants.

1.1. Le modèle SWAT

Développé par Arnold *et al.* (1998) pour le compte du département américain pour l'agriculture (USDA), le modèle SWAT permet d'intégrer des données climatiques, hydrologiques et biologiques ainsi que des phénomènes complexes tels l'érosion, l'infiltration et les pratiques agricoles.

Ce modèle fonctionne avec des unités spatio-temporelles fines. Le pas de temps est journalier et la résolution spatiale est l'Unité de Réponse Hydrologique (HRU). Les HRUs sont des unités géographiques considérées comme homogènes du point de vue hydrique, pédoclimatique et de l'usage du sol (Gassman *et al.* 2007). Ces HRUs ne sont pas spatialisées

Tableau 1 : Comparatif de 10 modèles agro-hydro-climatiques publiques (d'après Daniel *et al.* 2011)

Modèle	Adapté pour	Ruissellement de surface	écoulement latéral	Simulation des composants chimiques	échelle spatiale	échelle temporelle	Représentation du bassin
ANSWERS	bassins agricoles ; bassins sans stations de mesures	équations de Manning et de continuité	aucun	aucun	distribué	évènementiel	grille ; 1-D
ANSWERS-2000	bassins agricoles de taille moyenne ; bassins sans stations de mesures ; évaluation des bonnes pratiques culturales ; simulation des interactions entre quatre groupes d'azote	équations de Manning	équation de Darcy	N, P, MES	distribué	continu	grille
AGNPS	bassins agricoles	CN, TR-55	aucun	aucun	distribué	évènementiel	zones homogènes de terrain
AnnAGNPS	bassins agricoles ; pratiques culturales	CN, TR-55	équation de Darcy	N, P, pesticides, carbone et nutriments	distribué	continu	zones homogènes de terrain ; cours d'eau ; retenues
HEC-1/HECHMS	bassins urbanisés ; modélisation de crues	CN, équations cinématiques	aucun	aucun	semi-distribué	évènementiel	grid ou réseau dendritique
HSPF	bassins agricoles et urbanisés ; qualité d'eau et sédiments en tous points du bassin	écoulements empiriques	percolation, écoulements latéraux ou de nappe	température, DO, CO ₂ , N, NH ₃ , orgN/P, pesticides	semi-distribué	continu	zones homogènes de terrain ; cours d'eau ; réservoirs ; 1-D
KINEROS2	bassins agricoles et urbanisés ; tempête	équations cinématiques	aucun	aucun	distribué	évènementiel	plans et cours d'eau ; 1-D
SWAT	bassins agricoles ; pratiques culturales	CN, SCS, TR-55	percolation, écoulements latéraux ou de nappe	N, P, pesticides, carbone	semi-distribué	continu	sous-bassins ; HRUs ; étangs ; nappes phréatiques ; cours d'eau
PRMS/MMS	bassins agricoles ; intégration d'autres modèles	équations cinématiques	aucun	aucun	distribué	évènementiel	plans et cours d'eau ; réservoirs ; 1-D
WEPP	petits bassins agricoles ; érosion des sols	équations cinématiques	équation de Green-Ampt	aucun	distribué	continu	plans et cours d'eau

mais sont réparties au sein de sous-bassins qui le sont. Ces sous-bassins découpent le bassin versant par segments de cours d'eau

C'est à l'échelle de ces unités que s'effectuent les calculs du modèle. Ces calculs sont basés sur de multiples équations issues de recherches nombreuses (Neitsch *et al.* 2011). À partir des données à sa disposition, le modèle calcule successivement chaque variable. Par exemple, l'évapotranspiration potentielle d'une culture peut être calculée selon trois méthodes utilisant des données climatiques (vitesse du vent et température), des données locales (concentration en dioxyde de carbone) et de caractéristiques agronomiques (conductance des feuilles). Puis cette variable est utilisée dans le calcul de l'évapotranspiration réelle et ainsi de suite jusqu'à ce que toutes les valeurs soient calculées pour une journée. Ensuite le modèle passe au jour suivant et recalcule ces variables en tenant compte des valeurs passées.

Ce modèle étant intégré sous ArcGIS (ESRI), il permet une gestion spatialisée des informations. En sortie du modèle, il est possible de récupérer des informations à différentes échelles de temps et d'espace. Celles-ci concernent : l'hydrologie avec les différents transferts horizontaux (ruissellement, retenues, etc.) et verticaux (évapotranspiration, infiltration) ainsi que des données agricoles (croissance des cultures et irrigation) (Renaud et Poulenard 2004).

La modélisation, à proprement parler, comprend les étapes de préparation des données d'entrée du modèle, la calibration (l'ajustement des paramètres du modèle pour simuler au mieux la réalité) et la validation du modèle.

La préparation des données pour l'utilisation dans ArcSWAT consiste à récupérer des informations spatialisées spécifiques au bassin étudié pour les variables de sol, d'occupation du sol et du climat et à les adapter au format d'entrée du modèle :

- Pour définir la composante pédologique des HRUs, la base Donesol du programme IGCS (Inventaire, Gestion et Conservation des Sols) développée par le Groupement d'Intérêt Scientifique sur le sol a été choisie.
- Le Corine Land Cover, produit dans le cadre du programme européen d'échange d'information sur l'environnement CORINE, permet de renseigner l'occupation du sol. En effet, la réponse hydrologique est différente selon le type de couverture du sol (l'infiltration de l'eau dans le sol est plus élevée dans une parcelle en culture par rapport à une forêt par exemple).
- Le modèle nécessite également des données précises sur les précipitations du bassin versant (Moriasi et Starks 2010), données qui peuvent provenir de stations météorologiques ou de modèles climatiques (voir Annexe 2).

La calibration consiste à affiner les informations entrées dans le modèle et adapter les paramètres au contexte particulier du bassin versant (dynamiques de nappes, transferts préférentiels de l'eau, etc.). Elle est soit effectuée manuellement à dire d'expert (si certains paramètres sont connus), soit à l'aide d'outils semi-automatiques tels SWAT-CUP ou SCE-UA (Arnold *et al.* 2012; Bossa *et al.* 2012; Mulungu et Munishi 2007; Mukundan *et al.* 2010).

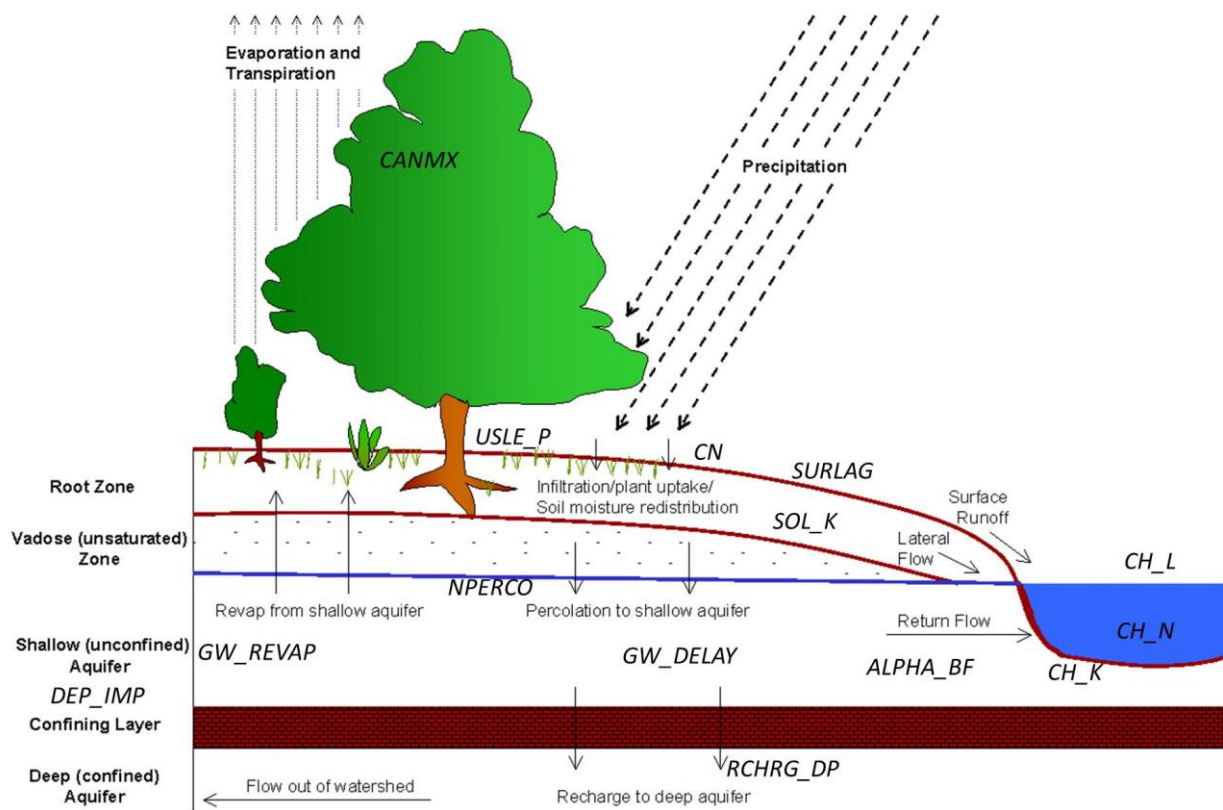


Figure 3 : Représentation simplifiée du modèle SWAT. Les flèches indiquent les mouvements d'eau. Les caractères en italique sont quelques paramètres du modèle.

La validation du modèle est réalisée en comparant les sorties du modèle paramétré avec des données réelles passées (climat, d'hydrologie et agricoles) aux données réelles enregistrées sur le bassin (débit du cours d'eau et qualité des eaux, rendements des cultures, date de récolte...).

Pour évaluer la performance du modèle, les méthodes les plus pertinentes sont : l'interprétation graphique (comparaison des hydrographes réels et simulés) et le calcul de coefficients caractérisant l'écart entre le modèle et la réalité, tels que le coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE), le coefficient de corrélation (R^2) et le pourcentage de biais (PBIAS) (Moriassi *et al.* 2007; Ferrant *et al.* 2011; Arnold *et al.* 2012). De nombreux autres indicateurs sont utilisés par différents auteurs, chacun ayant ses forces et ses faiblesses. Il faut donc choisir l'indicateur qui correspond le mieux à la situation étudiée. Ainsi, le NSE est à éviter si les débits sont proches de zéro car même pour une très faible variation de débit il sera très négatif (Oeurng *et al.* 2011). Inversement, le calcul du biais du modèle (MBIAS) masque les variations de débit mais est très sensible à débit faible (Kumar et Merwade 2009). L'erreur quadratique moyenne (RMSE) ne tient pas compte des erreurs dans les données observées, aussi faut-il lui préférer le NSE si les données sont imparfaites.

1.2. L'importance des données pédologiques dans le modèle SWAT

Un premier travail a porté sur le bassin versant de l'Arroux à Dracy Saint Loup (Legras, 2014). Ce travail a été centré sur la préparation des fichiers de données du modèle à partir des bases de données disponibles. La partie modélisation proprement dite n'a pu être réalisée. Cela s'explique entre autres par l'utilisation chronophage de la base Donesol3. Cette base de données est très précise et permet une connaissance fine des sols de la zone étudiée. Toutefois, elle nécessite beaucoup de temps pour extraire et mettre en forme les données sous une forme exploitable par SWAT. De plus, l'utilisation de ces données très précises entraîne la création d'un grand nombre de HRUs (Unité de Réponse Hydrologique) et donc un temps de calcul des sorties du modèle long.

Il a été montré que le modèle SWAT n'a pas la même sensibilité à toutes les variables. Par exemple, Mulungu et Munishi (2007) ont montré qu'une très haute résolution des données d'occupation du sol n'est pas obligatoirement nécessaire pour obtenir une bonne simulation des débits. Par contre, les données hydrologiques sont très sensibles aux valeurs des paramètres CN2 (le rapport ruissellement sur infiltration), SOL_K (conductivité hydraulique à saturation), SOL_AWC (réserve utile du sol), SURLAG (délai du ruissellement de surface) (Arnold *et al.* 2012; Mulungu et Munishi 2007 ; voir également les principaux paramètres du modèle en Annexe 3).

La sensibilité des anciennes versions du modèle SWAT aux données pédologiques a été évaluée à multiples reprises aux États-Unis en utilisant les données STATSGO (State Soil Geographic database, au 1:250000) et SSURGO (Soil Survey Geographic database, au 1:10000-1:63000). Les résultats de ces études sont très différents selon le bassin étudié et les choix de création de HRUs et de calibration : sans calibration du modèle, les données STATSGO donnent un résultat plus proche de la réalité que celles du SSURGO (supposé plus

précis) dans de nombreux cas (Kumar et Merwade 2009). Après calibration, les résultats diffèrent selon les études. On peut en conclure que si le relief n'est pas très accentué, que les sols ne sont pas très différents ou que les autres données (topographie et occupation du sol) ne sont pas précises, l'utilisation d'une carte de sols très fine n'améliore pas la simulation (Moriasi et Starks 2010).

Certaines études ont fait le choix d'attribuer l'Unité de Réponse Hydrologique majoritaire à chaque sous-bassin afin de garder le même nombre de HRUs pour chaque modalité (Mukundan *et al.* 2010) et trouvaient des résultats équivalents avec les deux sources de données. Cette technique fait disparaître les sols peu représentés localement et masque donc une partie de la variabilité apportée par l'utilisation d'une base de données plus fine.

Afin de simplifier la donnée « sol », des regroupements de sols sont possibles. Le regroupement taxonomique donne des résultats intéressants (Ficklin *et al.* 2014). Il consiste à grouper les sols de même sous-groupe pédologique, puis de même groupe, sous-classe ou classe en fonction de la précision souhaitée. L'Analyse en Composantes Principales (ACP) semble être une bonne méthode afin d'orienter le regroupement des sols en fonction des caractéristiques influençant le paramètre étudié (si on s'intéresse à l'hydrologie, il est plus intéressant de pouvoir distinguer les sols drainants des sols hydromorphes que les sols bruns des sols podzolisés). Ainsi un regroupement des sols au caractéristiques hydrologiques peut être fait si l'on dispose des informations précises concernant la texture, la porosité, la densité apparente, les coefficients d'infiltration et de ruissellement, la réserve utile, la quantité de Na⁺, etc. (Valet 1995).

Tableau 2 : Résumé de l'influence des données pédologiques sur le modèle SWAT

	Données de sol précises	Données de sol moins précises
Nombre de HRUs	Fort	Moyen
Temps de calcul	Long	Moyen
Performances du modèle sans calibration	Faibles	Faibles à moyennes
Performances du modèle après calibration	Moyennes à bonnes	
Performances du modèle avec des données précises (occupation du sol, topographie)	Très bonnes	Bonnes
Performances du modèle avec des données peu précises (occupation du sol, topographie)	Moyennes à bonnes	

2. Objectifs

En cherchant à optimiser le temps de travail et de calcul tout en maintenant la qualité des sorties du modèle, on arrive donc à la question de travail suivante :

Quelle est la sensibilité du modèle SWAT à la précision des données pédologiques ?

Il est alors possible de faire les hypothèses suivantes :

- Des données pédologiques précises augmentent la performance du modèle.
- Il est possible d'agréger les données de la base Donesol afin de créer une carte de sols simplifiée et ainsi diminuer le nombre de HRUs.
- La calibration réduit les écarts de performance entre modèles ayant des données pédologiques de précisions différentes.

3. Les zones d'études et les données disponibles

Ces trois hypothèses ont été testées sur des bassins versants de Bourgogne parmi ceux choisis dans le cadre du projet HYCCARE et sélectionnés pour leur instrumentation, i.e. le nombre de mesures disponibles sur les cours d'eau, ainsi que leurs caractéristiques hydrogéologiques.

3.1. Les zones d'études

Les deux bassins versants étudiés sont : le bassin de l'Arroux à Dracy-Saint-Loup (dépendant de l'agence de l'eau de Loire-Bretagne) et le bassin de l'Armançon à Brienon-sur-Armançon (agence de l'eau de Seine-Normandie). Les paramètres pédologiques nécessaires au modèle sont soit extraits de la base de données Donesol 3 soit calculées à partir des équations de pédotransfert présentées dans le rapport d'Olivier Legras (2014). Le bassin versant de l'Arroux ayant déjà été étudié l'an passé de nombreuses informations ont été collectées dans le rapport d'Olivier Legras. Concernant le bassin versant de l'Armançon, de nombreuses données ont été récupérées auprès de Lucile Gaillard, animatrice du Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) du bassin de l'Armançon : par exemple, le type d'agriculture (et le drainage éventuel) qui influence le bilan hydrique et le débit des cours d'eau. Ces informations ont également été complétées par l'analyse du registre parcellaire graphique (Agence de Services et de Paiement).

Ces deux bassins sont suffisamment différents pour nous donner des réponses distinctes en termes de sensibilité du modèle à la résolution des données pédologiques. Le bassin de l'Armançon (3100 km²) est beaucoup plus allongé et trois fois plus grand que celui de l'Arroux (773 km²). Cela implique une imbrication des sous-bassins : Les eaux d'un sous-bassin vont se jeter dans le suivant (effet domino) alors que sur le bassin de l'Arroux, tous les cours d'eau se rejoignent progressivement jusqu'à atteindre l'exutoire du bassin versant. Sur les 3100 km² de l'Armançon se trouvent de très nombreux petits cours d'eau et chenaux construits par l'homme dont le canal de Bourgogne qui longe la rivière à travers tout le bassin versant. Alors que le modèle peut facilement simuler les cours d'eau modelés par les pentes (cas de l'Arroux), il a plus de mal à simuler les bras sinueux de l'Armançon et il est très difficile de lui faire prendre en compte les échanges avec le canal de Bourgogne.

Les réseaux hydrographiques des bassins de l'Arroux et de l'Armançon sont d'ordre 5 dans la classification de Strahler bien qu'ils soient de tailles différentes (voir Annexe 4). Cette classification indique l'importance du cours d'eau dominant et dépend du nombre et de la taille de ses affluents. Le fait que ces cours d'eau soient de même ordre bien que de tailles inégales s'explique par leurs types de réseau hydrographique : L'Arroux a un réseau arborescent dendritique simple alors que l'Armançon a un réseau de type arête de poisson avec deux cours d'eau en parallèle (CNFSH) au niveau de la Côte d'Or. Un aperçu de ces bassins est disponible en Figure 4.

Cette structure en longueur du bassin de l'Armançon induit des enjeux forts sur la quantité d'eau présente dans les rivières. Il y a de forts risques d'inondations causées par le

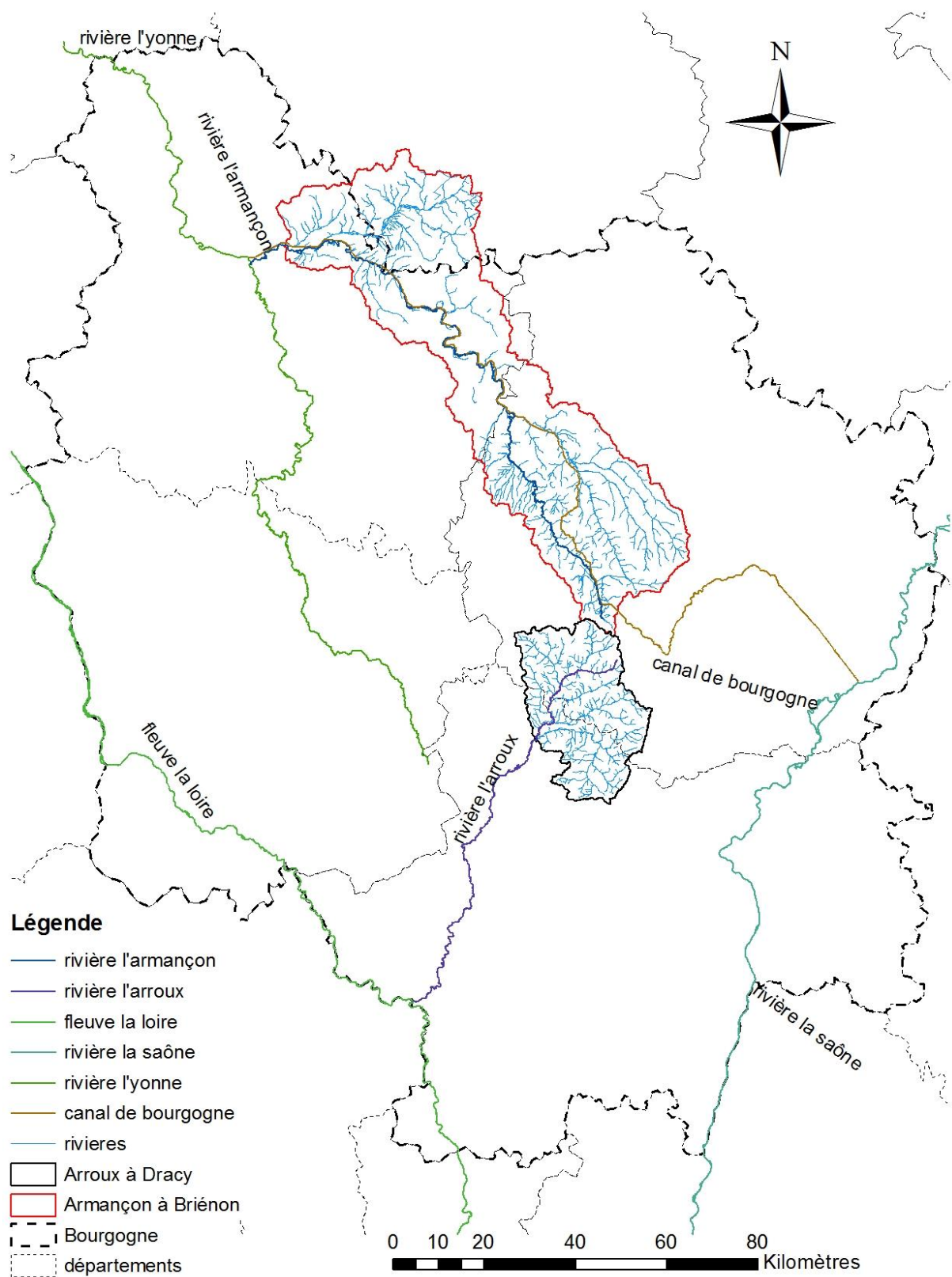


Figure 4 : Situation des bassins versants de l'Arroux et de l'Armançon en Bourgogne.

débordement des cours d'eau et la disponibilité en eau est ponctuellement insuffisante lors des étiages (S.I.R.T.A.V.A 2015). Le bassin de l'Arroux rencontre également des difficultés dans ces domaines (Muller et Hassan 2013).

Le socle cristallin hercynien du bassin de l'Arroux est peu propice à l'infiltration et au stockage de l'eau (Renaud 2011) ce qui explique les difficultés susmentionnées. Bien que majoritairement calcaire, le sous-sol du bassin de l'Armançon ne stocke pas d'avantage l'eau. Les écoulements y sont rapides et l'inertie faible du fait de leur karstification (S.I.R.T.A.V.A 2015).

Sur ces grandes structures géologiques, on retrouve un grand nombre de sols aux épaisseurs et caractéristiques hydrologiques différentes (voir Annexe 5).

L'occupation du sol du bassin de l'Armançon est dominée par l'agriculture (40% de la surface) et la forêt (30%). D'après le S.I.R.T.A.V.A., les territoires artificialisés (incluant les zones urbaines, les routes, etc.) sont également étendus (30%). L'agriculture diffère selon les départements : élevage bovin en Côte d'Or contre cultures céréalières dans l'Yonne. Le Corine Land Cover (sur lequel se base le modèle) donne les surfaces suivantes : 22% de pâtures, 45% de cultures, 31% de forêts et 2% de surfaces urbanisées. Sur le bassin versant de l'Arroux, le pâturage est dominant (56% du territoire), à cela s'ajoutent les cultures (16%) et la forêt (26%). Il y a peu de territoires artificialisés (2%). Cette région rurale est marquée par un fort ruissellement des eaux de pluie. Ceci est dû à un sous-sol peu propice à l'infiltration et au stockage de l'eau (Renaud 2011).

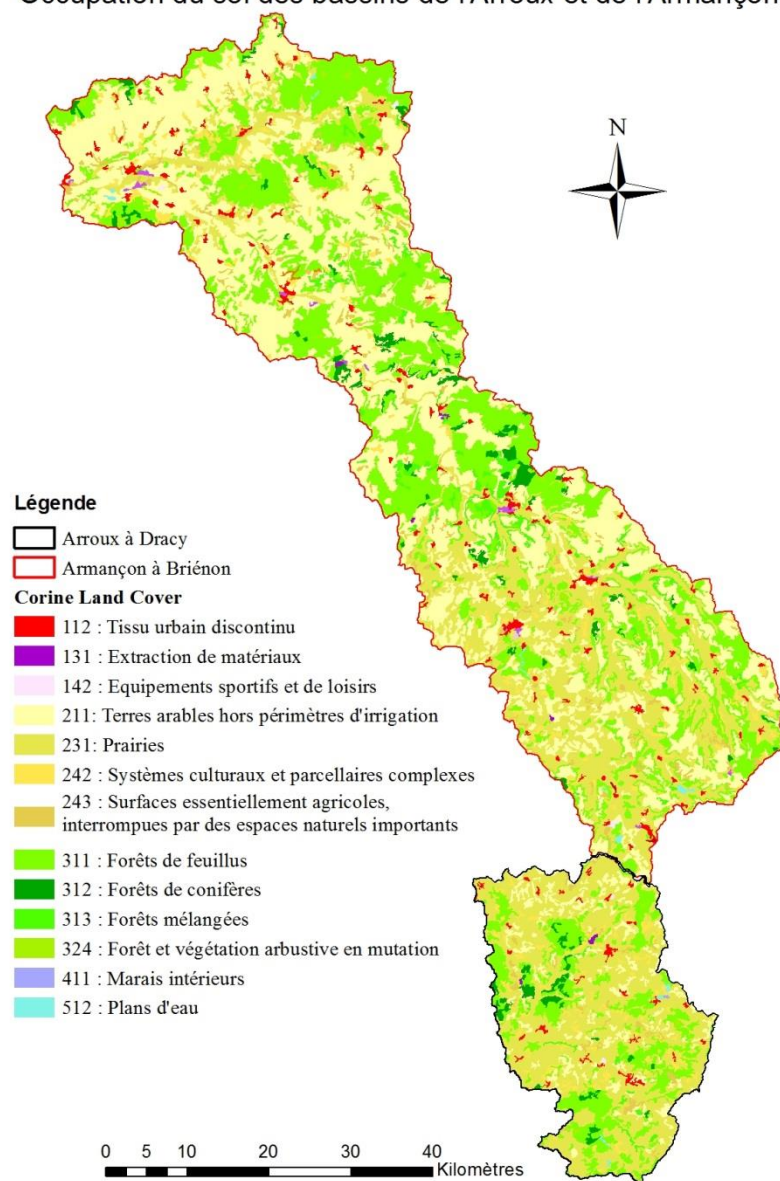
3.2. Les données observées

Ces bassins versant sont assez bien instrumentés et il y a donc une quantité non négligeable de données mesurées sur chacun des bassins. Les débits sont disponibles sur la banque HYDRO (<http://www.hydro.eaufrance.fr/>) et sont calculés à partir des hauteurs d'eau renseignées par divers organismes publiques ou privés (compagnies d'aménagement). Il y a quelques stations de mesures en service sur les bassins étudiés auxquelles viennent s'ajouter les données collectées sur des stations aujourd'hui fermées (Annexe 6). Les données de qualité de l'eau sont collectées par les agences de l'eau (Seine-Normandie pour l'Armançon et Loire-Bretagne pour l'Arroux) et mises à disposition (<http://www.eau-seine-normandie.fr/index.php?id=1627> et <http://osur.eau-loire-bretagne.fr/exportosur/action/Geographie#>). Ces dernières ne sont pas très détaillées avec seulement une mesure ponctuelle par mois.

La banque HYDRO donne des indications sur la validité des données (bonne, estimée, estimée incertaine ou reconstituée bonne). Toutefois certaines mesures jugées bonne ont été trouvées incohérentes (voir l'exemple en Annexe 7).

Les mesures de qualité de l'eau qui nous intéressent sont les concentrations en sédiments, en nitrates et en oxygène dissous des cours d'eau. Celles-ci ont été quantifiées à partir d'échantillons prélevés à un instant (et donc un débit) donné. Ces mesures ne sont donc pas représentatives de la journée de prélèvement et encore moins du mois où celui-ci a eu lieu.

Occupation du sol des bassins de l'Arroux et de l'Armançon.



Relief des bassins versants de l'Arroux et de l'Armançon.

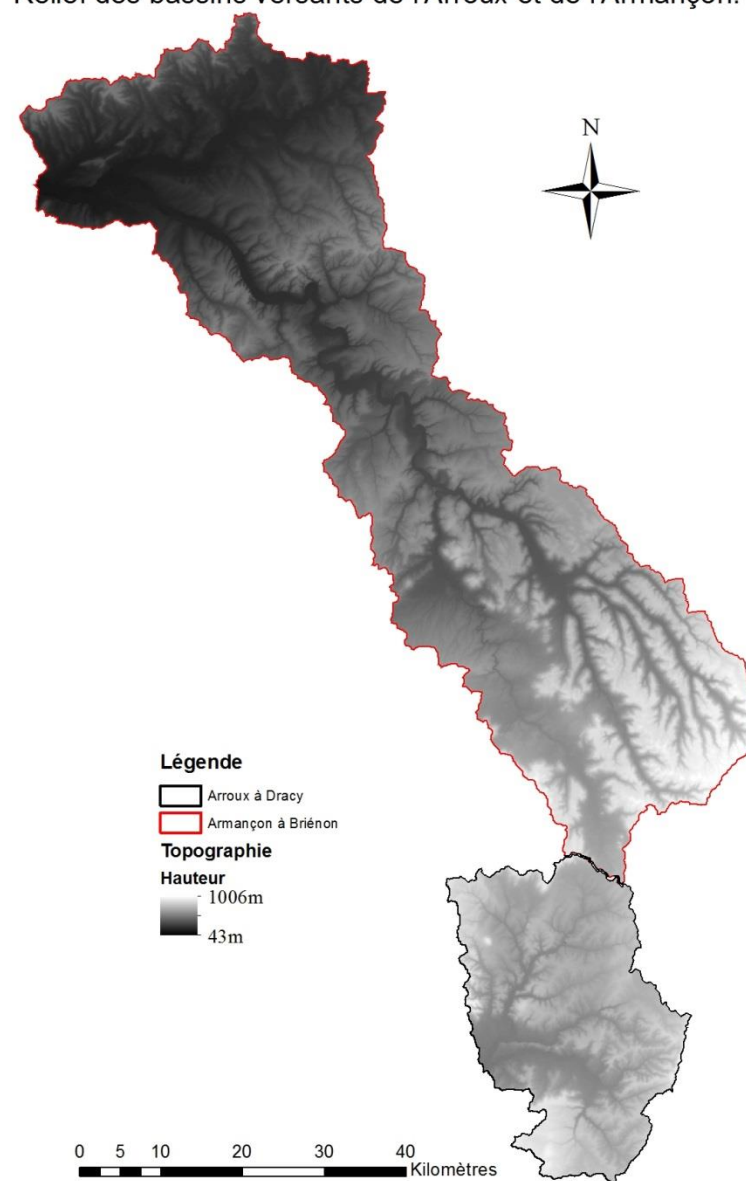


Figure 5 : Occupation du sol des bassins versants de l'Arroux et de l'Armançon Figure 6 : Relief des bassins versants de l'Arroux et de l'Armançon

4. Méthodes

Il a été décidé de comparer la qualité de simulations issues de modèles utilisant des données pédologiques de précisions différentes. Les sorties de ces bassins versants virtuels seront comparées avant et après calibration.

4.1. Les différentes simulations effectuées et les outils de comparaison utilisés

Afin de pouvoir comparer la performance du modèle selon les données pédologiques renseignées, il convient de modéliser les bassins versants à partir de données précises (issues de la base Donesol) mais aussi avec des données pédologiques simplifiées.

Pour chaque bassin, trois précisions de la carte des sols seront testées :

- la précision maximale correspond à l'utilisation de tous les sols de la base sur le bassin versant,
- une précision intermédiaire, issue du regroupement de sols aux caractéristiques hydrologiques proches par analyse statistique, et
- une précision faible, avec l'utilisation d'un seul sol sur tout le bassin versant (le sol majoritaire ou le moyen).

4.2. Le regroupement des sols et le choix des sols majoritaires et médians

Les sols ont été regroupés en utilisant une analyse en composantes principales (ACP). Une analyse de la taxonomie des sols aurait pu être utilisée. Toutefois la classification des sols est faite dans une logique de formation et d'évolution et une même classe peut contenir des sols d'épaisseurs, de réserves utiles et de conductivités hydrauliques très différentes. Ainsi, il a été décidé de réaliser une ACP sur les variables pertinentes dans le cadre de notre problématique, disponibles dans la base Donesol et indépendantes : les taux d'argile, de limon et de sable, la teneur en éléments grossiers, la profondeur et l'albédo. En effet ces variables influencent fortement la réserve utile ainsi que l'ETR. Cette analyse est suivie d'une Classification Hiérarchique sur Composantes principales (HCPC) qui permet de définir les groupes de sols en tenant compte de l'ensemble des dimensions.

Ensuite, dans chaque groupe, le sol moyen est déterminé comme suit : Pour chaque sol, on compte le nombre de paramètres (texture, profondeur, réserve utile, conductivité hydraulique, etc.) se situant dans l'intervalle de la moyenne plus ou moins l'écart-type du groupe. Le sol qui a le plus de paramètres moyens dans un groupe donné est choisi pour représenter l'ensemble des sols du groupe. Le choix de prendre un sol existant, proche de la moyenne, plutôt que de « créer » un sol avec les valeurs moyennes du groupe permet d'éviter certaines incohérences et surtout d'éviter l'utilisation de sols inexistants.

La même méthode est utilisée pour déterminer le sol moyen : la moyenne pondérée par la surface des sols a été calculée pour chaque paramètre. Le sol ayant le plus de paramètres proches de ces valeurs est sélectionné. Le sol majoritaire est, quant à lui, déterminé sous ArcGIS après avoir extrait les surfaces couvertes pour chaque sol.

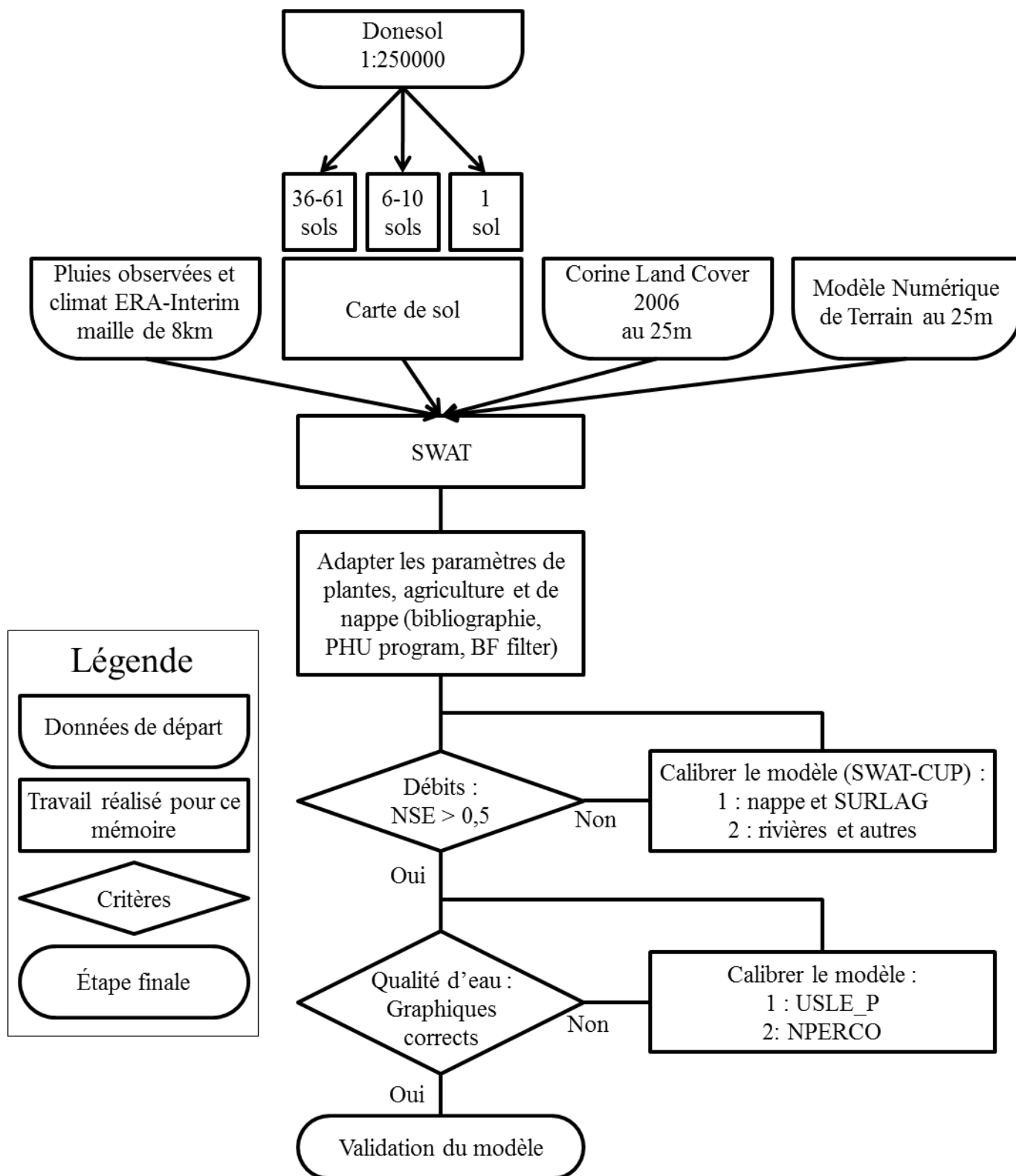


Figure 7 : Logigramme d'utilisation de SWAT

Une phase d'expertise permet de valider le choix du sol moyen en regardant la réserve utile de celui-ci. Si cette valeur est au centre de la courbe de répartition des réserves utiles, le choix est confirmé.

Ces cartes de sol sont une des données d'entrée du modèle et d'autres paramètres doivent être renseignés pour créer un bassin versant virtuel qui soit proche de la réalité.

4.3. La calibration

En plus des données pédologiques, topographiques, climatiques et d'occupation du sol entrées dans le modèle, un grand nombre d'autres paramètres peuvent être choisis dans SWAT ou laissés par défaut. SWAT laisse même le choix des équations à utiliser pour certains calculs. À titre d'information, dans cette étude, nous avons utilisé les options suivantes :

- Utilisation de précipitations journalières, calcul du ruissellement avec la méthode du Curve Number et calcul des débits avec un acheminement journalier (IEVENT=0),
- Calcul du CN en fonction de l'humidité du sol (ICN=0),
- Calcul de l'évapotranspiration avec la méthode de Penman/Monteith (IPET=1),
- Calcul des sédiments issus de l'érosion des cours d'eau avec l'équation simplifiée de Bagnold (CH_EQN=0).

La calibration consiste à comparer les sorties du modèle à des données mesurées, puis identifier les paramètres à modifier pour que la simulation se rapproche des observations. Il faut donc faire tourner une première fois le modèle avec des valeurs par défaut pour les paramètres dont les valeurs sont inconnues ou qui ont une faible influence. Les seules informations intégrées dès le départ portaient sur les pratiques agricoles et les dynamiques de nappe. Les données agricoles locales ont permis de paramétrer les opérations de semis, fertilisation et récolte avec des dates et des quantités réalistes. Le temps de transfert vers la nappe phréatique (GW_DELAY) et le facteur de réponse de la nappe phréatique (ALPHA_BF) ont été calculés à partir d'un programme appelé Base Flow Filter qui analyse les chroniques de débit (Arnold et Allen 1999).

La calibration a été faite le plus en amont possible (en fonction de la répartition des stations de mesure et des données disponibles). Certains paramètres ont révélé la nécessité d'être affinés et ont donc été ajustés en analysant des informations connues sur le bassin, d'autres ont été modifiés directement avec l'outil SWAT-CUP (Abbaspour *et al.* 2007).

Cet outil permet de faire tourner le modèle un grand nombre de fois en faisant varier un ou plusieurs paramètres. Ce programme compare ensuite automatiquement les simulations en calculant leurs valeurs de NSE (coefficient de Nash-Sutcliffe) et suggère une valeur de paramètre qui maximise le critère de performance. Il produit également un hydrogramme qui permet de voir les conséquences de la modification de ce paramètre sur les débits. La variation des paramètres se fait entre deux bornes, représentant soit des valeurs absolues du paramètre, soit des pourcentages de la valeur initiale. Ces limites de variations définies par

l'utilisateur permettent de rester dans une gamme de valeurs cohérentes pour un paramètre donné.

D'autres paramètres ont été ajustés manuellement en leur affectant une valeur cohérente par rapport à la bibliographie, des données sur le bassin et la documentation du modèle (voir Annexe 12). La calibration commence par l'ajustement des débits avant d'affiner la quantité de sédiments dans les cours d'eau et la qualité de l'eau (flux de nitrates et quantités d'oxygène dissous dans l'eau).

4.3.1. Calibration de l'hydrologie

La calibration des débits s'est faite à l'exutoire des bassins versants (Dracy Saint Loup pour le bassin de l'Arroux et Brienon sur Armançon pour l'autre bassin). Le modèle a été calibré sur les années 2001 à 2006. C'est-à-dire que la simulation des débits a été faite sur cette période et ceux-ci ont été comparés aux valeurs observées à l'aide des méthodes graphiques ou calculatoires présentées auparavant (NSE, R^2 , PBIAS), puis les sources d'erreurs ont été corrigées les unes après les autres.

De nombreux paramètres peuvent être ajustés et il faut donc respecter certaines étapes pour que la calibration soit efficace : Il faut commencer par ajuster les débits annuels du bassin versant, puis la variabilité saisonnière, ensuite les débits au niveau de l'évènement pluvieux et finalement, il est possible d'ajuster les débits de nappe (Srinivasan 2013).

Le coefficient de ruissellement/infiltration (CN) est le paramètre le plus souvent modifié dans la littérature (Arnold *et al.* 2012; Mulungu et Munishi 2007). D'autres paramètres ont également une forte influence sur les débits annuels. Le paramètre de recharge de la nappe profonde (RCHRG_DP) permet de faire varier la quantité d'eau qui quitte les couches superficielles. En effet, l'eau qui rejoint la nappe profonde n'en ressort pas ou peu (ALPHA_BF_D proche de 0).

Les paramètres influençant l'évapotranspiration affectent également la quantité d'eau annuelle mais permettent d'ajuster les débits au niveau saisonnier. La réserve utile (SOL_AWC) et la conductivité hydraulique (SOL_K) des sols font partie des paramètres régulièrement ajustés (Arnold *et al.* 2012; Mulungu et Munishi 2007). En effet, si d'avantage d'eau peut être stockée dans le sol et que celle-ci est transférée lentement vers les autres horizons et les cours d'eau, les plantes peuvent capter plus d'eau et ainsi faire varier les débits. Des paramètres permettent aussi de faire varier la quantité d'eau qui peut être extraite du sol pour répondre à la demande transpiratoire (EPCO) ou évaporatoire (ESCO). Dans la continuité de ces transferts d'eau pour l'évapotranspiration, citons encore le coefficient de "révaporation" de la nappe (GW_REVAP) qui définit la part d'eau qui peut passer de la nappe phréatique vers le sol pour compenser ce qui a été perdu par évapotranspiration.

Si on regarde les débits au niveau de l'évènement pluvieux, il peut arriver que la crue soit trop étalée dans le temps ou inversement simuler des pics de crues très localisés dans le temps. Le principal paramètre à ajuster dans ce cas est le coefficient de ralentissement du ruissellement de surface (SURLAG). Ce paramètre influence la quantité d'eau de ruissellement qui rejoint

le cours d'eau le jour même et la partie qui est gardée pour les jours suivants. La profondeur de la couche imperméable (DEP_IMP) et les paramètres des cours d'eau influencent aussi la forme de l'hydrographe. La longueur des cours d'eau (CH_L) et leur encombrement végétatif (rugosité de Manning : CH_N) affectent le temps de concentration et donc la dynamique de crue. La conductivité hydraulique du lit des cours d'eau (CH_K) influence les échanges entre la rivière et la nappe et permet donc de rendre le cours d'eau moins imperméable (0 mm/h par défaut), ce qui tamponne le signal.

Enfin, la calibration de l'hydrologie se termine par l'ajustement des débits de nappe. Ceux-ci sont influencés par d'autres paramètres utilisés auparavant pour calibrer les débits annuels, saisonniers et journaliers. Il est donc possible de les affiner mais cela modifie peu les performances du modèle. Il est par exemple possible de modifier les seuils de profondeur d'eau minimale nécessaires pour que l'eau de l'aquifère rejoigne le cours d'eau (GWQMN) ou pour qu'il y ait « évaporation » ou percolation vers l'aquifère profond (REVAPMN).

4.3.2. Calibration de la quantité de sédiments exportés par l'eau

Une fois que les débits correspondent aux observations, il est possible de calibrer les transferts de sédiments. La méthode de calcul de l'érosion du lit des cours d'eau (CH_EQN) peut être changée et pour les sédiments issus du ruissellement de surface il est facile de calibrer le facteur de pertes de sol dues aux pratiques culturales (USLE_P). D'autres facteurs tels que la pente peuvent être modifiés mais ils influencent également les débits.

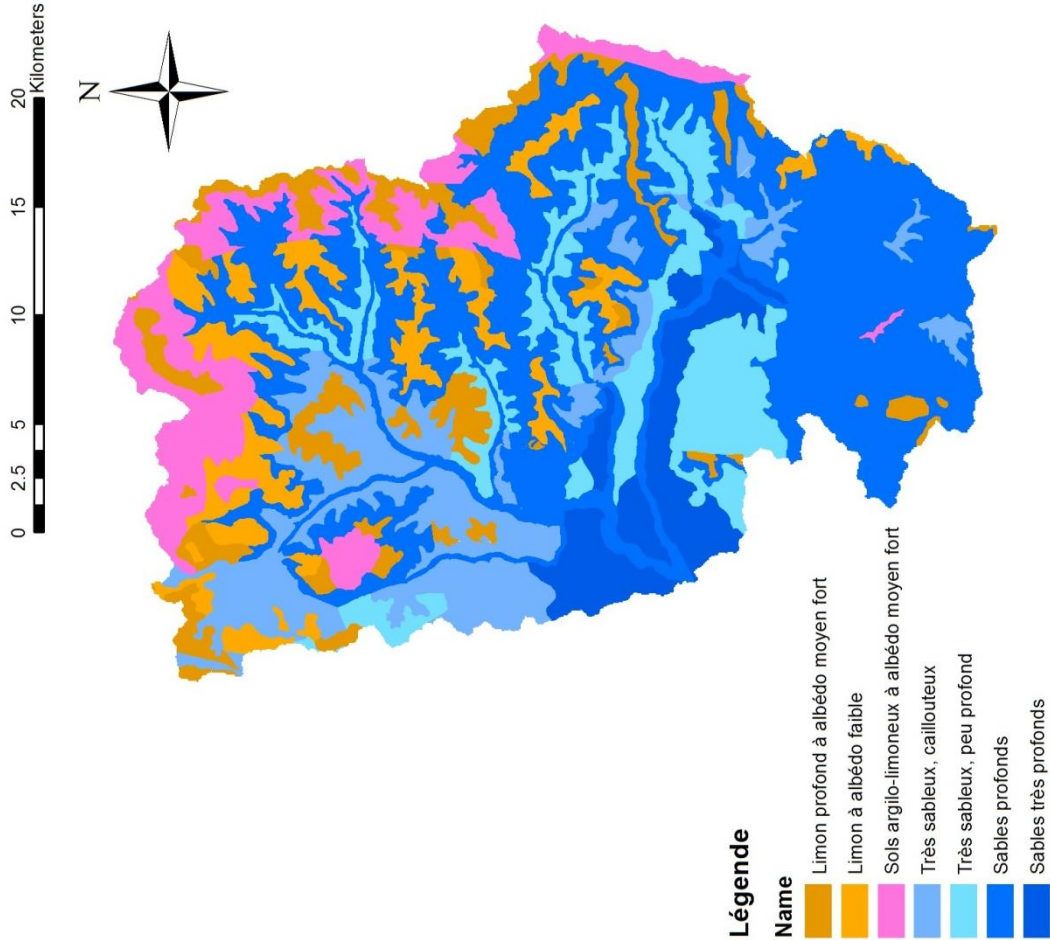
4.3.3. Calibration pour la qualité de l'eau

Pour finir, la qualité de l'eau simulée est comparée aux données observées. Pour les nitrates, le ratio entre la concentration en nitrates dans l'eau qui ruisselle et celle qui s'infiltre (NPERCO) est le paramètre le plus facile à modifier pour faire varier la teneur en nitrates de l'eau. Toutefois les itinéraires techniques simulés sur le bassin ont une très forte influence sur les nitrates et doivent donc être au plus proche des pratiques réelles (dates et quantités d'apport en azote notamment).

La quantité d'oxygène dissous dépend de processus biologique (respiration et photosynthèse ainsi que nitrification et dénitrification) et de phénomènes physiques (solubilité, réaération, oxydation) qui sont fortement liés aux conditions climatiques (température et luminosité) et aux quantités d'algues et de matière organique.

La comparaison de la fiabilité des modèles se fera par méthode graphique et avec le calcul d'indicateurs (coefficient de Nash-Sutcliffe (NSE), pourcentage de biais (PBIAS) et coefficient de détermination) mais également en examinant le remplissage de la réserve utile en sortie du modèle : Un modèle avec des remplissages de réserves utiles identiques à tout instant et en tout point de l'espace est supposé moins bon qu'un modèle présentant une forte variabilité au cours de l'année car le bilan hydrique est non nul en Bourgogne (ONF 2011).

Les 7 groupes de sols du bassin de l'Arroux



Types de sols du bassin de l'Arroux

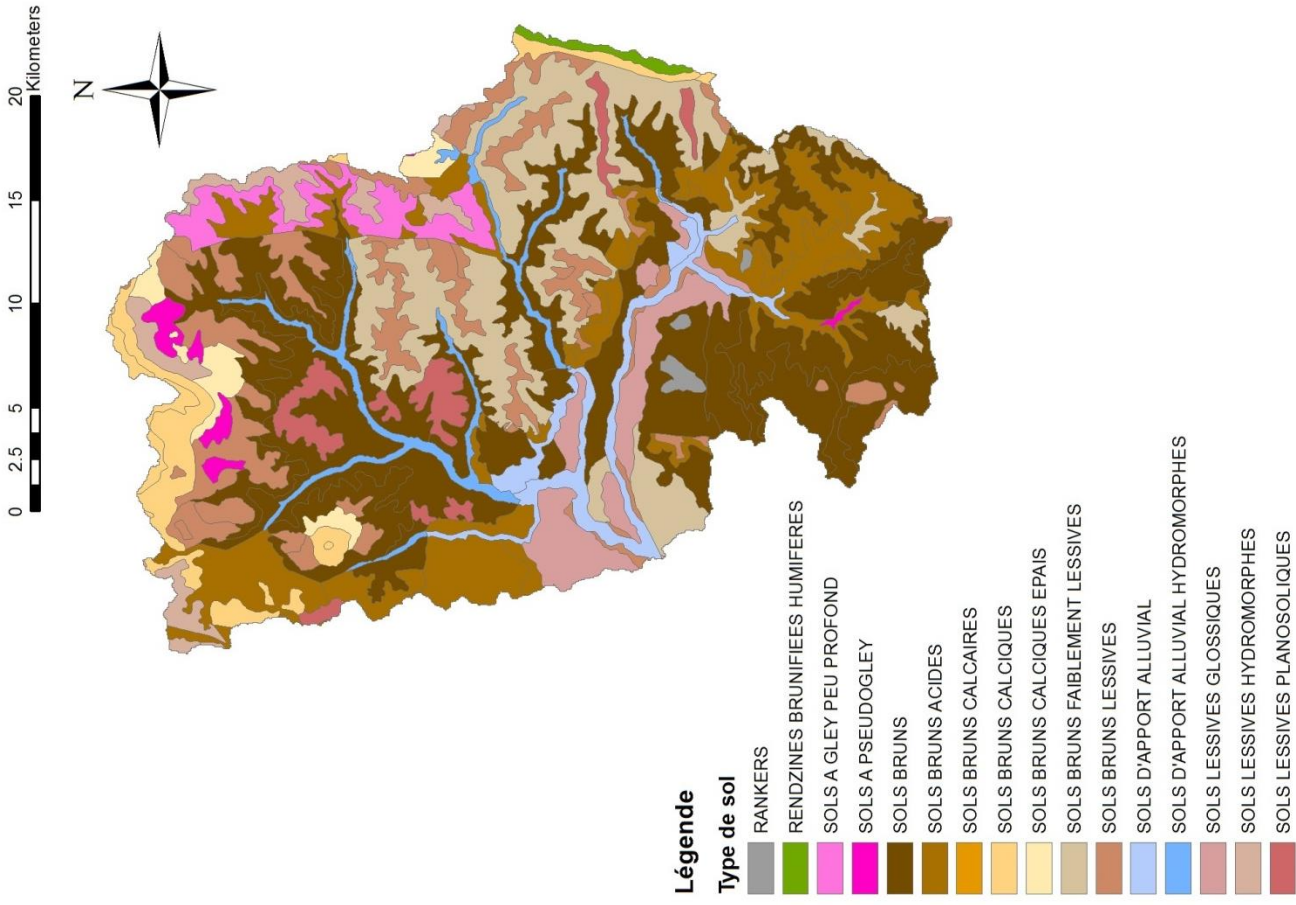


Figure 8 : Types de sols du bassin de l'Arroux et carte des groupes de sols issus de l'ACP

5. Résultats et analyse des simulations

5.1. Les cartes de sols créées

La base de données Donesol3 (au 1 :250000ème) indique que le bassin de l'Arroux à Dracy-Saint-Loup est couvert par 36 unités cartographiques de sols (UCS) différentes et celui de l'Armançon 61. À ces surfaces sont affectées une ou plusieurs unités typologiques de sols (UTS) dont les pourcentages sont donnés dans une table spécifique. Ce sont ces unités typologiques qui décrivent un type de sol (nom, répartition, etc.) (Grolleau *et al.* 2004). Les UTS n'étant pas spatialisées au sein des unités cartographiques, il a été nécessaire de choisir un sol (UTS) pour chaque UCS. Nous avons donc gardé le choix d'Olivier Legras (2014) qui consiste à attribuer à chaque polygone de la carte l'UTS majoritaire de l'UCS. Ce choix avait été validé sur le bassin de l'Arroux en comparant la distribution des types de sol avec l'ensemble des UTS et la distribution des types de sol en ne prenant que les UTS majoritaire. Cette méthode a également été validée pour le bassin de l'Armançon (Annexe 5).

Ces sols ont ensuite été regroupés grâce aux analyses présentées auparavant. L'ACP a permis de séparer les sols selon leurs textures, profondeurs, albédo et teneur en éléments grossiers. Les sols ont ensuite été classés (HCPC) et rassemblés en 7 et 10 groupes pour les bassins de l'Arroux et de l'Armançon respectivement. À titre d'exemple, les résultats obtenus pour le bassin de l'Arroux sont présentées ci-dessous.

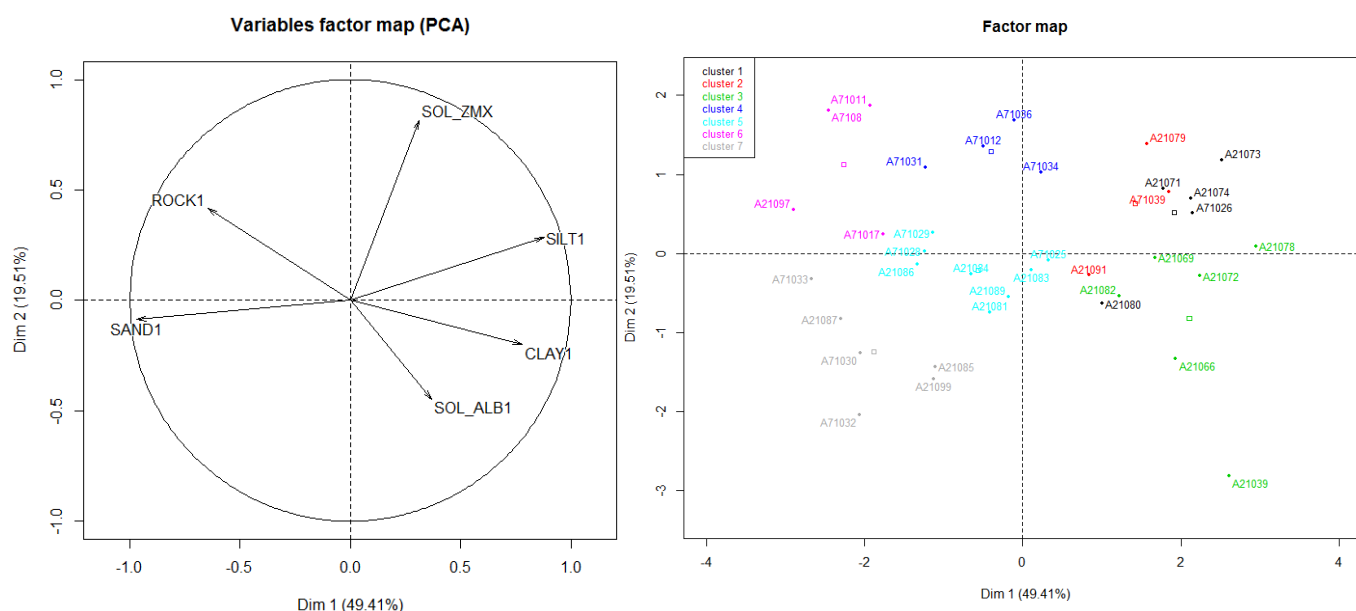
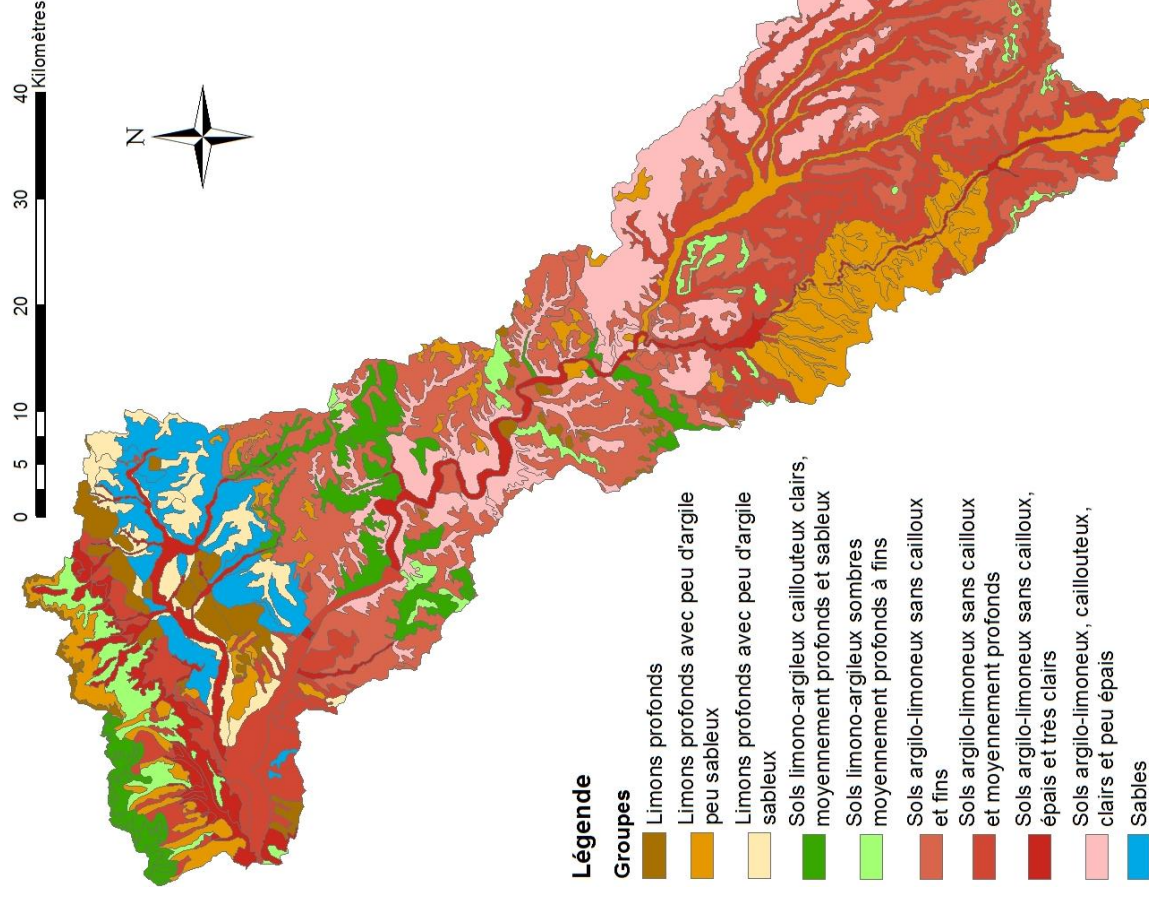


Figure 9 : Graphique des variables et des individus pour l'ACP portant sur les 36 sols du bassin de l'Arroux

Les axes 1 et 2 expliquent 68,92% de la variabilité observée et l'axe 3 en porte 15,40%.

Les 10 groupes de sols du bassin de l'Armançon



Les types de sol du bassin de l'Armançon

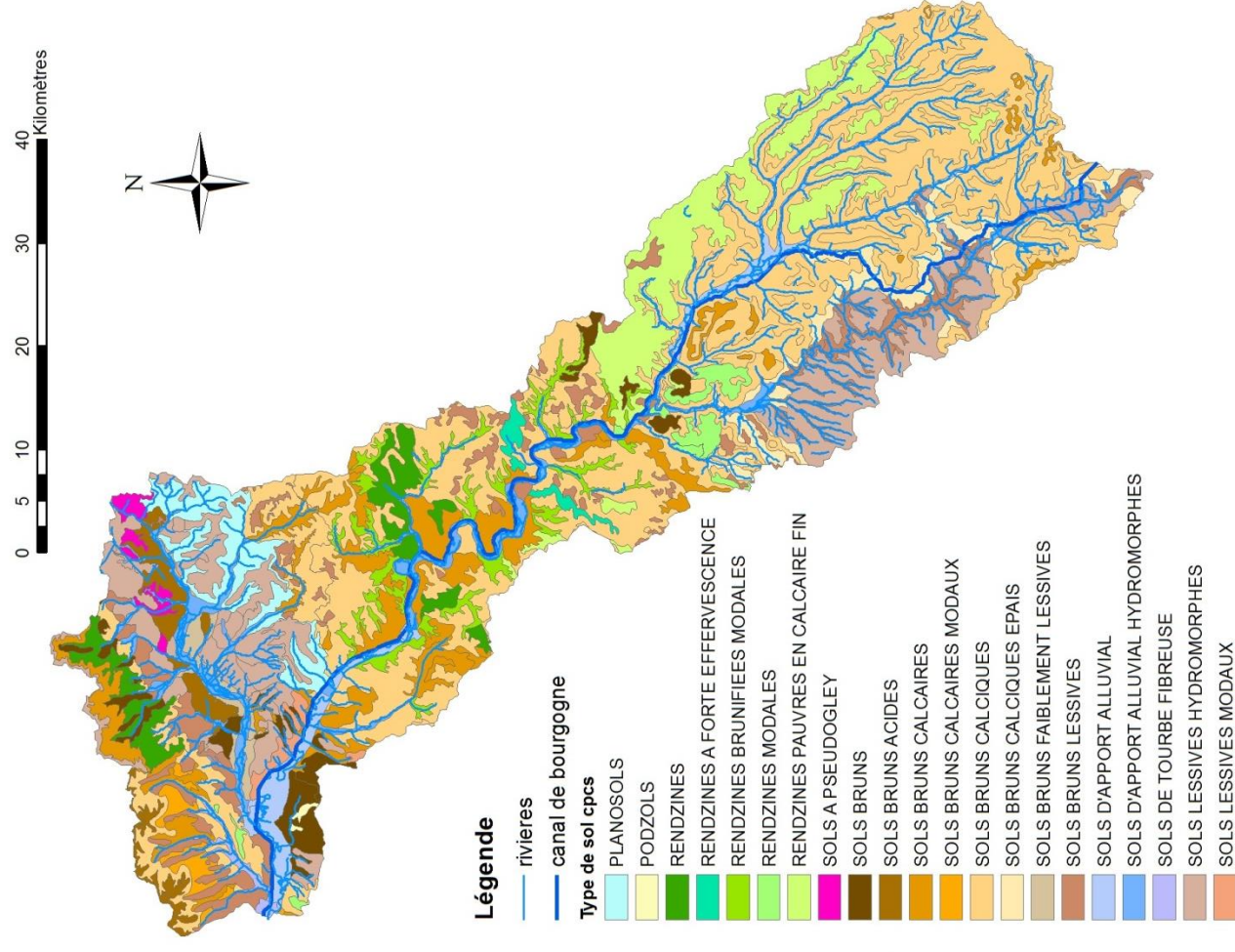


Figure 10 : Types de sols du bassin de l'Armançon et carte des groupes de sols issus de l'ACP

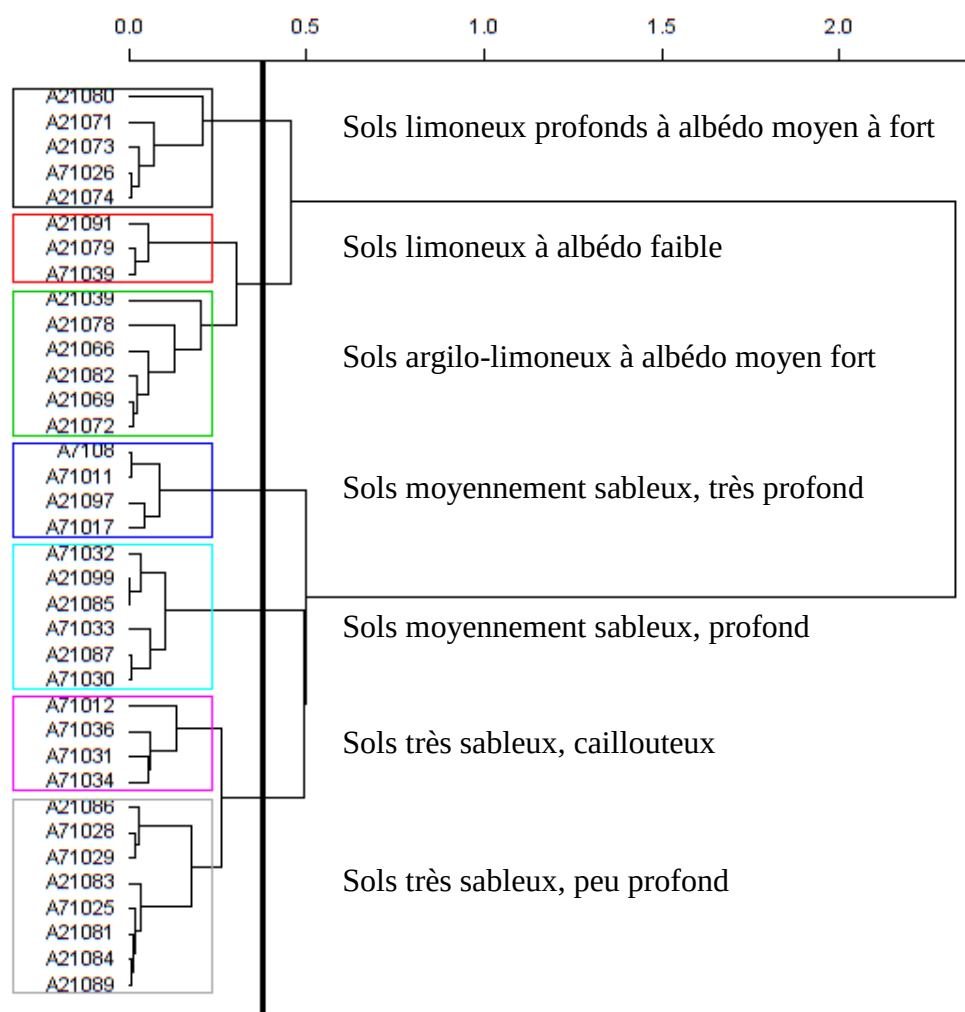


Figure 11 : Classification hiérarchique (HCPC) des 36 sols du bassin de l'Arroux

Dans chaque groupe un sol a pu être trouvé qui représentait bien l'ensemble du groupe. De plus, un sol a été identifié comme ayant les paramètres les plus représentatifs pour chaque bassin. Ce sol s'est révélé être le sol majoritaire du bassin car il influençait fortement les caractéristiques moyennes du bassin du fait de sa forte domination en terme de surfaces et il n'avait pas de caractéristiques extrêmes (ce qui n'est pas le cas dans tous les bassins : cette démarche a également été réalisée sur le bassin de la Tille à Champdôtre et donne un sol moyen qui n'est pas le sol majoritaire). Trois cartes de sols ont donc pu être créées pour chaque bassin grâce au regroupement de sols aux caractéristiques hydrologiques semblables. Leur influence sur le nombre de HRUs est montrée dans le tableau suivant :

Tableau 3 : Comparaison de la complexité des projets selon la précision de la donnée "sols"

	Arroux à Dracy			Armançon à Brienon		
	36 sols	7 sols	1 sol	61 sols	10 sols	1 sol
Nombre de HRUs	2657	1875	632	2763	2018	501

Le regroupement de sols affecte peu le nombre de HRUs contrairement à l'utilisation d'un seul sol. Mais quelle est influence cela a-t-il sur les débits ?

Tableau 4 : Comparaison des critères de performance des simulations sur les bassins de l'Arroux et de l'Armançon, sans calibration.

	Arroux à Dracy			Armançon à Brienon		
	36 sols	7 sols	1 sol	61 sols	10 sols	1 sol
NSE	-0.17	-0.07	-1.13	-0.55	-0.60	-1.02
PBIAS	70%	67%	68%	39%	43%	40%
R ²	0.273	0.290	0.127	0.187	0.198	0.173

Tableau 5 : Comparaison des critères de performance des simulations sur les bassins de l'Arroux et de l'Armançon, avec une première calibration.

	Arroux à Dracy			Armançon à Brienon		
	36 sols	7 sols	1 sol	61 sols	10 sols	1 sol
NSE	0.53	0.54	0.51	0.50	0.53	0.49
PBIAS	9%	1%	1%	-5%	-4%	-2%
R ²	0.539	0.551	0.507	0.508	0.536	0.509

Tableau 6 : Comparaison des critères de performance des simulations sur les bassins de l'Arroux et de l'Armançon, après calibration ; au pas de temps journalier.

	Arroux à Dracy			Armançon à Brienon		
	36 sols	7 sols	1 sol	61 sols	10 sols	1 sol
NSE	0.65	0.65	0.62	0.76	0.76	0.74
PBIAS	4%	-13%	-5%	1%	3%	8%
R ²	0.656	0.683	0.644	0.778	0.776	0.755

Tableau 7 : Comparaison des critères de performance des simulations sur les bassins de l'Arroux et de l'Armançon, après calibration ; au pas de temps mensuel.

	Arroux à Dracy			Armançon à Brienon		
	36 sols	7 sols	1 sol	61 sols	10 sols	1 sol
NSE	0.82	0.81	0.82	0.85	0.84	0.82
PBIAS	8%	-11%	-2%	1%	2%	7%
R ²	0.830	0.840	0.828	0.876	0.862	0.831

Tableau 8 : Comparaison des critères de performance des simulations sur les bassins de l'Arroux et de l'Armançon, après calibration ; au pas de temps annuel.

	Arroux à Dracy			Armançon à Brienon		
	36 sols	7 sols	1 sol	61 sols	10 sols	1 sol
NSE	0.84	0.71	0.88	0.81	0.79	0.74
PBIAS	6%	-12%	-3%	1%	2%	7%
R ²	0.895	0.911	0.902	0.863	0.851	0.824

5.2. La simulation des débits à l'exutoire des bassins versants

Les critères de performance pour la simulation des débits sont présentés dans le Tableau 4. Il est intéressant de comparer les résultats avant calibration, avec un premier ajustement simple des paramètres et avec une calibration fine (Annexe 12). Pour rappel, le coefficient de Nash-Sutcliffe (NSE) est considéré comme bon au-delà de 0,5 et comme « très bon » au-delà de 0,75 ; la valeur 0 correspond à l'utilisation du débit moyen observé et la valeur 1 correspond à une simulation parfaite. Le pourcentage de biais (PBIAS) doit être compris entre -25% et +25% pour être considéré comme satisfaisant et est bon en-deçà de $\pm 15\%$ (Arnold *et al.* 2012; Moriasi *et al.* 2007).

Les simulations ont été réalisées sur la période du 1^{er} janvier 1980 au 31 décembre 2011. Les premières années n'ont pas été prises en compte dans les calculs des critères de performance car elles servent à l'initialisation de certains paramètres tels que le remplissage de la réserve utile ou la quantité d'eau contenue dans l'aquifère.

5.2.1. Sans calibration

Une première simulation a été faite avec les valeurs par défaut pour l'ensemble des paramètres non connus. Autrement dit, les données qui ont été entrées dans le modèle (outre les données de climat et les cartes nécessaires à la création des HRUs) se limitaient aux informations suivantes :

- sur les pratiques culturales (table .mgt) : les données de fertilisation et les caractéristiques du pâturage apportées par un tiers et nombre de degrés jours pour que les cultures arrivent à maturité calculées grâce au PHU Program (à partir des températures de la zone, la température de base de la plante et le nombre de jours pour que celle-ci atteigne la maturité) (Texas A&M University ; voir Annexe 9),
- sur les caractéristiques de certaines plantes (fichier plant.dat) : les températures de base et les températures optimales de certaines plantes ainsi que le rythme de coupe des forêts changées pour correspondre aux systèmes de cultures locaux (Annexe 10),
- sur les débits de nappe (table .gw) : le temps de transfert vers la nappe phréatique et le facteur de réponse de la nappe phréatique superficielle issus du Base Flow Filter (par sous-bassin, cf Annexe 11 ; Arnold et Allen 1999).

Concernant les débits sur les périodes Mars 1984 à 2006 pour le bassin de l'Arroux et 1982 à 2006 pour le bassin de l'Armançon, ces premières simulations ont donné des coefficients de Nash-Sutcliffe négatifs (simulations moins bonnes qu'une simple droite constamment égale à la moyenne) et des coefficients de corrélation très faibles. Les débits sont globalement surestimés (PBIAS >0). On ne peut conclure sur l'influence de la précision des données « sol » à partir de ces critères de performance qui sont dans les mêmes gammes de valeurs (Tableau 4). Toutefois on note une plus grande variabilité de la simulation avec le sol majoritaire (variance deux fois plus élevée que pour les autres simulations). Dans cette

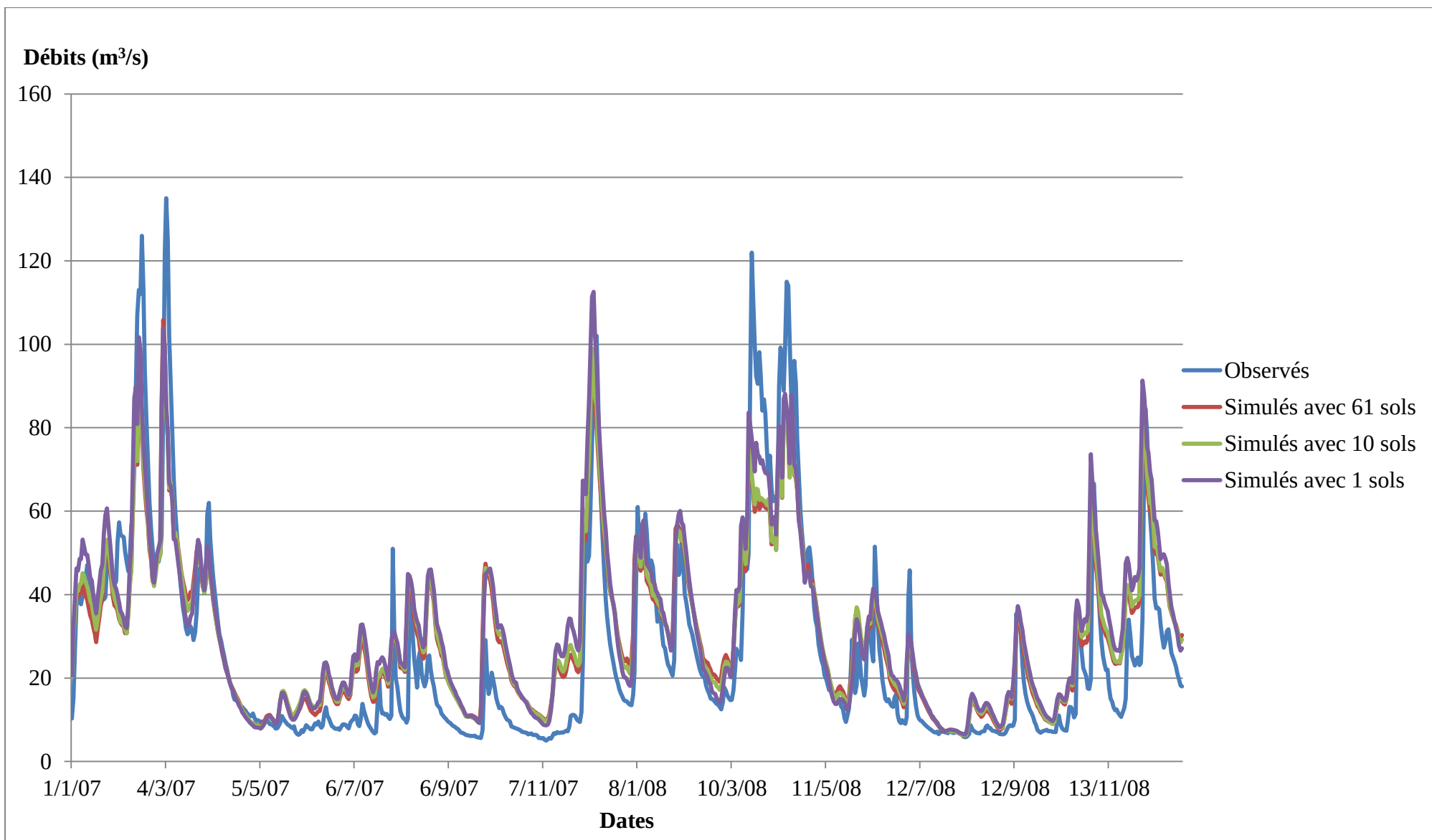


Figure 12 : Débits journaliers observés et simulés à Brienon-Sur-Armançon entre 2007 et 2008 ; calibration finale.

simulation, les pics sont beaucoup moins étalés dans le temps et ont donc de plus fortes amplitudes.

5.2.2. Avec un premier ajustement

Un premier ajustement a été fait pour ajuster les débits annuels et étaler les pics de crues : Le coefficient de ralentissement du ruissellement de surface (SURLAG) a été ajusté à 0,2 pour le bassin de l'Arroux et à 0,1 pour celui de l'Armançon ; le coefficient de "révaporation" de la nappe (GW_REVAP) a été calibré à 0,13 pour les deux bassins et la fraction de l'eau du sol qui percole en profondeur et rejoint la nappe (RCHRG_DP) a été montée à 0,4 pour le bassin de l'Arroux et à 0.3 pour celui de l'Armançon. Cela a bien amélioré les performances des modèles permettant à chacun d'atteindre des valeurs bonnes ou quasiment bonnes ($NSE > 0.5$, $|PBIAS| < 15\%$). Les critères de performance sont plus élevés pour les simulations avec les regroupements de sol que pour celles avec un seul sol ou la totalité des sols (Tableau 5). Toutefois, ces différences sont trop minimes pour dire que ces modélisations seraient meilleures. Ces valeurs proches indiquent plutôt qu'il n'y a pas de perte de puissance du modèle lorsqu'on utilise une carte de sols simplifiée.

5.2.3. Après calibration

Finalement, d'autres paramètres ont encore été ajustés afin d'obtenir les meilleures performances possibles dans la simulation des débits (Annexe 12). En plus des paramètres déjà calibrés, la profondeur de nappe (DEP_IMP depth to impervious layer, default 6000mm) a été réduite à 2600mm, la conductivité du lit des cours d'eau (CH_K) a été changée de 0 à 2mm/h et de l'interception foliaire (CANMX nulle par défaut) a été ajoutée. Cela a permis d'atteindre de bonnes performances sur le bassin de l'Arroux et de très bonnes performances sur le bassin de l'Armançon au pas de temps journalier (Tableau 6) ainsi qu'aux pas de temps mensuels et annuels.

En conclusion, le modèle simule correctement les débits aux exutoires des bassins versants quelle que soit la précision des données « sol ».

Qu'en est-il de la qualité de l'eau ?

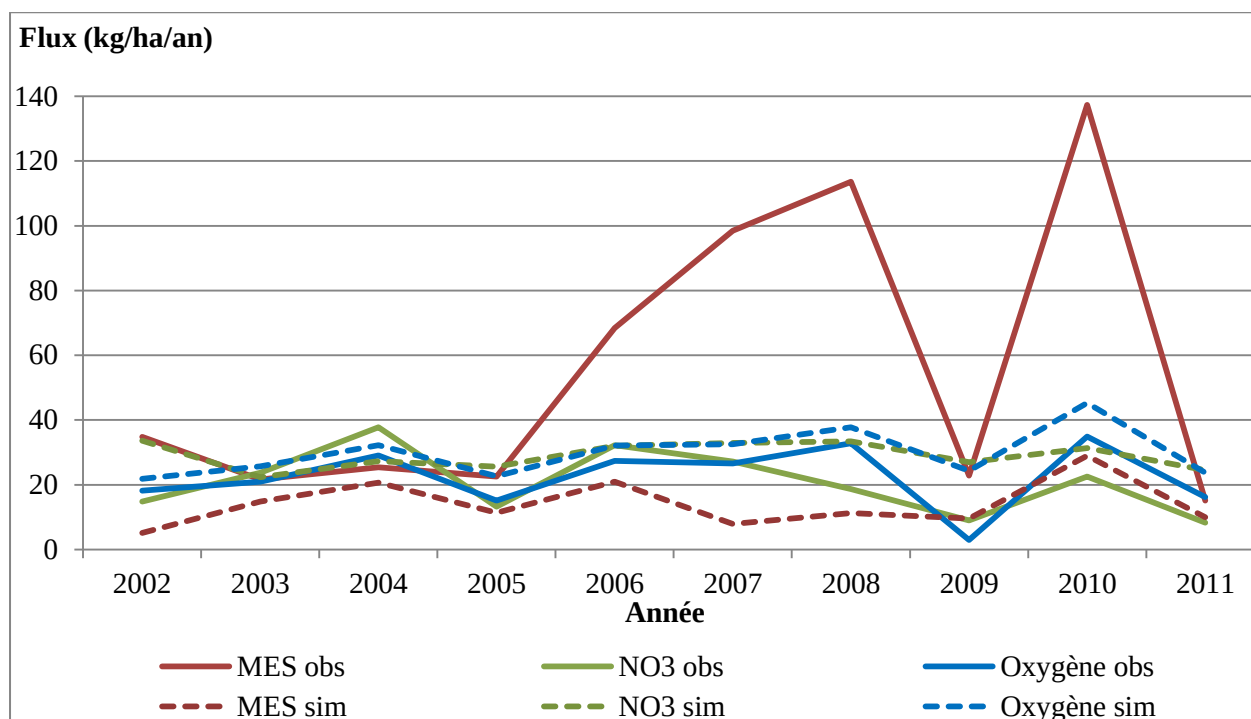


Figure 13 : Flux annuels à Autun (Arroux) observés (obs) et simulés avec la donnée « sol » complète (sim) pour les matières en suspension (MES), les nitrates (NO3) et l’oxygène dissous (Oxygène)

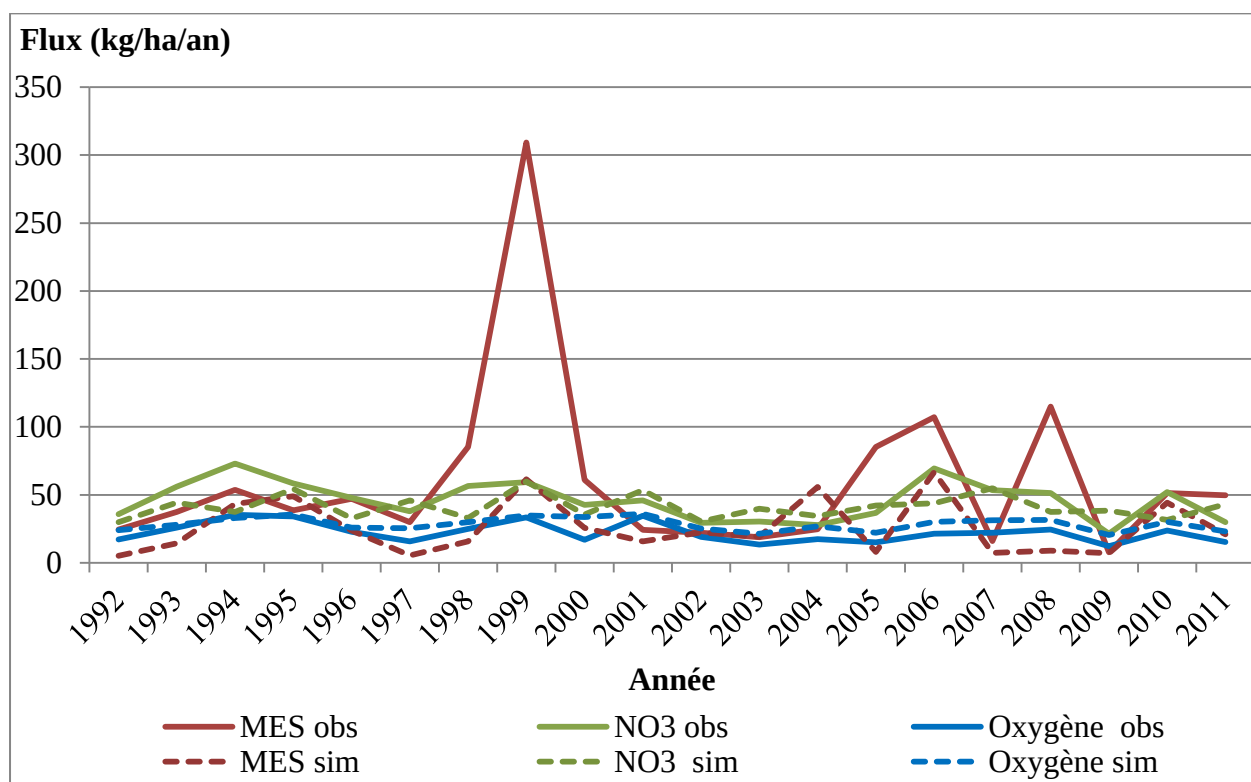


Figure 14 : Flux annuels à Tronchoy (Armançon) observés (obs) et simulés avec la donnée « sol » complète (sim) pour les matières en suspension (MES), les nitrates (NO3) et l’oxygène dissous (Oxygène)

5.3. La simulation de la qualité de l'eau

Très peu de données sont disponibles concernant la qualité de l'eau. Il s'agit en général de mesures de concentrations ponctuelles effectuées une fois tous les un ou deux mois alors que le modèle simule des flux de façon continue. Il a donc fallu s'adapter à la donner, aussi les comparaisons ont été faites à partir de données mesurées à Autun pour le bassin de l'Arroux et des mesures effectuées à Tronchoy pour une partie du bassin de l'Armançon.

Il serait inapproprié de faire des calculs de performance entre des données ponctuelles et des données continues. Aussi la comparaison s'est faite graphiquement. À partir des données disponibles, les flux annuels ont été calculés (avec, d'une part, les concentrations ponctuelles et les débits moyens journaliers observés et, d'autre part, les flux moyens journaliers simulés) :

$$F_a = \frac{\sum C_i * Q_i}{\sum Q_i} * \sum Q_j$$

La formule ci-dessus a été utilisée pour calculer les flux annuels observés (F_a), avec C_i la concentration instantanée, Q_i le débit moyen du jour de mesure et Q_j les débits journaliers moyens.

Les résultats sont présentés ci-contre. On a des flux beaucoup plus faibles sur le bassin de l'Arroux que sur l'Armançon du fait de la forte différence de débits entre ces bassins. Les données observées montrent une forte variabilité (surtout pour les flux de matières en suspension). Il est possible que les mesures aient été faites à des moments de la journée où le débit était différent de la moyenne journalière. D'autre part, le nombre de mesures est assez faible, ce qui pose question sur la fiabilité de ces valeurs.

5.3.1. Teneur en sédiments des cours d'eau

En ce qui concerne les matières en suspension, le facteur de pertes de sol dues aux pratiques culturales (USLE_P) a été calibré à 0,2 pour le bassin de l'Arroux et à 1 pour le bassin de l'Armançon. Le modèle simule des quantités de sédiments cohérentes avec les caractéristiques des bassins. De plus, bien que la comparaison directe entre les valeurs instantanées observées et les valeurs simulées ne permette pas de juger de la qualité de la simulation, il est à noter que les flux journaliers simulés sont dans la même gamme que les concentrations observées (voir Figure 15 l'exemple du bassin de l'Armançon).

Les flux de sédiments étant fortement reliés aux débits dans les cours d'eau, la saisonnalité est également bien reproduite. Par contre il n'est pas possible de conclure en ce qui concerne l'intensité des flux de matières en suspension au vu des données disponibles sur ces bassins versants.

À Tronchoy (Armançon), la moyenne observée des flux de sédiments est de 53,4 T/j. Sur les mêmes dates, on en simule en moyenne 25,0 T/j, 14,7 T/j et 10,6 T/j pour les simulations avec 61, 10 et 1 sol(s) respectivement. On peut donc voir que les simulations avec des données « sol » moins précises ne donnent pas la même quantité de sédiments que la base complète.

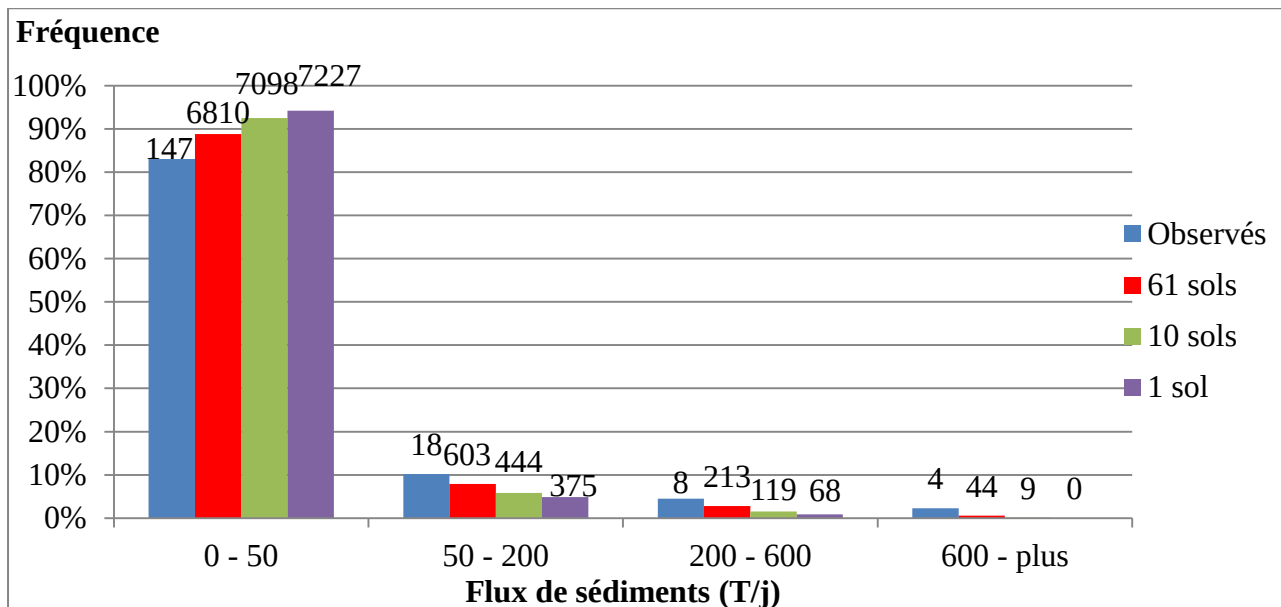


Figure 15 : Fréquence de flux de sédiments observés et simulés à Tronchoy (Armançon) en T/j

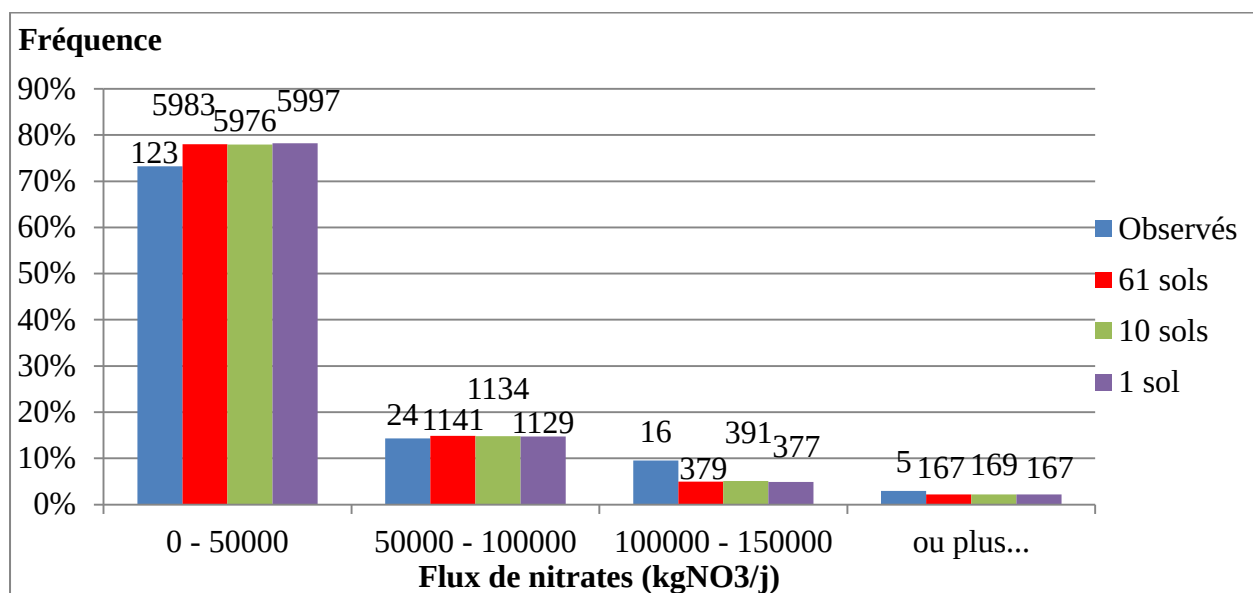


Figure 16 : Fréquence de flux de nitrates observés et simulés à Tronchoy (Armançon) en kgNO₃/j

Le choix des sols ayant été basé essentiellement sur des caractéristiques hydrologiques, cela explique les différences observées. Sur l'Arroux, ces choix ont conduit à des pics de flux de sédiments très élevés lors des simulations avec un seul sol (Annexe 13). Utiliser un seul sol pour des simulations de qualité d'eau risque donc d'entraîner de fortes différences de flux de sédiments par rapport à une simulation prenant en compte la diversité des sols d'un territoire.

5.3.2. Quantités de nitrates dans les cours d'eau

Le ratio entre la concentration en nitrates dans l'eau qui ruisselle et celle qui s'infiltre (NPERCO) a été augmenté à 0,5 pour les deux bassins versants afin de simuler suffisamment de nitrates dans les cours d'eau.

Les nitrates mesurés dans les cours d'eau sont très faibles sur le bassin de l'Arroux. Ceci est dû à une faible anthropisation de ce territoire. Il est donc difficile d'évaluer la simulation des flux de nitrates de ce bassin. Toutefois, on peut affirmer que les valeurs simulées sont du même ordre de grandeur que les données mesurées et reproduisent bien la saisonnalité (concentrations quasi-nulles en été et pics de nitrates en hiver).

Pour le bassin de l'Armançon, les quantités annuelles sont assez proches de la réalité. Les trois simulations donnent des valeurs journalières vraiment très proches, ce qui peut être dû à la faible influence du sol sur les nitrates (comparée à l'influence de l'itinéraire technique par exemple). Les simulations ne sont pas toujours proches de la réalité, ce qui peut être dû à la simplification du système de culture. Les apports d'azote sont gérés par le modèle afin d'optimiser la croissance des plantes alors que d'autres contraintes (techniques ou physiques) peuvent jouer sur les dates et les quantités d'azote apportées. Les rotations Colza-Blé-Orge ont été simulées en monocultures de blé car si on avait divisé ces surfaces en 3 occupations du sol différentes (afin d'avoir un décalage des rotations) cela aurait fortement augmenté le nombre de HRUs. De plus, un modèle a été paramétré avec ces caractéristiques en ajustant également d'autres paramètres d'itinéraire technique mais l'impact sur la simulation des nitrates est faible (même en simulant ces rotations le modèle reste très simpliste et ne permet pas de correspondre exactement aux dates de fertilisation réelles).

5.3.3. Quantités d'oxygène dissous dans les cours d'eau

La quantité d'oxygène dissous n'a pas fait l'objet de calibration. Bien que l'on semble reproduire la dynamique saisonnière, les données observées sont trop insuffisantes pour évaluer la qualité des simulations et ajuster efficacement les paramètres du modèle. Les flux annuels semblent un peu surestimés par rapport aux valeurs observées (issues de mesures instantanées réalisées moins d'une fois par mois). On peut toutefois noter des différences entre les simulations faites à partir des différentes cartes pédologiques : Sur l'Arroux, la simulation avec les 36 sols de la base de données a d'avantage tendance à surestimer l'oxygène dissous que la simulation avec 7 sols. La simulation avec le sol majoritaire lisse d'avantage le signal. Sur l'Armançon, ces flux semblent bien mieux simulés, ce qui est dû à une meilleure simulation des débits que sur le bassin de l'Arroux.

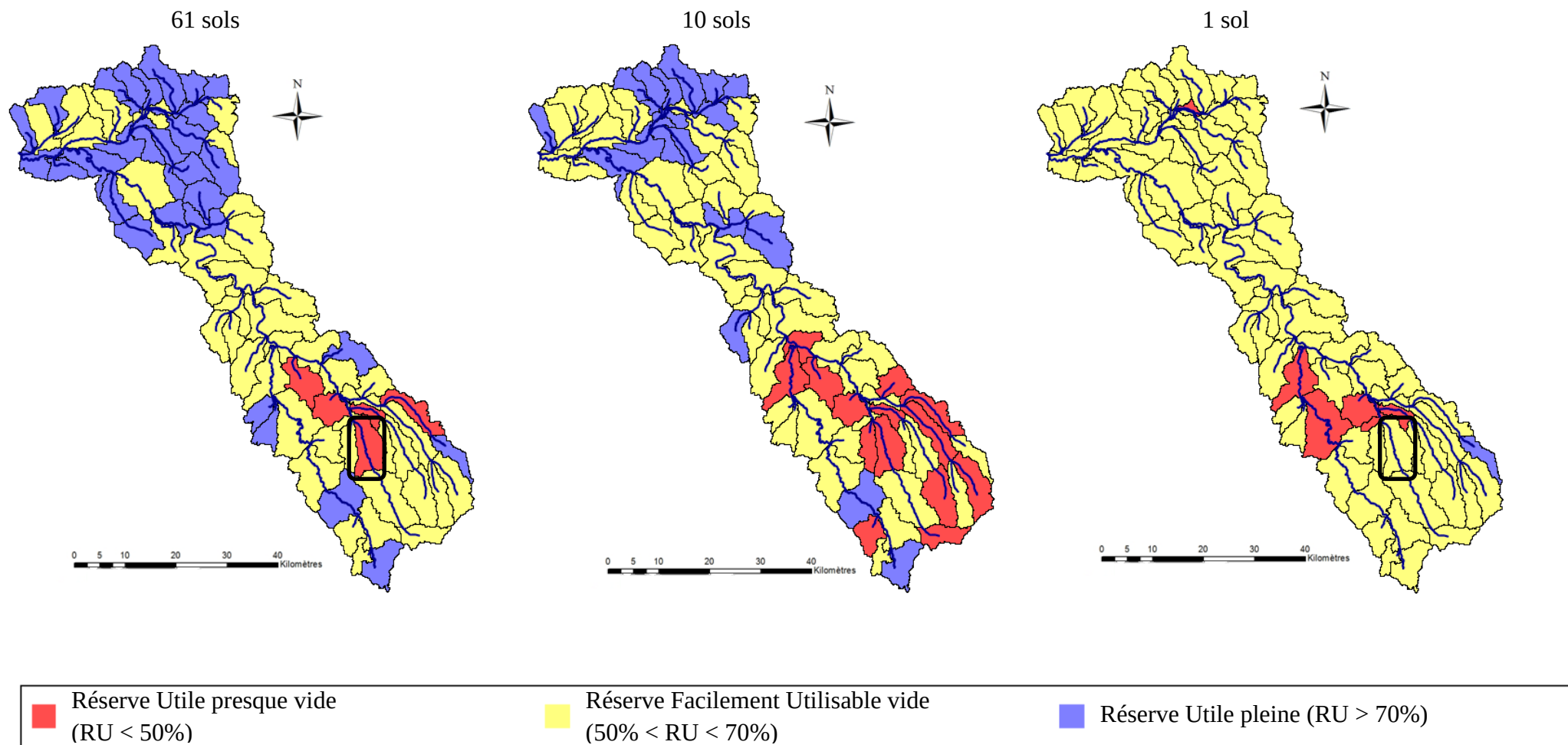


Figure 17 : Cartes de remplissage de la réserve utile du bassin de l'Armançon au mois de juin (moyenne sur 2001-2011 pour les trois simulations)

5.4. La simulation du remplissage de la réserve utile des sols

À titre indicatif, le remplissage de la réserve utile a été comparé entre les différentes simulations. Aucune mesure n'est disponible pour évaluer le bon fonctionnement du modèle. Toutefois, il est logique de penser qu'une réserve utile qui serait constamment remplie à son maximum indiquerait une erreur de simulation car ces bassins sont en partie cultivés (demande en eau variable sur l'année) et les précipitations y sont faibles en été. La teneur en eau des sols est donnée par sous-bassin par le modèle SWAT, aussi la réserve utile a été recalculée par sous-bassin afin de pouvoir avoir une idée du remplissage moyen des sols de chaque sous-bassin. Évidemment la réserve utile ainsi calculée dépend des cartes pédologiques utilisées. On observe que les réserves utiles sont toutes à leur niveau de remplissage maximal en sortie d'hiver quelle que soit la carte pédologique utilisée.

À titre d'exemple, les cartes de remplissage de la réserve utile du bassin de l'Armançon sont présentées ci-contre (Figure 17). En prenant la simulation avec 61 sols comme référence, on observe que la réserve utile de certains sous-bassins est plus ou moins remplie avec les autres simulations. Si la partie nord du bassin semble rester bien humide avec le modèle « précis » de 61 sols, la simulation avec le sol majoritaire y prévoit un remplissage plus faible de la réserve utile. Inversement, sur certains sous-bassins (un exemple est encadré en noir sur la carte) cette simulation prévoit plus d'eau disponible pour les plantes. La simulation « intermédiaire » faite avec 10 sols obtient des taux de remplissages de réserve utile plus faibles sur la majorité des sous-bassins. Ce constat est vrai sur l'ensemble de l'année et pourtant la teneur en eau moyenne du bassin est sensiblement la même quelle que soit la simulation (voir Tableau 9).

Les différences du taux de remplissage de la réserve utile sont donc dues en grande partie à la capacité maximale de celle-ci qui dépend des sols entrés dans le modèle. En moyenne sur le bassin, la réserve utile est plus élevée avec le sol majoritaire qu'avec les deux autres cartes pédologiques. On observe également que c'est la simulation qui a le moins de variabilité au niveau du remplissage de réserve utile.

Tableau 9 : Comparaison des réserves utiles du bassin versant de l'Armançon sur 1980-2011

	61 sols	10 sols	1 sol
RU moyenne (mm)	74.2	75.1	82.1
Remplissage moyen (mm)	69.0	68.4	70.3
Remplissage moyen (%)	92.1%	90.0%	85.6%
Variance du remplissage	8.3%	8.4%	6.8%

Ces résultats sont à discuter. C'est l'objet de la partie suivante.

Tableau 10 : Exemples de bassins versants modélisés avec SWAT

Pays	Nom du bassin versant	Surface (km²)	Auteurs
France	Aurade	3,35	Ferrant <i>et al.</i> , 2011
États-Unis	Lower Walnut Creek	21,8	Chaplot, 2005
Belgique	Thyle	59	Romanowicz <i>et al.</i> , 2005
États-Unis	Willow Creek	75	Moriasi et Starks, 2010
États-Unis	Black Kettle Creek	78,18	Daggupati <i>et al.</i> , 2011
États-Unis	Turkey Creek	126	Geza et McCray, 2008
États-Unis	Lake Creek	154	Moriasi et Starks, 2010
États-Unis	North Fork Broad River	182	Mukundan <i>et al.</i> , 2010
Corée	Musimcheon	198	Kim <i>et al.</i> , 2008
France	Rochereau	204	Laurent <i>et al.</i> , 2004
États-Unis	Little River	334	Zhang <i>et al.</i> , 2009
États-Unis	Cobb Creek	342	Moriasi et Starks, 2010
France	Moine	385	Laurent <i>et al.</i> , 2004
Grèce	Kosynthos River	440	Pisinaras <i>et al.</i> , 2010
Germany	Wetter	514	Julich <i>et al.</i> , 2012
États-Unis	Cedar Creek	700	Kumar et Merwade, 2009
France	Save	1 110	Oeurng <i>et al.</i> , 2011
États-Unis	St. Joseph River	2 800	Kumar et Merwade, 2009
Benin	Zou	6 980	Bossa <i>et al.</i> , 2012
États-Unis	Leon River	9 308	Moriasi <i>et al.</i> , 2007
Tanzanie	Simiyu River	11 000	Mulungu et Munishi, 2007
Chine	Xinjiang River	15 535	Ye <i>et al.</i> , 2011
États-Unis	Shasta Lake	18 839	Ficklin <i>et al.</i> , 2014
Chine	Yellow River Headwater	114 345	Zhang <i>et al.</i> , 2009

6. Discussion

6.1. Retour aux hypothèses

Les résultats présentés dans la partie 5 permettent donc de conclure ce qui suit quant aux hypothèses présentées dans la partie 2.

Il est possible d'agréger les données de la base Donesol afin de créer une carte de sols simplifiée et ainsi diminuer le nombre de HRUs.

Le regroupement de sols par analyse en composantes principales (ACP) et classification hiérarchique (HCPC) a permis de simplifier les cartes de sol (de 36 à 7 sols pour le bassin de l'Arroux et de 61 à 10 sols sur le bassin de l'Armançon). Le nombre de HRUs n'a pas diminué de façon aussi forte car il dépend également du nombre de sous-bassins (très élevé) et d'occupations du sol différentes. Cette hypothèse est par conséquent validée.

Des données pédologiques précises augmentent la performance du modèle.

Cette hypothèse est fausse concernant les débits et n'a pas pu être vérifiée concernant la qualité de l'eau. Le modèle a des performances similaires quelle que soit la précision des données pédologiques. Une carte trop imprécise (avec un seul sol) peut entraîner des biais dans la simulation des flux de sédiments à partir du moment où certaines classes de sols ne sont pas représentées.

La calibration réduit les écarts de performance entre modèles ayant des données pédologiques de précisions différentes.

Les écarts entre modèles n'étaient pas très élevés avant même la calibration et sont quasiment nulles après calibration. Les seuls écarts concernant les sédiments peuvent éventuellement être corrigés par la calibration de paramètres en lien avec cette variable si les données observées sont suffisantes. La calibration effectuée dans cette étude ne permet pas conclure sur cette hypothèse.

6.2. Limites de validité de cette étude

Cette étude a porté sur deux bassins de Bourgogne. Ce sont des bassins de tailles moyennes par rapport à ceux habituellement modélisés (Tableau 10). Le relief y est peu accentué et ce sont des bassins majoritairement agricoles. Les pluies sont fréquentes en hiver et les orages ne sont pas rares en été. Les conclusions énoncées ci-avant ne sont pas nécessairement valides sur des bassins ayant des caractéristiques fortement différentes.

D'autre part, les données entrées dans le modèle avaient une résolution et une précision données. L'occupation du sol basée sur le Corine Land Cover n'est pas extrêmement détaillée bien qu'ayant une forte résolution (25m). Parmi les territoires artificialisés, seules les zones urbaines étaient délimitées, alors que l'influence d'autres constructions peut être forte. Par exemple, les routes et les stations d'épuration n'ont pas été intégrées au modèle. La gestion des réservoirs n'a pas non plus été incluse dans les simulations et la gestion agricole a été simplifiée pour correspondre à la totalité du bassin sur une grande période de temps (ni travail du sol, ni changement de variétés, ni drainage, ni irrigation simulés). Cette précision moyenne de certains paramètres a pu influencer les résultats (Moriasi et Starks 2010).

Bien que la qualité des simulations hydrologiques soit apparemment très sensible à la précision des données pédologiques d'après certaines études (Romanowicz *et al.* 2005), ce n'est pas le cas ici. Bien qu'une différence ait été notée au niveau des simulations de sédiments, ces flux sont d'ordinaire moins sensibles aux données pédologiques qu'à l'occupation du sol et aux pratiques agricoles (Daggupati *et al.* 2011). Cette différence est due à un ruissellement de surface plus fort avec un seul sol.

La création de cartes pédologiques simplifiées a permis une forte diminution du nombre de sols, sans perte de résolution spatiale. Cette méthode est réutilisable et adaptable aux variables étudiées (ici l'hydrologie). Les cartes issues du regroupement de sols similaires seront utilisées dans la suite du projet vu le gain de temps de calcul généré.

Il faut toutefois faire attention aux données de départ. En effet, de nombreuses erreurs existent dans les bases DoneSol. Sur 2297 strates de sol analysées, 19 n'ont pas de valeur de taux de sable, 5 n'ont pas le taux de limon, 2 autres n'ont pas de valeur de taux d'argile et 7 n'ont aucun des trois. Pour 645 strates, la somme de ces trois taux n'est pas égale à 100% ; ces valeurs ont donc été corrigées par simple ajustement proportionnel (produit en croix). Les teneurs en matière organique ou en éléments grossiers ne sont pas toujours renseignées non plus. D'autre part, 85 UTS (sur 977) n'ont pas de valeur de profondeur moyenne. De plus, la somme des épaisseurs des strates n'est pas toujours égale à l'épaisseur de l'UTS. Quand des valeurs minimales et/ou maximales étaient disponibles, une expertise a permis de proposer une valeur pour les données manquantes.

Les équations de pédotransfert utilisées ont également leurs limites. Elles ont été créées dans un contexte donné et à partir d'un échantillon donné. De plus, elles se basent sur des variables qui ne sont pas toujours très précises dans la base DoneSol. Par exemple, l'albédo est calculé à partir de la luminosité du sol (Post *et al.* 2000) mais celle-ci n'a pas été mesurée en laboratoire mais identifiée à partir de la couleur de celui-ci (par exemple, à un sol qualifié de Brun Rougeâtre Pâle est affectée la valeur 6.5).

Une autre donnée de départ a généré des imprécisions de simulation au niveau de l'évènement pluvieux. Les précipitations journalières entrées dans le modèle comportaient un décalage de six heures. SWAT effectue les calculs entre minuit et minuit alors que les valeurs de pluies sont calculées de 6h à 6h. Des décalages de crues ont été constatés avec des pics en avance d'une journée sur les observations. Cela a rendu la calibration difficile.

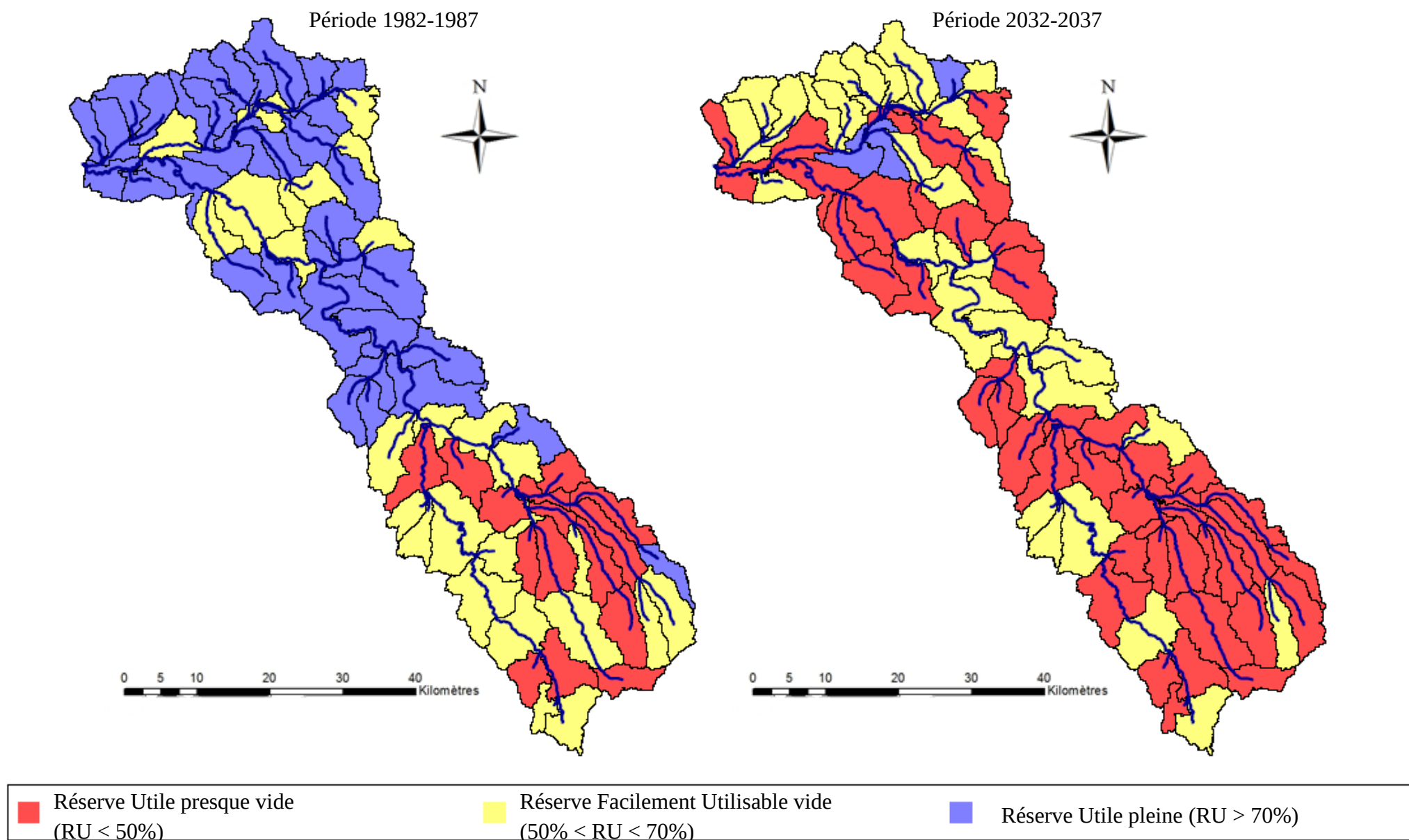


Figure 18 : Cartes de remplissage de la réserve utile du bassin de l'Armançon au mois de juillet (moyennes sur deux périodes espacées de 50 ans)

Malgré ces imprécisions, les simulations sont assez performantes ($NSE > 0,5$). Il reste néanmoins des biais non corrigés. Le modèle sous-estime les débits hivernaux et surestime les débits d'été. C'est un cas classique en modélisation car il est difficile de simuler les valeurs extrêmes avec un modèle comme SWAT (contrairement à un modèle de crue qui simule bien l'évènement pluvieux). De plus, la reprise de l'écoulement à l'automne est généralement trop élevée mais n'a pu être corrigée.

L'analyse des résultats concernant la qualité de l'eau a ses limites. Les sédiments dépendent en majeure partie du sol et du couvert, les nitrates des pratiques agricoles et l'oxygène dissous de la température. Malgré cette faible influence des sols, les paramètres de qualité de l'eau ont permis d'écarter l'utilisation de cartes avec un seul sol et de confirmer qu'une carte simplifiée (7 ou 10 sols) ne détériorait pas les simulations. La comparaison des valeurs simulées à celles observées semble indiquer une bonne reproduction de la dynamique de qualité de l'eau. Il faut toutefois être prudent avec les mesures instantanées réalisées une fois par mois car elles ne sont pas représentatives et dépendent fortement du moment de prélèvement.

Les taux de remplissage de la réserve utile simulés sur le bassin n'ont pas été comparés avec des données observées mais il semble que la dynamique saisonnière soit bien reproduite. Les cartes présentées dans ce rapport ne doivent pas être utilisées sans certaines précautions. Les cultures simulées ne correspondent pas complètement aux variétés utilisées sur le bassin une année donnée. De plus le taux de remplissage a été calculé au niveau mensuel et à l'échelle des sous-bassins et les cartes ont été faites avec des classes larges de taux de remplissage, ce qui peut masquer certaines différences. Les taux de remplissage présentés dans ce rapport sont une moyenne sur plusieurs années, ce qui masque également sa variabilité interannuelle. En fonction de la période considérée, les différences ne sont pas aussi marquées. Toutefois, ces cartes appuient l'idée d'éviter de n'utiliser qu'un seul sol pour tout un bassin versant.

6.3. Perspectives d'utilisation du modèle pour l'analyse des impacts du changement climatique sur l'hydrologie de bassins versants

Des données climatiques futures ont été simulées sur la Bourgogne suivant deux trajectoires possibles du climat (Annexe 2). Celles-ci peuvent être entrées dans les modèles qui ont été créés lors de ce mémoire et ainsi il est possible de simuler non seulement les débits et la qualité des cours d'eau dans l'avenir mais également les rendements et dates de récoltes des cultures de ces bassins versants. Cela permettra donc également d'identifier les systèmes culturels les plus adaptés au changement climatique local.

D'après les simulations climatiques bourguignonnes, le changement climatique semblerait affecter fortement les températures hivernales avec une diminution des températures extrêmes (augmentation moyenne de $3,5^{\circ}\text{C}$ au mois de janvier entre la période 2070-2098 et 1980-2008) et faiblement les températures estivales.

Des simulations de débits intégrant ces augmentations de températures (Annexe 2) ont été réalisées. Au vu de ces simulations, il est à prévoir une baisse des débits des cours d'eau dans le futur et notamment au printemps. Cela s'explique par l'augmentation des températures

hivernales qui réduisent la chute de neige et accélèrent la fonte. Ces simulations prédisent aussi une diminution du remplissage de la réserve utile en été (Figure 18). Cette baisse est sûrement due à une reprise de la végétation plus avancée qui entamerait ainsi les réserves d'eau plus tôt dans la saison.

Ces simulations seront évidemment à refaire dès que toutes les composantes du climat futur auront été simulées. Des simulations avec d'autres systèmes de cultures pourront ensuite être faites afin d'identifier les plus adaptés aux conséquences du changement climatique.

Conclusion

Cette étude a montré qu'il est possible de regrouper des sols en fonction de leurs caractéristiques hydrologiques en utilisant des analyses statistiques (ACP et HCPC). Les cartes de sols issues de ces regroupements peuvent être utilisées dans le modèle agro-hydro-climatique SWAT sans entraîner de baisse significative de ses performances par rapport à l'utilisation d'une carte pédologique précise.

Il s'agit toutefois d'être rigoureux dans le choix des critères de regroupement en lien avec les variables que l'on cherche à modéliser dans le cadre d'un projet donné. Ce travail était centré sur l'hydrologie et les sols ont donc été regroupés en fonction de leurs textures, épaisseurs, albédo et teneur en éléments grossiers. Ces regroupements ont permis de réduire considérablement le nombre de sols entrés dans le modèle SWAT (de 36 à 6 sols pour le bassin de l'Arroux et de 61 à 10 sols pour le bassin de l'Armançon). Cela produit un gain de temps de calcul grâce à la diminution du nombre de HRUs. Ce gain, certes faible pour une simulation, se révèle fort profitable lors de la calibration du fait du grand nombre d'itérations effectuées.

Il faut également faire attention au degré de regroupement choisi. Les groupes doivent être suffisamment nombreux pour être homogènes et ainsi pouvoir être désignés par leurs grandes caractéristiques mais suffisamment rassemblés pour éviter la redondance de certains groupes (deux groupes a priori distincts mais ayant les mêmes caractéristiques principales).

L'utilisation d'un seul sol sur tout le bassin peut éventuellement permettre une simulation correcte des débits à l'exutoire si ce sol est bien choisi (le sol fortement majoritaire sur le bassin ou un sol aux caractéristiques moyennes). Bien que cela permette de réels gains de temps dans la préparation des données et les simulations, cette technique ne saurait être conseillée lorsque l'on s'intéresse à d'autres paramètres que les débits à l'exutoire des bassins.

Lors de la calibration aucune modification des paramètres de sol n'a été faite. Cela aurait pu réduire les écarts (faibles) entre les performances des modèles avec les différentes cartes de sols (carte précise, avec les sols regroupés ou avec un seul sol) mais il y avait le risque de modéliser des sols improbables. Aussi la calibration a été identique quelle que soit la carte des sols utilisée et les performances des modèles ont augmenté de manière similaire. Une même calibration rapide des paramètres de qualité de l'eau a été faite sur ces modèles mais les

données observées disponibles ne permettent pas de conclure sur la qualité des simulations. Toutefois, il est à noter que les flux de nitrates et d'oxygène dissous sont peu affectés par la précision de la carte pédologique utilisée. À contrario, l'utilisation de la carte avec un seul sol influence beaucoup la simulation des flux de sédiments. Les sols majoritaires de ces bassins versants ont vraisemblablement des caractéristiques extrêmes concernant la production de sédiments. D'autre part, ces sols ont une réserve utile moyenne mais leur utilisation sur l'ensemble du bassin versant masque les variations locales. Cela induit de grandes différences dans la quantité d'eau disponible pour les plantes par rapport aux autres simulations.

Au vu de ces éléments, il semble opportun d'utiliser des modèles avec une carte pédologique issue du regroupement des sols du bassin. Ces modèles sont les mieux à même d'être utilisés pour les futurs tests sur l'effet des pratiques agricoles sur l'eau et les pistes d'amélioration et d'adaptation aux conséquences du changement climatique. Les premiers essais réalisés sur ces deux bassins versants de Bourgogne semblent indiquer qu'il faille s'attendre à une baisse des débits des cours d'eau au cours de ce siècle, ce qui est cohérent avec les prévisions globales du GIECC (2014) pour l'Europe (augmentation des restrictions d'eau, inondations, incendies et épisodes de fortes chaleurs).

Annexes

Table des annexes

Annexe 1 : Définition des termes utilisés dans cette étude	25
Annexe 2 : Les données climatiques utilisées	26
Annexe 3 : Paramètres importants du modèle.....	27
Annexe 4 : Méthode d'ordination des cours d'eau selon Strahler (1957).....	28
Annexe 5 : Les types de sols présents sur les bassins de l'Armançon.....	29
Annexe 6 : Principales stations de mesures des bassins versants étudiés	30
Annexe 7 : Anomalie des débits à Briénon entre le 4/12/2001 et le 15/01/2002.....	31
Annexe 8 : Surfaces en cultures	32
Annexe 9 : Itinéraires techniques ajustés (table .mgt)	33
Annexe 10 : Paramètres modifiés dans le fichier plant.dat	36
Annexe 11 : Paramètres issus du Base Flow Filter (Arnold et Allen 1999)	37
Annexe 12 : Paramètres des modèles calibrés	38
Annexe 13 : Simulation des flux de sédiments du bassin de l'Arroux	39
Annexe 14 : Simulation des flux d'oxygène dissous	40

Annexe 1 : Définition des termes utilisés dans cette étude

Terme de SWAT	Traduction	Définition
Runoff	Ruissellement	Ecoulement de surface, eau qui ne s'infiltré pas.
Infiltration	Infiltration	Transfert d'eau dans le sol.
Lateral flow	Ecoulement latéral	Ecoulement de subsurface (hypodermique), eau infiltrée qui rejoint le cours d'eau en passant par le sol.
Percolation	Percolation	Transfert d'eau vers la nappe phréatique
Groundwater contribution	Ecoulement souterrain	Eau qui rejoint le cours d'eau en passant par l'aquifère
Transpiration	Transpiration	Assimilation d'eau par les plantes
Evaporation	Evaporation	Evaporation de l'eau due au rayonnement solaire sur le sol
Time of concentration	Temps de concentration	Délai entre l'évènement pluvieux et l'arrivée de la dernière goutte d'eau à l'exutoire

Annexe 2 : Les données climatiques utilisées

Les données de climat entrées dans le modèle dérivent de deux sources :

La plupart (humidité relative, radiation solaire, température et vents) découlent des simulations ERA-Interim WRF (maille de 12km) qui sont contraintes toutes les 6h sur les données observées (Rossi *et al.* 2014).

Les précipitations sont également disponibles dans les données ERA-Interim mais leur utilisation ne permettait pas de créer un modèle qui simule bien les débits. Ceci est dû à la variabilité horaire forte des pluies. Les données nécessaires au modèle proviennent donc des pluies mesurées aux stations météorologiques, interpolées sur la grille ERA-Interim.

En ce qui concerne les données futur, le modèle ARPEGE CLIMAT (maille de 150km) a été utilisé pour contraindre les valeurs issues d'ERA-Interim WRF. Deux scénarios ont été utilisés : le RCP 8.5 et le RCP 2.6 (Representative Concentration Pathways) (Tableau 11).

Tableau 11 : Les différentes RCP existantes (Moss *et al.* 2010)

Nom	Forçage radiatif	Concentration (ppm)	Trajectoire
RCP8.5	>8,5W.m-2 en 2100	>1370 eq-CO2 en 2100	Croissante
RCP6.0	~6W.m-2 au niveau de stabilisation après 2100	~850 eq-CO2 au niveau de stabilisation après 2100	Stabilisation sans dépassement
RCP4.5	~4,5W.m-2 au niveau de stabilisation après 2100	~660 eq-CO2 au niveau de stabilisation après 2100	Stabilisation sans dépassement
RCP2.6	Pic à ~3W.m-2 avant 2100 puis déclin	Pic ~490 eq-CO2 avant 2100 puis déclin	Pic puis déclin

Ces données n'étaient pas validées au moment de l'écriture de ce rapport. Il restait à effectuer une post-correction des pluies, c'est pourquoi il n'a pas été possible d'utiliser ces données sur le futur. Toutefois il était possible d'avoir les données de température futures simulées avec le RCP8.5. Il fut donc possible de faire tourner les modèles en ne changeant que les données de température et en gardant le reste du climat identique à la période 1980-2011. Néanmoins, cela entraînait le risque d'avoir des températures très élevées alors que le rayonnement solaire est faible et la pluie forte. Dans un souci d'homogénéité entre les températures et les autres données climatiques, les températures futures ont été recalculées en se basant sur celles de départ et en y ajoutant la différence moyenne mensuelle.

Par exemple, la différence entre la température moyenne des mois de janvier de la période 2070-2100 et celle de la période 1980-2010 a été calculée. Le 1^{er} janvier 2070 prenait donc la valeur de température du 1^{er} janvier 1980 à laquelle était ajoutée la différence calculée ci-avant et les autres paramètres prenaient la valeur du 1^{er} janvier 1980.

Annexe 3 : Paramètres importants du modèle

Table	Paramètre	Influence sur :	Description
GW	GW_DELAY	Débits de nappe	Temps de transfert vers la nappe phréatique (jours)
	ALPHA_BF	Débits de nappe	Facteur de réponse de la nappe phréatique superficielle (1/jours)
	GW_REVAP	Évapotranspiration	Coefficient de "révaporation" de la nappe
	RCHRG_DP	Débit annuel	Fraction de l'eau du sol qui percole en profondeur et rejoint la nappe profonde
	ALPHA_BF_D	Débits de nappe profonde	Facteur de réponse de la nappe phréatique profonde (1/jours)
MGT	USLE_P	Sédiments	Facteur de pertes de sol dues aux pratiques culturales
	CN2	Répartition des écoulements (surface, latéral, profond)	"Curve number" : Coefficient de ruissellement/infiltration
BSN	SURLAG	Forme de l'hydrographe	Coefficient de ralentissement du ruissellement de surface
	NPERCO	Nitrates	Ratio entre la concentration en nitrates dans l'eau qui ruisselle et celle qui s'infiltré
	ESCO	Évapotranspiration	Facteur d'évaporation de l'eau du sol
	EPCO	Évapotranspiration	Facteur de transpiration de l'eau du sol
SOL	SOL_K	Remplissage de la réserve utile, évapotranspiration	Conductivité hydraulique du sol
SUB	CH_K1	Échanges entre rivière et nappe phréatique	Conductivité hydraulique du lit des cours d'eau secondaires
	CH_L1	Temps de concentration	Longueur du plus long cours d'eau secondaire du sous-bassin
	CH_N1	Vitesse d'écoulement	Valeur du "n" de Manning pour les cours d'eau secondaires
RTE	CH_K2	Échanges entre rivière et nappe phréatique	Conductivité hydraulique du lit du cours d'eau principal
	CH_L2	Temps de concentration	Longueur du cours d'eau principal
	CH_N2	Vitesse d'écoulement	Valeur du "n" de Manning pour le cours d'eau principal
	CH_EQN	Sédiments	Méthode de calcul du transfert des sédiments
HRU	CANMX	Évapotranspiration	[FACULTATIF] Stockage d'eau maximum par la canopée
	DEP_IMP	Forme de l'hydrographe	[FACULTATIF] Profondeur de la couche imperméable

Annexe 4 : Méthode d'ordination des cours d'eau selon Strahler (1957)



Figure 19 : Exemple d'ordination des cours d'eau. (Wasson *et al.* 2006)

Annexe 5 : Les types de sols présents sur les bassins de l'Armançon.

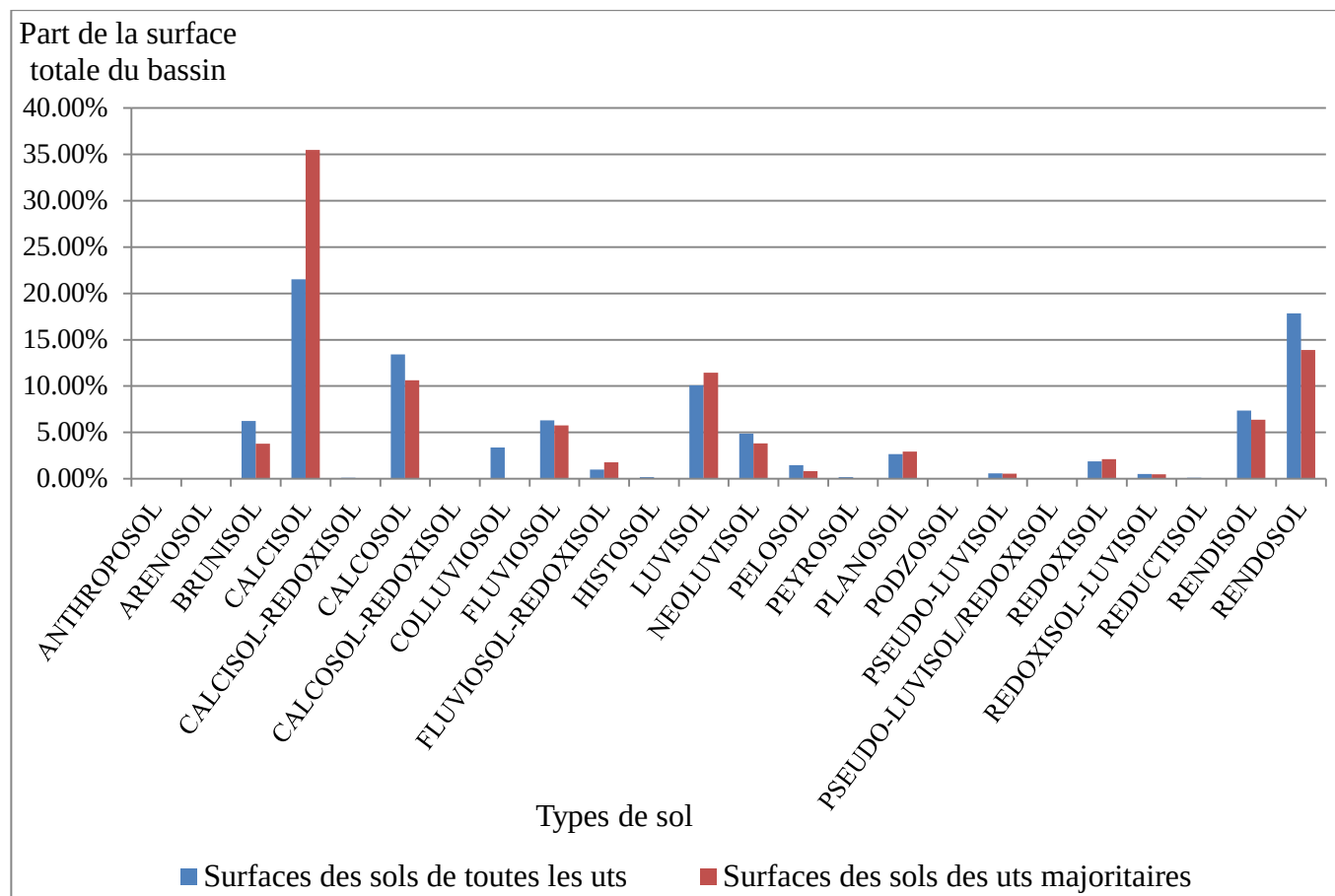


Figure 20 : Répartition des types de sols du bassin de l'Armançon.

Annexe 6 : Principales stations de mesures des bassins versants étudiés

Station	Code HYDRO	Débits disponibles	Qualité disponible (Nombre de mesures)
Arroux à Voudenay	K1211810	1969-1987	
Drée à Saint-Léger	K1243010	1997-2015	2007-2014 (91)
Arroux à Dracy-Saint-Loup	K1251810	1984-2015	
Arroux à Autun		Aux dates de qualité	2002-2013 (137)
Armançon à Quincy-le-Vicomte	H2412010	1978-2015	2007-2014 (99)
Oze à Darcey	H2434010	1993-2015	2006-2014 (95)
Armançon à Aisy (amont)	H2452020	1876-1998	
Armançon à Aisy (aval)	H2452020	1989-2015	
Armançon à Tronchoy	H2462020	1960-2015	1983-2014 (258)
Armançon à Montigny			2007-2014 (91)
Armançon à Sain-Florentin			1983-1993 (105)
Armançon à Semur-en-Auxois			1983-2014 (238)
Armançon à Vergigny			1991, 2007-2014 (62)
Armançe à Chessy-les-Prés	H2473010	1960-2015	2007-2014 (91)
Armançe à Saint-Florentin			1983-2006 (222)
Armançon à Brienon	H2482010	1949-2015	

Annexe 7 : Anomalie des débits à Briénon entre le 4/12/2001 et le 15/01/2002.

À Briénon, il y a une décroissance linéaire des débits ($-1.7\text{m}^3/\text{s}$ par jour) sur la période du 4/12/2001 au 15/01/2002 alors que les autres stations de mesures en aval et en amont de Briénon enregistrent toutes une décroissance rapide puis un pic au 31 décembre.

Les valeurs de débits ont été recalculées à partir des débits en aval. Une relation entre la somme des débits à Tronchoy (Armançon) et à Chessy (Armanche) et les débits à Briénon a été calculée sur les mois de février et mars 2002. Une relation linéaire a été validée (R^2 à 0.92, Nash >0.9 , PBIAS à 0%) sur cette période.

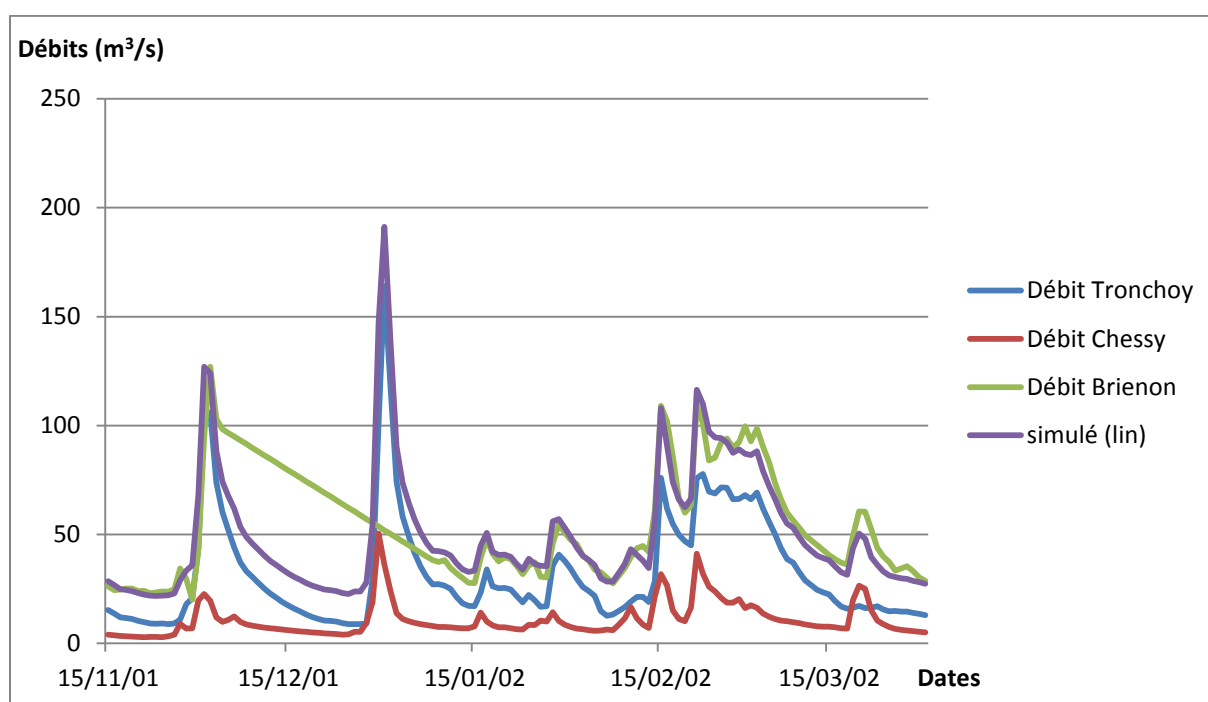


Figure 21 : Valeurs de débits observés à Briénon et sur deux stations en aval et valeurs simulées.

Ces 43 valeurs de débits erronées ont donc été remplacées par celles simulées.

Annexe 8 : Surfaces en cultures

La surface agricole en cultures a été divisée selon la représentation de chaque culture sur le bassin, calculée à partir du registre parcellaire graphique. Les cultures occupant moins de 5% de la surface agricole utile ont été regroupés dans une culture générique (correspondant à du blé).

Tableau 12 : Affinage de la surface en culture du bassin de l'Arroux

Culture	Nom SWAT de la culture	Code culture	Répartition
Maïs	Corn Silage	CSIL	5%
Prairies temporaires	Rye	RYE	62%
Colza, Blé et Orge	Winter Wheat	WWHT	22%
Autres cultures	Agricultural Land-Generic	AGRL	11%

Tableau 13 : Affinage de la surface en culture du bassin de l'Armançon

Culture	Nom SWAT de la culture	Code culture	Répartition
Maïs	Corn Silage	CSIL	5%
Colza, Blé et Orge	Winter Wheat	WWHT	82%
Autres cultures	Agricultural Land-Generic	AGRL	13%

Annexe 9 : Itinéraires techniques ajustés (table .mgt)

Tableau 14 : Itinéraire technique pour le couvert AGRL

YEAR	OP_NUM	Code	Operation Name	Crop	Heat Units	Description
1	1	5	Harvest and kill operation	(null)	1.20	Récolte avec destruction de la culture
1	2	1	Plant/begin. growing season	AGRC	0.84	Semis
1	3	11	Auto fertilization initialization	(null)	0.01	Début de la fertilisation automatique

Tableau 15 : Itinéraire technique pour le couvert CSIL

YEAR	OP_NUM	Code	Operation Name	Crop	Heat Units	Description
1	1	1	Plant/begin. growing season	CSIL	0.15	Semis
1	2	11	Auto fertilization initialization		0.01	Début de la fertilisation automatique
1	3	5	Harvest and kill operation		1	Récolte avec destruction de la culture
1	4	1	Plant/begin. growing season	WWHT	0.02	Semis
1	5	8	Kill/end of growing season		0.3	Destruction de la culture

Tableau 16 : Itinéraire technique pour le couvert PAST

YEAR	OP_NUM	Code	Operation Name	Crop	Heat Units	Description
1	1	7	Harvest only operation		1	Récolte de la culture
1	2	9	Grazing operation	(null)	0.15	Pâturage
1	3	11	Auto fertilization initialization	(null)	0.05	Début de la fertilisation automatique
1	4	7	Harvest only operation		1	Récolte de la culture
1	5	7	Harvest only operation		1	Récolte de la culture

Tableau 17 : Itinéraire technique pour le couvert WWHT

YEAR	OP_NUM	Code	Operation Name	Crop	Heat Units	Description
1	1	5	Harvest and kill operation	(null)	1.2	Récolte avec destruction de la culture
1	2	1	Plant/begin. growing season	WWHT	0.6	Semis
1	3	11	Auto fertilization initialization	(null)	0.03	Début de la fertilisation automatique

Tableau 18 : Itinéraire technique pour le couvert RYE

YEAR	OP_NUM	Code	Operation Name	Crop	Heat Units	Description
1	1	1	Plant/begin. growing season	RYE	0.05	Semis
1	2	11	Auto fertilization initialization		0.05	Début de la fertilisation automatique
1	3	7	Harvest only operation		1	Récolte de la culture
1	4	1	Plant/begin. growing season	RYE	0.05	Semis
1	5	11	Auto fertilization initialization		0.02	Début de la fertilisation automatique
1	6	8	Kill/end of growing season		1	Destruction de la culture
1	7	1	Plant/begin. growing season	RYE	0.02	Semis
1	8	11	Auto fertilization initialization		0.02	Début de la fertilisation automatique
1	9	5	Harvest and kill operation		1	Récolte avec destruction de la culture

Les nombres de degrés-jours pour atteindre la maturité présentés ci-après résultent du PHU program.

Tableau 19 : Paramètres modifiés pour les opérations de semis (code 1)

Crop (Op)	Heat Units to Maturity	HI_TARG
AGRC	1262	0.8
CSIL (1)	1080	
CSIL (4)	1119	
RYE	950	
WWHT	1262	0.8

Tableau 20 : Paramètres initiaux modifiés pour les cultures pérennes

Crop	Initial Land Cover	LAI_INIT	BIO_INIT	PHU_PLT
FRSD	Forest-Deciduous	4	100	250
FRSE	Forest-Evergreen	4	100	365
PAST	Pasture	0.2	1000	413

Tableau 21 : Paramètres modifiés pour les opérations de fertilisation automatique (code 11)

Crop	AFERT_ID	AUTO_NSTRS	AUTO_NAPP	AUTO_NYR	AUTO_EFF	AFRT_SURFACE
AGRC	Beef-Fresh Manure	0.9	30	100	1	0.2
CSIL	Beef-Fresh Manure	0.95	60	80	1	0.2
PAST	Beef-Fresh Manure	0.9	30	100	1	0.2
RYE	Beef-Fresh Manure	0.9	30	100	1	0.2
WWHT	Beef-Fresh Manure	0.9	30	100	1	0.2

Tableau 22 : Paramètres modifiés pour les opérations de récolte (code 7)

Crop	HARVEFF
PAST	0.8
RYE	0.8

Les valeurs ci-après ont été calculées à partir de données AGRESTE (charge de pâturage, etc.)

Tableau 23 : Paramètres modifiés pour les opérations de pâturage (code 9)

Crop	MANURE_ID	GRZ_DAYS	BIO_EAT	BIO_TRMP	MANURE_KG
PAST	Beef-Fresh Manure	60	13.75	0	10

Une partie des paramètres présentés dans ces tableaux a simplement été ajusté afin de simuler des dates cohérentes pour les différentes opérations (éviter des fertilisations de champs de maïs à une époque où sa hauteur rend le passage impossible en tracteur, par exemple). Il a aussi été vérifié que les quantités de fertilisants apportées étaient dans les gammes de valeurs observées dans la région et permettaient un rendement proche de ceux connus sur le territoire (Arvalis 2014 ; FranceAgriMer 2014).

Annexe 10 : Paramètres modifiés dans le fichier plant.dat

Paramètre	Culture (code SWAT + nom)	Valeur par défaut	Valeur modifiée	Valeurs locales	Source :
MAT_YRS (ans) Nombre d'années pour atteindre le développement complet de l'arbre	FRSD Forêt de feuillus	10	50	50-60	ONF, 2011
MAT_YRS (ans) Nombre d'années pour atteindre le développement complet de l'arbre	FRSE Forêt de conifères	30	40	100-120	ONF, 2011
T_OPT (°C) Température optimale de croissance	FRSD Forêt de feuillus	30	15		
T_OPT (°C) Température optimale de croissance	FRSE Forêt de conifères	30	15		
T_BASE (°C) Température de base (minimum pour qu'il y ait croissance de la plante)	FRSD Forêt de feuillus	10	5		

Annexe 11 : Paramètres issus du Base Flow Filter (Arnold et Allen 1999)

Station	ALPHA_BF (1/jour)	GW_DELAY (jours)
Arroux à voudenay	0.107	21.5
Drée à Saint- Léger	0.0903	25.47
Arroux à Dracy	0.0807	28.51
Darce à Oze	0.0679	33.87
Armançon à Quincy	0.0874	26.31
Armançon à Aisy	0.068	33.82
Armançon à Tronchoy	0.0534	43.11
Armançon à Brienon	0.0441	52.09

Annexe 12 : Paramètres des modèles calibrés

Table	Paramètre	Type de calibration	Valeurs ou gamme de variations testée			Valeur calibrée		Justification	Ordre d'influence	Modèles : Ajustement
			Valeur défaut	Borne inférieure	Borne supérieure	Arroux à Dracy	Armançon à Briennon			
GW	GW_DELAY	V_Replace	31	0	500	/sousBV	/sousBV	Base Flow Filter	1	« Avant »
	ALPHA_BF	V_Replace	0,048	0	1	/sousBV	/sousBV	Base Flow Filter	2	« Avant »
	GW_REVAP	V_Replace	0,02	0,02	0,2	0,13	0,13	SWAT-CUP	4	« Premier »
	RCHRG_DP	V_Replace	0,05	0	1	0,4	0,3	SWAT-CUP	5	« Premier »
MGT	USLE_P	V_Replace	1	0	1	0,2	1	Graph de qualité de l'eau	11	« Après »
	<i>CN2</i>	<i>R_Relative</i>	-	-0,1	0,1	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>SWAT-CUP</i>	<i>NULL</i>	
BSN	SURLAG	V_Replace	4	0	24	0,2	0,1	SWAT-CUP	3	« Premier »
	NPERCO	V_Replace	0,2	0	1	0,5	0,5	Graph de qualité de l'eau	12	« Après »
<i>SOL</i>	<i>SOL_K</i>	<i>R_Relative</i>	-	-0,99	9	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>SWAT-CUP</i>	<i>faible</i>	
SUB	CH_K1	V_Replace	0	0	200	2	2	Cours d'eau naturels	7	« Après »
	CH_L1	R_Relative	-	-0,1	0,1	2	2	Carthage 3x plus long	6	« Après »
	CH_N1	V_Replace	0,014	0	0,1	0,05	0,05	Cours d'eau naturels	8	« Après »
RTE	CH_K2	V_Replace	0	0	200	2	2	Cours d'eau naturels	7	« Après »
	CH_L2	R_Relative	-	-0,1	0,1	1,33	2	Carthage 2.3/3x plus long	6	« Après »
	CH_N2	V_Replace	0,014	0	0,1	0,05	0,05	Cours d'eau naturels	8	« Après »
	CH_EQN	V_Replace	0	0	4	0	1	Graph de qualité de l'eau	13	« Après »
HRU	CANMX	V_Replace	0	0	100	20	4	SWAT-CUP	10	« Après »
	DEP_IMP	V_Replace	6000	0	6000	3200	2600	SWAT-CUP	9	« Après »

La calibration peut se faire en remplaçant des valeurs (V_Replace) lorsque celle-ci s'applique à tout le bassin ou à une zone du bassin ou alors il est possible de modifier un paramètre en multipliant l'ensemble de ses valeurs (dans chaque HRU) par un même coefficient (R_Relative). Dans ce dernier cas, chaque valeur est multipliée par 1 plus ou moins une certaine fraction. Par exemple, les linéaires de cours d'eau de l'Armançon ont été multipliés par 3 (1+2) et on a testé de varier le CN entre 90% (1-0,1) et 110% (1+0,1) de sa valeur initiale.

Annexe 13 : Simulation des flux de sédiments du bassin de l'Arroux

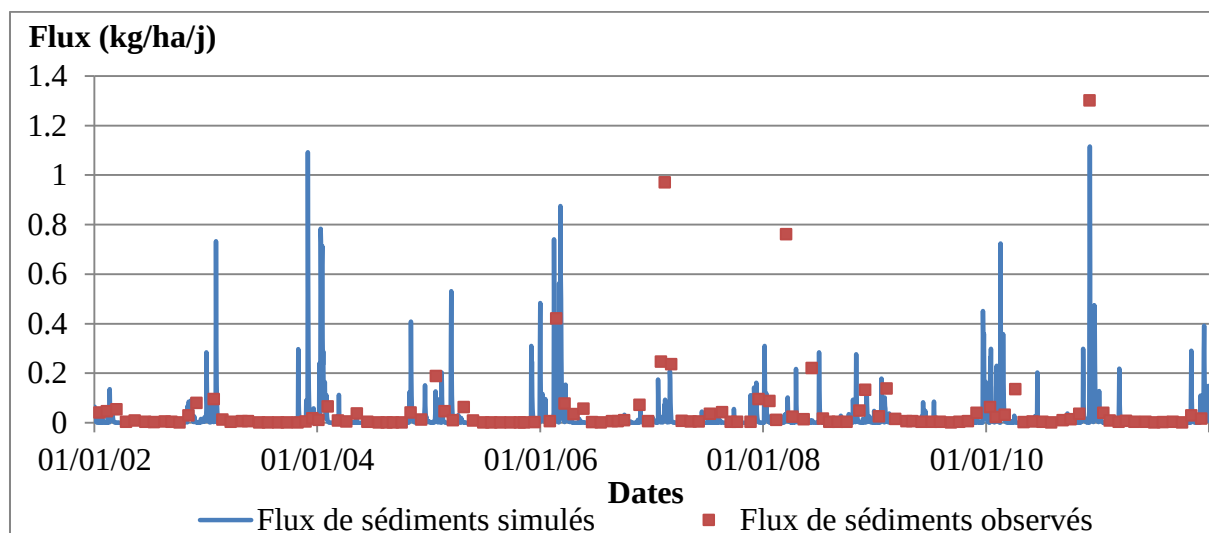


Figure 22 : Pertes de sédiments sur le bassin de l'Arroux ; avec 36 sols

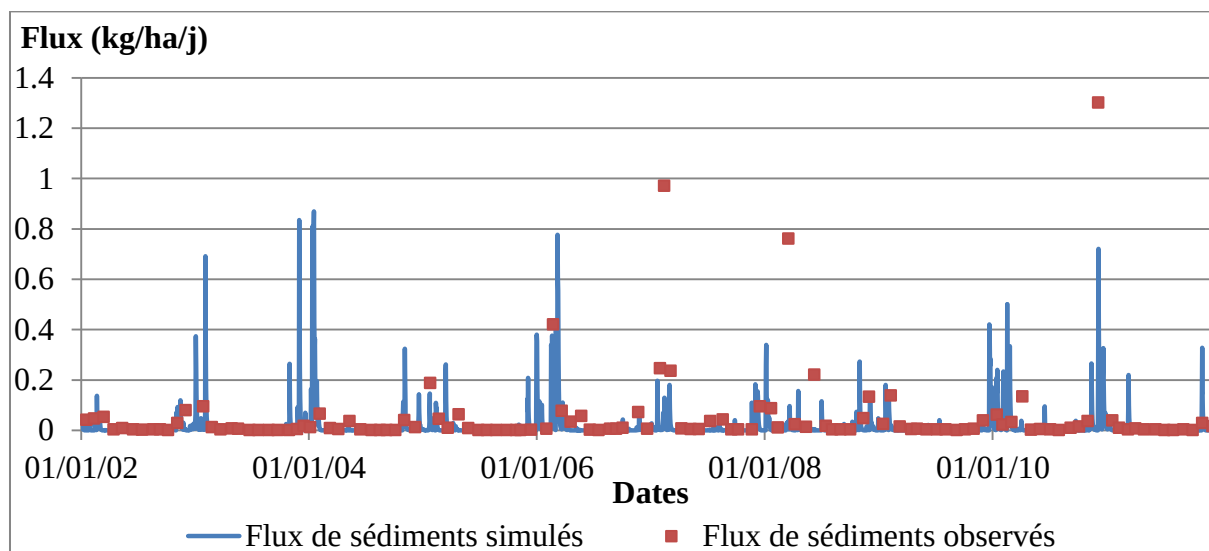


Figure 23 : Pertes de sédiments sur le bassin de l'Arroux ; avec 7 sols

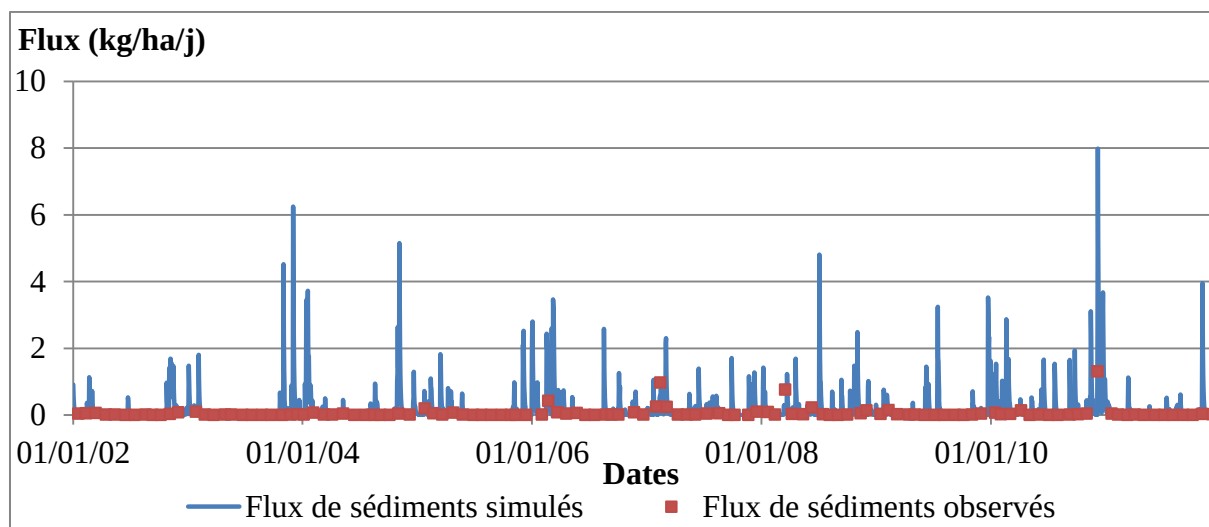


Figure 24 : Pertes de sédiments sur le bassin de l'Arroux ; avec 1 sol

Annexe 14 : Simulation des flux d'oxygène dissous

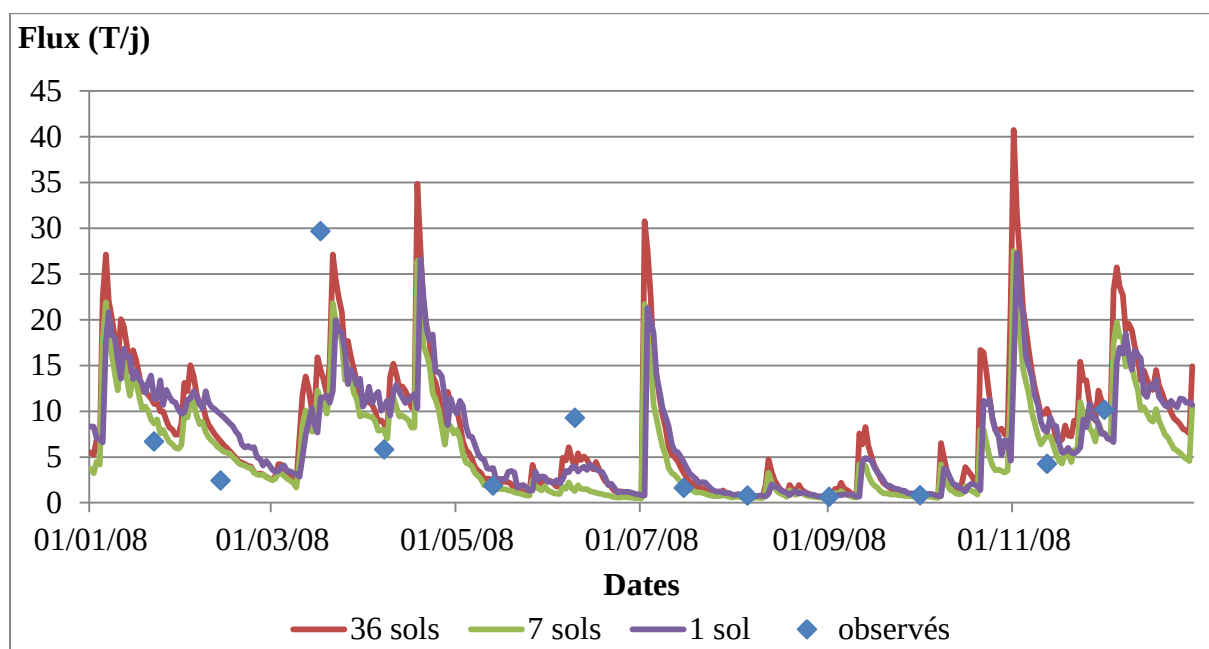


Figure 25 : Comparaison des flux d'oxygène dissous sur le bassin de l'Arroux

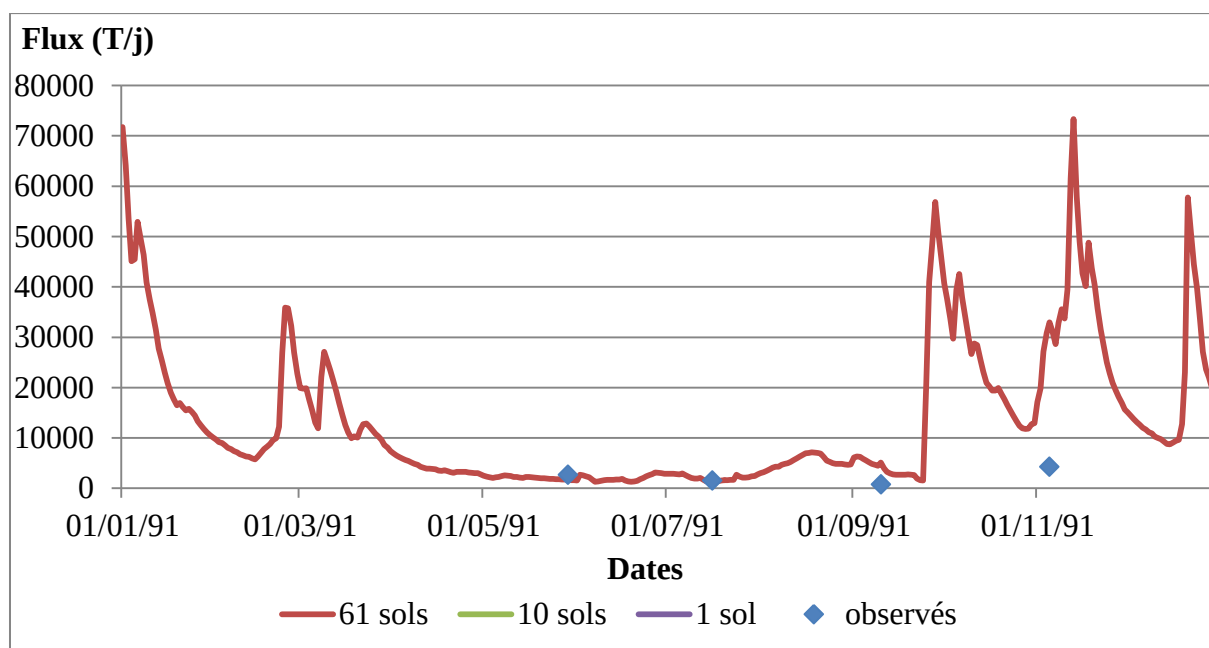


Figure 26 : Comparaison des flux d'oxygène dissous sur le bassin de l'Armançon

Bibliographie

- Abbaspour, Vejdani et Haghighat. (2007). **SWAT-CUP Calibration and uncertainty programs for SWAT**. In *MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation*, Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand: pp. 1603-1609.
- AGRESTE (page consultée le 01/04/2015). Recensement agricole 2010. <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/>
- Arnold et Allen. (1999). **Automated methods for estimating baseflow and ground water recharge from streamflow records**. *Journal of the American Water Resources Association* 35 (2): pp. 411-424.
- Arnold, Moriasi, Gassman, Abbaspour, White, Srinivasan, Santhi, Harmel, Van Griensven, VanLiew, Kannan et Jha. (2012). **Swat: Model Use, Calibration, and Validation**. *Transactions of the Asabe* 55 (4): pp. 1491-1508.
- Arvalis. (2014). **Préconisations régionales 2014-2015. Bourgogne Franche-Comté. Céréales à paille**. *Choisir* 2: 79 p.
- Bossa, Diekkrüger, Igué et Gaiser. (2012). **Analyzing the effects of different soil databases on modeling of hydrological processes and sediment yield in Benin (West Africa)**. *Geoderma* 173-174: pp. 61-74.
- Chaplot. (2005). **Impact of DEM mesh size and soil map scale on SWAT runoff, sediment, and NO₃-N loads predictions**. *Journal of Hydrology*, 312(1) : pp. 207-222.
- CNFSH (page consultée le 26/03/2015) (Comité national français des Sciences Hydrologiques), Dictionnaire des Sciences Hydrologiques, disponible sur <http://www.hydrologie.org/glu/indexdic.htm>, version du 21 février 2003.
- Daggupati, Douglas-Mankin, Sheshukov, Barnes, et Devlin. (2011). **Field-level targeting using SWAT: Mapping output from HRUs to fields and assessing limitations of GIS input data**. *Transactions of the ASABE*, 54(2), pp. 501-514.
- Daniel, Camp, LeBoeuf, Penrod, Dobbins et Abkowitz. (2011). **Watershed modeling and its applications: A state-of-the-art review**. *Open Hydrology Journal*, 5 (2): pp. 26-50.
- Ferrant, Oehler, Durand, Ruiz, Salmon-Monviola, Justes, Dugast, Probst, Probst et Sanchez-Perez. (2011). **Understanding nitrogen transfer dynamics in a small agricultural catchment: Comparison of a distributed (TNT2) and a semi distributed (SWAT) modeling approaches**. *Journal of Hydrology* 406 (1-2): pp. 1-15.
- Ficklin, Luo, Zhang et Gatzke. (2014). **The use of soil taxonomy as a soil type identifier for the Shasta lake watershed using swat**. *Transactions of the Asabe*, 57(3): pp. 717-728.
- FranceAgriMer. (2014). **Chiffres-clés 2013/14. Grandes cultures céréalières. Bourgogne et Franche-Comté**. 7 p.
- Gassman, Reyes, Green et Arnold. (2007). **The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications, and future directions**. *Transactions of the ASABE* 50 (4): pp. 1211-1250.
- Geza et McCray. (2008). **Effects of soil data resolution on SWAT model stream flow and water quality predictions**. *Journal of Environmental Management*, 88(3): pp. 393-406.
- GIECC. (2014). **Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel**

- on Climate Change** [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. 151 p.
- Grolleau, Bargeot, Chafchafi, Hardy, Doux, Beaudou, Martret, Falipou et Arrouays. (2004). **Le système d'information national sur les sols : DONESOL et les outils associés. Étude et Gestion des Sols** 11 (1): pp. 255-270.
- Julich, Breuer et Frede. (2012). **Integrating heterogeneous landscape characteristics into watershed scale modelling**. *Advances in Geosciences*, 31(31): pp. 31-38.
- Kim, Chung, Won et Arnold. (2008). **Development and application of the integrated SWAT–MODFLOW model**. *Journal of Hydrology*, 356(1): pp. 1-16.
- Kumar et Merwade. (2009). **Impact of watershed subdivision and soil data resolution on swat model calibration and parameter uncertainty**. *Journal of the American Water Resources Association* 45 (5): pp. 1179-1196.
- Laurent, Ruelland, Bioteau et Bordenave. (2004). **Modélisation des pollutions agricoles avec SWAT : application à des bassins versants de taille moyenne dans les Pays de la Loire**. *Savoirs et savoir-faire sur les bassins versants*, Vannes, 20-22 avril 2004, pp. 233-234.
- Legras. (2014). **Évolution du bilan hydrique à l'échelle de bassins-versants en contexte de changement climatique. Mise en place d'une méthodologie**. Rapport de mémoire d'ingénieur. AgroSup Dijon. 48 p.
- Ministère de l'Écologie du Développement durable et de l'Énergie. (page consultée le 15/02/2015). Les six agences de l'eau françaises. <http://www.lesagencesdeleau.fr/les-agences-de-leau/les-six-agences-de-leau-francaises/>.
- Moriasi, Arnold, Van Liew, Bingner, Harmel et Veith. (2007). **Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations**. *Transactions of the Asabe* 50 (3): pp. 885-900.
- Moriasi et Starks. (2010). **Effects of the resolution of soil dataset and precipitation dataset on SWAT2005 streamflow calibration parameters and simulation accuracy**. *Journal of Soil and Water Conservation* 65 (2): pp. 63-78.
- Moss, Edmonds, Hibbard, Manning, Rose, van Vuuren, Carter, Emori, Kainuma, Kram, Meehl, Mitchell, Nakicenovic, Riahi, Smith, Stouffer, Thomson, Weyant et Wilbanks. (2010). **The next generation of scenarios for climate change research and assessment**. *Nature* 463 (7282): pp. 747-756.
- Mukundan, Radcliffe et Risse. (2010). **Spatial resolution of soil data and channel erosion effects on SWAT model predictions of flow and sediment**. *Journal of Soil and Water Conservation* 65 (2): pp. 92-104.
- Muller et Hassan. (2013). État initial. **Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) Arroux-Bourbince**. Gest'Eau. 84 p.
- Mulungu et Munishi. (2007). **Simiyu River catchment parameterization using SWAT model**. *Physics and Chemistry of the Earth* 32 (15-18): pp. 1032-1039.
- Neitsch, Arnold, Kiniry et Williams. (2011). **Soil and water assessment tool (SWAT), theoretical documentation version 2009**. Blackland Research Center, Grassland. Soil and Water Research Laboratory. *Texas Water Resources Institute Technical Report* 406. 618 p.

- Oeurng, Sauvage et Sánchez-Pérez. (2011). **Assessment of hydrology, sediment and particulate organic carbon yield in a large agricultural catchment using the SWAT model.** *Journal of Hydrology* 401 (3-4): pp. 145-153.
- ONF. (2011). **Directive régionale d'aménagement de la région Bourgogne.** 224 p.
- Pisinaras, Petalas, Gikas, Gemitzi, et Tsihrintzis. (2010). **Hydrological and water quality modeling in a medium-sized basin using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT).** *Desalination*, 250(1): pp. 274-286.
- Post, Fimbres, Matthias, Sano, Accioly, Batchily, et Ferreira. (2000). **Predicting soil albedo from soil color and spectral reflectance data.** *Soil science Society of America Journal*, 64: pp. 1027-1034.
- Renaud. (2011). **La ressource en eau du bassin versant de l'Arroux.** Certificat de compétence, Le Cnam, Paris, 56 p.
- Renaud et Poulenard. (2004). **Mise en place du modèle agri-environnemental SWAT sur le bassin versant du Mercube. Vers une modélisation des transferts de phosphore.** Rapport DESS Université Jean Monnet-ENISE. Mars: 74 p.
- Romanowicz, Vanclooster, Rounsevell, et La Junesse. (2005). **Sensitivity of the SWAT model to the soil and land use data parametrisation: a case study in the Thyle catchment, Belgium.** *Ecological Modelling*, 187(1) : pp. 27-39.
- Rossi, Castel, Richard, Amiotte-Suchet, Brulebois, Ubertos, Brayer, Doney, Toussaint. (2014). **Impact du changement climatique sur l'évolution de la ressource en eau en Bourgogne, France (1980-2100).** XXVIIème colloque de l'Association Internationale de Climatologie, 3-5 juillet 2014, Dijon, FRANCE.
- S.I.R.T.A.V.A. (page consultée le 12/04/2015). Le bassin versant de l'Armançon. http://www.bassin-armancon.fr/presentation-du-bassin-versant_fr_01_01.html.
- Srinivasan. (2013). **SWAT Calibration Techniques. Introductory SWAT Workshop Manual.** pp. 93-106.
- Strahler. (1957). **Quantitative analysis of watershed geomorphology.** *Transactions of the American Geophysical Union* 38: pp. 913-920.
- Texas A&M University. Potential Heat Unit Program. Disponible à l'adresse : <http://swat.tamu.edu/software/potential-heat-unit-program/>
- Valet. (1995). **Approche statistique et prédiction du comportement et du fonctionnement hydriques des sols: application aux sols hétérogènes de la vallée du Niger.** Thèse de Doctorat de Pédologie. Université de Poitiers. 154 p.
- Wasson, Chandesris, Pella, Sauquet et Mengin. (2006). **Appui scientifique à la mise en œuvre de la Directive Européenne Cadre sur l'Eau. Typologie des cours d'eau de France métropolitaine.** Cemagref BEA/LHQ: 62 p.
- Ye, Zhang, et Viney. (2011). **The effect of soil data resolution on hydrological processes modelling in a large humid watershed.** *Hydrological Processes*, 25(1): pp. 130-140.
- Zhang, Srinivasan, et Bosch. (2009). **Calibration and uncertainty analysis of the SWAT model using Genetic Algorithms and Bayesian Model Averaging.** *Journal of Hydrology*, 374(3): pp. 307-317.

Résumé

Dans un souci d'optimiser l'utilisation du modèle agro-hydro-climatique SWAT, des simulations avec différentes précisions de cartes pédologiques ont été effectuées sur deux bassins versants Bourguignons. Les cartes de sols de ces bassins sont issues de simplifications de la base de données pédologiques DoneSol. La carte la plus précise a été créée à partir des UTS majoritaires de chaque UCS pour chacun des bassins. Elle a ensuite été simplifiée en regroupant les sols ayant des caractéristiques hydrologiques semblables. Pour cela, une analyse en composantes principales suivie d'une classification hiérarchique en composantes principales a été utilisée. Les paramètres pris en compte pour le regroupement étaient les suivants : la texture, l'épaisseur, l'albédo et la teneur en éléments grossiers de chaque sol. Une troisième carte a été créée en attribuant le même sol sur l'ensemble des bassins : c'est le sol majoritaire qui a été choisi pour chacun des bassins. Les simulations de débits à l'exutoire des bassins versants se sont révélées peu sensibles à la précision des cartes de sols entrées dans le modèle. Les simulations de qualité de l'eau sur les bassins ont montré d'avantage de différences, notamment en ce qui concerne les quantités de sédiments transportées par les cours d'eau. Il semble préférable de ne pas utiliser une carte pédologique trop simpliste pour la modélisation de cette variable. En effet, l'utilisation d'un seul sol pour de telles simulations masque l'hétérogénéité des productions de sédiments par les sols présents sur les bassins versants. Le choix peut conduire à l'utilisation d'un sol fortement producteur de sédiments ou au contraire à une sous-estimation de ces flux. D'autres paramètres de qualité de l'eau étudiés dans ce mémoire (à savoir les flux de nitrates et d'oxygène dissous dans les cours d'eau) ont montré une faible sensibilité à la précision des données pédologiques. Les calibrations ont été les mêmes quelle que soit la carte de sol utilisée et permettent une augmentation similaire des performances des modèles. Le temps de calcul étant lié à la précision des données pédologiques, il est donc conseillé l'utilisation d'une carte issue du regroupement des sols pour les simulations futures.

Mots-clés : SWAT ; hydrologie ; sensibilité ; sols ; regroupements ; DoneSol ; ACP ; HCPC.

Title

Sensitivity of the SWAT model to soil data accuracy in two catchments of Burgundy, France: tests using the French database DoneSol.

Abstract

The SWAT model is used to predict streamflow, water quality and water storage in soils of two catchments of Burgundy, France. In order to optimize the time of parameterization of the model, three soil data accuracies have been tested. The most precise derive from the French soil database DoneSol. The second one has been made by merging the soils which have the same hydrological characteristics (ACP and HCPC have been used). The use of only one soil for the entire basin has also been tested. The accuracy of the soil dataset has shown little or no influence on streamflow, nitrates flows and dissolved oxygen flows. However, the simulations using only one soil have higher sediment rates than the simulations using the other soil datasets. This is due to the choice of a soil with non-representative sediment production for the whole watershed. The same calibrations have been applied on all models and resulted in the same performance gain whatever the soil dataset. The use of a simplified soil dataset results in interesting time savings without impacting the model performances. This is particularly beneficial during calibration or when many simulations have to be made.

Key-words: SWAT; hydrology; sensitivity; soils; merging; DoneSol; PCA; HCPC.