

Document Public

Transfert de nitrates à l'échelle du bassin d'alimentation de captages d'eau souterraine du bassin Loire-Bretagne : actualisation des modélisations et essais de simplification

htb-2

d7-h1a

Rapport final

BRGM/RP-69118-FR Janvier 2020

.89 3740,46 -625.5







Rapport final

BRGM/RP-69118-FR

Janvier 2020

Étude réalisée dans le cadre du projet de recherche POLDIF cofinancé par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne et le BRGM

N. Surdyk, A. Gutierrez, D. Thiery

Vérificateur:

Nom: Luc Arnaud

Fonction: hydrogéologue

Date: 15/01/2020

Signature:

Approbateur:

Nom: Alain Saada

Fonction: Directeur régional

Date: 04/02/2020

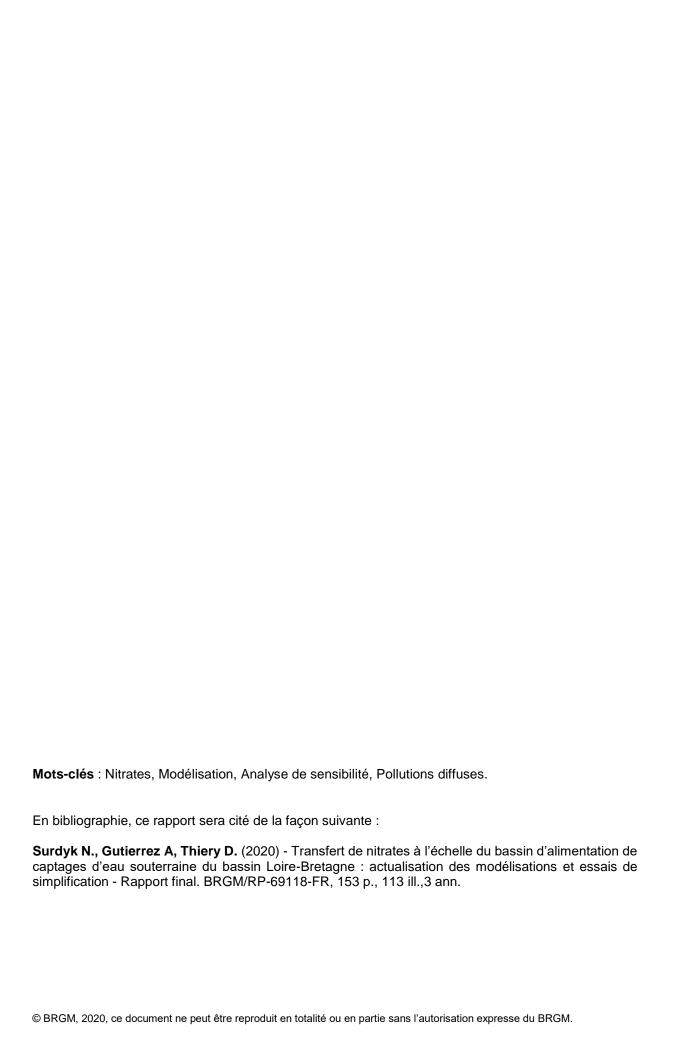
Signature:

Le système de management de la qualité et de l'environnement est certifié par AFNOR selon les normes ISO 9001 et ISO 14001.

Contact: qualite@brgm.fr







Synthèse

L'étude BRGM « Transfert de nitrates à l'échelle du bassin d'alimentation de captages d'eau souterraine du bassin Loire-Bretagne : modélisation et datation » (Baran *et al.*, 2011) cofinancée par l'agence de l'eau Loire-Bretagne et le BRGM présentait les simulations du transfert de nitrates par le modèle global BICHE sur trois sites aux contextes hydrogéologiques et agricoles contrastés. Les simulations étaient ensuite utilisées pour tester des scénarios et évaluer l'impact des modifications des pratiques agricoles sur les concentrations en nitrates dans la nappe ainsi que le rôle du climat dans leur transfert.

Dans le cadre du présent projet qui lui fait suite, de nouvelles modélisations ont été réalisées. Elles ont pour objet d'une part de confirmer ou infirmer la pertinence de l'usage du modèle BICHE à des fins prédictives et d'autre part, d'évaluer la qualité du résultat du modèle avec un jeu de données dégradé par rapport aux données disponibles sur ces sites, ceci dans le but d'appréhender l'utilisation de BICHE dans des bassins moins bien renseignés sur le plan de l'historique des activités agricoles (fertilisation et types de cultures en particulier).

Ainsi, le rapport présente les simulations suivantes pour chacun des trois sites (Plourhan, petit bassin de 4 km² sur le socle breton, Pentvert, bassin d'une trentaine de km² dans un calcaire dur fissuré et Montet-Chambon, bassin karstique d'une cinquantaine de km²):

- scénario « Validation » : les simulations sont exécutées sans modification des paramètres en ajoutant cinq ans de données d'entrée (2010-2015) et en les comparant avec les observations. Les réponses sont très satisfaisantes ;
- scénario « Nouvelle référence » : les simulations précédentes sont recalées par optimisation automatique des paramètres afin de constituer des simulations de référence les plus proches possibles des observations. Elles servent ensuite de base de comparaison avec les autres scénarios décrits ci-après ;
- scénario « Simplification » : ce scénario examine l'impact d'une réduction du nombre de cultures pour ne garder que les plus représentatives du bassin et d'une simplification de la constitution des données d'entrée notamment de la fertilisation calculée à partir du rendement des récoltes. Ces simplifications apparaissent acceptables moyennant une recalibration du modèle et à la condition de ne pas mélanger les approches détaillées et simplifiées dans un même jeu de données d'entrée;
- scénario « Statistiques communales » : les simulations font abstraction de la connaissance détaillée des activités agricoles sur les sites pour n'utiliser que les données produites par les statistiques agricoles à l'échelle de la commune. Cette approximation apparait acceptable pour deux des trois cas testés ;
- scénario « Statistiques départementales » : les simulations font abstraction de la connaissance détaillée des activités agricoles sur les sites pour n'utiliser que les données produites par les statistiques agricoles à l'échelle du département. Comme pour le scénario précédent, cette approximation apparait acceptable pour deux des trois cas testés. La simulation du bassin de Plourhan, de par sa petite taille et le contraste des applications de fertilisants et des cultures qui y ont pris place au cours des 15 dernières années, liée à une forte implication des acteurs locaux est fortement dégradée par le scénario « statistiques départementales ».

Les résultats du scénario « Simplification » ont montré qu'il était possible, sous certaines conditions, d'utiliser des données d'entrée obtenues hors enquêtes détaillées spécifiques au site. Ainsi ces approches de simplification ont été appliquées à deux sites ayant fait l'objet d'enquêtes agricoles moins détaillées que les trois sites préalablement étudiés. Le choix s'est porté, en accord avec l'Agence de l'Eau, sur Bonneval (28) et Saint-Lactencin (36). Les

résultats des simulations sont bons pour les deux sites autant pour les simulations hydrologiques que pour les simulations des concentrations en nitrate.

Les scénarios sont complétés par une analyse de sensibilité du modèle qui confirme que le modèle global BICHE, comme tout modèle global, n'a pas de solution unique. Des jeux de paramètres différents peuvent produire des résultats en cohérence avec les observations. Mais représenter correctement les observations sur une longue période contrastée tant du point de vue des pratiques agricoles que du contexte météorologique est bien l'objectif du modèle. Le modèle BICHE démontre ainsi sa capacité à modéliser le transfert des nitrates de la surface vers la nappe à l'échelle du bassin d'alimentation du captage à partir de données largement disponibles (statistiques du ministère de l'agriculture), sauf pour les bassins de petite taille ou ayant subi des actions de gestion forte où les études de détails semblent indispensables. L'outil apparait donc tout à fait pertinent pour tester l'impact des scénarios de gestion sur la qualité des eaux souterraines.

Sommaire

1.	Contexte et Objectifs de l'étude	15
2.	Actualisation des données d'entrée	19
	2.1. RAPPEL DU PRINCIPE ET DE LA MÉTHODE DE MODÉLISATION	19
	2.2. DONNÉES D'ENTRÉE COMMUNES À TOUS LES SCÉNARIOS	21
	2.3. DONNÉES D'ENTRÉE SPÉCIFIQUES À CHAQUE SCÉNARIO	31
3.	Résultats	39
	3.1. RÉSULTATS : SCÉNARIO « VALIDATION »	39
	3.2. RÉSULTATS : « NOUVELLE RÉFERENCE »	47
	3.3. RÉSULTATS : SCÉNARIO « SIMPLIFICATION »	56
	3.4. RÉSULTATS : « STATISTIQUES COMMUNALES »	69
	3.5. RÉSULTATS – STATISTIQUES DÉPARTEMENTALES	79
4.	Nouveaux sites	89
	4.1. CAPTAGE DES PRÉS NOLLETS À BONNEVAL (28)	89
	4.2. CAPTAGE DE LA GROSSE PLANCHE À BUZANÇAIS (36)	97
	4.3. CONCLUSION	.105
5.	Analyse de sensibilité	.107
	5.1. ANALYSE « ONE FACTOR AT A TIME »	.108
	5.2. ANALYSE GLOBALE	.110
	5.3. ANALYSE MULTI-PARAMÈTRES ET INTERVALLES DE CONFIANCE	.116
6.	Conclusions et perspectives	.129
7	Ribliographie	133

Liste des illustrations

Illustration 1:	Situation des sites sur la carte hydrogéologique.	.16
Illustration 2:	Modèle BICHE : principe du fonctionnement du transfert de masse (D'après Thiéry, 1990)	.20
Illustration 3:	Données nécessaires aux simulations des modèles de Biche	.21
Illustration 4:	Précipitation et évaporation potentielle annuelles utilisées pour les simulations de Plourhan	.22
Illustration 5:	Précipitations et évaporation potentielle annuelles utilisées pour les simulations de Châteauroux.	.23
Illustration 6:	Précipitations (Le Mans) et évaporation potentielle (Alençon) annuelles utilisées pour les simulations	.24
Illustration 7:	Chronique piézométrique de Goudelin (BSS 02047X0072), référence pour la nappe de Plourhan.	.25
Illustration 8:	Chronique piézométrique à l'aéroport de Châteauroux (BSS 05448X0086/P)	.26
Illustration 9:	Chronique piézométrique de Pentvert (BSS 02873X0005/PZ6)	.27
Illustration 10:	Chronique de concentrations en nitrate à la source de Ville-Hellio à Plourhan (BSS : 02048X0045/P1 ; plusieurs sources de données)	.28
Illustration 11:	Chronique de concentrations en nitrate mesurées à Montet-Chambon (BSS 05448X0024/HYAEP et 05448X0024/HYAEP).	.29
Illustration 12:	Chronique de concentrations en nitrate mesurées à Pentvert (BSS : 02877X0003/F).	.30
Illustration 13:	Évolution de l'occupation du sol à l'échelle de la zone d'étude de Plourhan. (les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations)	.33
Illustration 14 :	Évolution de l'occupation du sol à l'échelle du site d'étude du Montet-Chambon (les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations).	.34
Illustration 15 :	Évolution de l'occupation du sol à l'échelle du site d'étude du Pentvert (en prenant en compte les surfaces non agricole), (les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations)	.35
Illustration 16:	Année de démarrage sous BICHE, pour un paramètre quelconque	.37
Illustration 17:	Plourhan : simulations pluie-niveau du scénario « Validation » et tableau des valeurs de calage associées	.40
Illustration 18:	Plourhan : simulations des concentrations en nitrate du scénario « Validation » et tableau des valeurs de calage associées	.42
Illustration 19:	Montet-Chambon : simulations pluie-niveau du scénario « Validation » et tableau des valeurs de calage associées	.43
Illustration 20:	Montet-Chambon : simulations des concentrations en nitrate du scénario « Validation » et tableau des valeurs de calage associées	.44
Illustration 21:	Pentvert : simulations pluie-niveau du scénario « Validation » et tableau des valeurs de calage associées	.45
Illustration 22:	Pentvert : simulations des concentrations en nitrate du scénario « Validation » et tableau des valeurs de calage associées	.46
Illustration 23:	Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et du scénario « Validation » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées	40
	raiodio do odiago accordocamiento inferior de la contractione de la co	τປ

Illustration 24 :	du scénario « Validation » avec les données observées de concentrations en nitrates : tableau des valeurs de calage associées	50
Illustration 25:	Plourhan : graphique des écarts entre les valeurs simulées et observées pour le scénario « Nouvelle référence »	50
Illustration 26:	Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et du scénario « Validation » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées	51
Illustration 27:	Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et du scénario « Validation » avec les données observées de concentrations en nitrates : tableau des valeurs de calage associées	52
Illustration 28:	Montet-chambon : graphique des écarts des valeurs simulées et observées pour le scénario « Nouvelle référence ».	53
Illustration 29:	Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et du scénario « Validation » avec les données observées piézométriques : tableau des valeurs de calage associées	54
Illustration 30:	Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et du scénario « Validation » avec les données observées : tableau des valeurs de calage associées.	55
Illustration 31:	Pentvert : graphique des écarts des valeurs simulées et observées pour le scénario « Nouvelle référence »	55
Illustration 32:	Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Simplification (sans calage) » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données observées de concentrations en nitrates.	57
Illustration 33:	Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Simplification (avec calage) » et « Nouvelle référence »avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées	58
Illustration 34:	Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Simplification (avec calage) » et « Nouvelle référence » avec les données observées de concentrations en nitrates : tableau des valeurs de calage associées	59
Illustration 35:	Plourhan : graphique des écarts entre les valeurs simulées et les valeurs observées pour le scénario « Simplification ».	60
Illustration 36:	Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Simplification (sans calage) » et du scénario "Nouvelle référence" avec les données de concentrations observées : tableau des valeurs de calage associées	61
Illustration 37:	Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Simplification (avec calage) » et « Nouvelle référence » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées	62
Illustration 38:	Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Simplification (avec calage) » et « Nouvelle référence » avec les données de concentrations observées : tableau des valeurs de calage associées	63
Illustration 39:	Montet-Chambon : graphique des écarts de concentration en nitrate entre les valeurs simulées et observées pour le scénario « Simplification »	64
Illustration 40:	Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Simplification (sans calage) » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données observées de concentrations en nitrate	65
Illustration 41:	Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Simplification avec calage » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées	66

Illustration 42:	Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Simplification avec calage » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données observées de concentrations en nitrate : tableau des valeurs de calage associées
Illustration 43:	Pentvert : graphique des écarts entre les valeurs simulées et observées pour le scénario Simplification
Illustration 44:	Plourhan : évolution de l'occupation du sol à l'échelle du site (à gauche) et de la commune de Plourhan (à droite), (Les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations)70
Illustration 45:	Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et du scénario « Statistiques communales » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées
Illustration 46:	Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Statistiques communales » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données observées de concentrations en nitrates : tableau des valeurs de calage associées72
Illustration 47:	Montet-Chambon : évolution de superficie à l'échelle du site (à gauche) et des communes de Déols et Montierchaume (à droite), (Les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations)
Illustration 48:	Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Statistiques communales » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées74
Illustration 49:	Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Statistiques communales » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données observées de concentrations en nitrates : tableau des valeurs de calage associées
Illustration 50:	Pentvert : évolution de l'occupation du sol à l'échelle du site d'étude (à gauche) et des communes de Saones et Saint-Rémy-du-Val (à droite), (Les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations)
Illustration 51:	Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Statistiques communales » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées
Illustration 52:	Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Statistiques communales » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données observées de concentrations en nitrates : tableau des valeurs de calage associées
Illustration 53:	Plourhan : évolution de l'occupation du sol à l'échelle du site (à gauche) et du département des Cotes d'Armor (à droite), (Les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations)79
Illustration 54:	Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et « Statistiques départementales » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées
Illustration 55:	Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et « Statistiques départementales » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées
Illustration 56:	Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Statistiques départementales » et du scénario « Statistiques communales » avec les résultats du scénario « Nouvelle référence »
Illustration 57:	Montet-Chambon : évolution de l'occupation du sol à l'échelle du site d'étude (à gauche) et du département de l'Indre (à droite), (Les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations).

Illustration 58 :	référence » et du scénario « Statistiques départementales » avec les données
	observées deconcentrations en nitrates : tableau des valeurs de calage associées
Illustration 59:	Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et « Statistiques départementales » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées
Illustration 60:	Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Statistiques départementales » et du scénario « Statistiques communales » avec les résultats du scénario « Nouvelle référence »
Illustration 61:	Pentvert :évolution de l'occupation du sol à l'échelle du site (à gauche) et du département de la Sarthe (à droite) (Les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations)85
Illustration 62:	Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Statistiques départementales » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées
Illustration 63:	Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et du scénario « Statistiques départementales » avec les données observées piézométriques : tableau des valeurs de calage associées
Illustration 64:	Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Statistiques départementales » et du scénario « Statistiques communales » avec les résultats du scénario « Nouvelle référence »
Illustration 65:	Extrait de la carte géologique au 1/1 000 000 (BRGM©) et positionnement du captage des Prés Nollet et de son AAC90
Illustration 66:	Piézométrie de la nappe de la Craie en amont de Bonneval (Source SIGES Centre-Val de Loire)90
Illustration 67:	Précipitations (Bonneval) et ETP (Chartres) au pas de temps annuel91
Illustration 68:	Chronique piézométrique à la station piézométrique de Méroger (03254X0103)92
Illustration 69:	Chronique des concentrations en nitrate à Bonneval93
Illustration 70:	Traitement du RPG 2016 pour la zone d'étude de Bonneval93
Illustration 71:	Bonneval : évolution de l'occupation du sol à l'échelle du site (Les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations)
Illustration 72:	Bonneval : simulations pluie-niveau et tableau des valeurs de calage associées95
Illustration 73:	Bonneval :simulations des concentrations en nitrate et tableau des valeurs de calage associées96
Illustration 74:	Carte piézométrique (octobre 2000). (Source: Comirem Scop, 2012)98
Illustration 75:	Bassin hydrologique et AAC du captage de la Grosse Planche. (source : Comirem Scop, 2012)99
Illustration 76:	Série piézométrique à la station de Bel-Air (05441X0090)
Illustration 77:	Chronique de concentration en nitrate à Lactencin100
Illustration 78:	Traitement du RPG 2016 pour la zone d'étude de Buzançais
Illustration 79:	Buzançais : évolution de l'occupation du sol à l'échelle du site (les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations)
Illustration 80:	Buzançais : simulations pluie-niveau et tableau des valeurs de calage associées103
Illustration 81:	Buzançais : simulations des concentrations en nitrate et tableau des valeurs de calage associées

Illustration 82 :	Analyse « One-factor-at-a-time » sur le modele « Nouvelle reference » de Pentvert	.109
Illustration 83 :	Estimation de la qualité de la simulation (R²) lorsque les paramètres % de correction d'application et % de correction de minéralisation varient (la couleur jaune indique la meilleure simulation)	.111
Illustration 84 :	Estimation de la qualité de la simulation (R²) lorsque les paramètres % de correction d'application et % de correction de besoin varient (la couleur jaune indique la meilleure simulation).	.111
Illustration 85 :	Estimation de la qualité de la simulation (R²) lorsque les paramètres % de correction des pluie et % de correction d'application varient (la couleur jaune indique la meilleure simulation).	.112
Illustration 86 :	Estimation de la qualité de la simulation (R²) lorsque le temps de percolation et % de correction de minéralisation varient (la couleur jaune indique la meilleure simulation)	.112
Illustration 87 :	Estimation de la qualité de la simulation (R²) lorsque le volume d'eau dans le réservoir intermédiaire et le volume d'eau dans le réservoir souterrain varient	.113
Illustration 88:	Estimation de la qualité de la simulation (R²) lorsque le temps de demi- percolation et le volume d'eau dans le réservoir superficiel varient.	.114
Illustration 89 :	Estimation de la qualité de la simulation (R²) lorsque le paramètre hauteur de répartition ruissellement percolation (Ruiper) et le volume d'eau dans le réservoir superficiel varient.	.114
Illustration 90 :	Relation en forme de dome : estimation de la qualité de la simulation (R²) lorsque les paramètres RUmax et Volume d'eau dans le réservoir souterrain varient.	.115
Illustration 91:	Tableau des paramètres de transferts d'azote du site de Plourhan analysés	.117
Illustration 92 :	Tableau des fortes corrélations entre les dérivées par rapport aux paramètres. Site de Plourhan.	.118
Illustration 93:	Comparaison des dérivées des concentrations par rapport à 4 paramètres. Site de Plourhan.	.118
Illustration 94:	Mise en évidence des corrélations entre des séries de dérivées des concentrations par rapport à certains paramètres. Site de Plourhan.	.119
Illustration 95:	Tableau des coefficients « t de Student » de la modélisation à 10 paramètres des concentrations du site de Plourhan.	.119
Illustration 96:	Tableau des forts coefficients de corrélation entre paramètres de la modélisation à 10 paramètres des concentrations du site de Plourhan.	.120
Illustration 97:	Tableau des écarts-types et des coefficients « t de Student » des paramètres de modélisation des concentrations du site de Plourhan, avec trois paramètres à calibrer.	.120
Illustration 98:	Tableau de la matrice de corrélation des paramètres de modélisation des concentrations du site de Plourhan, avec trois paramètres à calibrer	.120
Illustration 99 :	Site de Plourhan : comparaison de la simulation des concentrations avec calibration de 10 paramètres (en bleu) avec la simulation avec calibration d'uniquement deux paramètres (en rouge).	.121
Illustration 100 :	Intervalle de confiance, dû à l'incertitude sur les paramètres, de la modélisation des concentrations du site de Plourhan sur la période de calibration	.122
Illustration 101 :	Intervalle de confiance, dû à l'incertitude sur les paramètres, de la modélisation des concentrations du site de Plourhan également en extrapolation pendant 10 ans.	.122
Illustration 102:	Simulation de la concentration en nitrate de référence sur le site de Montet- Chambon choisie pour l'analyse de sensibilité	
	Onambon Globie pour ranaiyse de sensibilite	. 123

Illustration 103 : Tableau des fortes corrélations entre les dérivées par rapport aux paramètres, site de Montet-Chambon	.123
Illustration 104 : Comparaison des dérivées des concentrations par rapport à 4 paramètres, site de Montet-Chambon	.124
Illustration 105 : Mise en évidence des corrélations entre des séries de dérivées des concentrations par rapport à certains paramètres, site de Montet-Chambon	.124
Illustration 106 : Tableau des écarts-types et des coefficients « t de Student » des paramètres de modélisation des concentrations du site de Montet-Chambon, avec 3 paramètres à calibrer.	.125
Illustration 107 : Intervalle de confiance, dû à l'incertitude sur les paramètres, de la modélisation des concentrations du site de Montet-Chambon	.125
Illustration 108 : Site de Montet-Chambon : comparaison de la simulation des concentrations avec calibration de 10 paramètres (en bleu) avec deux simulations avec calibration d'uniquement 2 paramètres (en rouge et en vert)	.126
Illustration 109 : Tableau des écarts-types et des coefficients « t de Student » des paramètres de modélisation des concentrations du site de Penvert, avec 3 paramètres à calibrer : premier jeu de 3 paramètres	.126
Illustration 110 : Tableau des écarts-types et des coefficients « t de Student » des paramètres de modélisation des concentrations du site de Penvert, avec 3 paramètres à calibrer : deuxième jeu de 3 paramètres	.126
Illustration 111 : Tableau des écarts-types et des coefficients « t de Student » des paramètres de modélisation des concentrations du site de Penvert, avec 2 paramètres à calibrer.	.127
Illustration 112 : Intervalle de confiance, dû à l'incertitude sur les paramètres, de la modélisation des concentrations du site de Pentvert	.127
Illustration 113 : argeur de l'intervalle de confiance, dû à l'incertitude sur les paramètres, de la modélisation des concentrations du site de Pentvert. 10 paramètres à calibrer et 2 paramètres à calibrer	.127
Liste des annexes	
Annexe 1 : Équation de fertilisation	.137
Annexe 2 : Sources des données d'entrée spécifiques à chaque scénario	.139
Annexe 3 : Analyse de sensibilité	.145

1. Contexte et Objectifs de l'étude

La surveillance accrue de la qualité des eaux souterraines depuis plusieurs années a mis en évidence une contamination plus ou moins importante des aquifères par les nitrates et/ou les produits phytosanitaires que ce soit à l'échelle locale ou nationale.

Un objectif majeur fixé par la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) était que les masses d'eau présentent en 2015, 1^{re} échéance, un bon état quantitatif et qualitatif. La Directive impose ainsi aux États Membres non seulement de caractériser le niveau de la contamination des eaux souterraines mais aussi d'étudier les tendances d'évolution des concentrations des polluants. Les États Membres devaient également mettre en place un programme d'actions afin d'atteindre le bon état. À l'issue de la première caractérisation des masses d'eau souterraine en France, il apparaissait que pour 99 % des masses d'eau présentant un risque de non atteinte du bon état, les paramètres nitrates et phytosanitaires sont en cause.

Dans le cadre de l'état des lieux 2019, la caractérisation des masses d'eau souterraine ainsi que la caractérisation des pressions significatives ont été réalisées afin de définir le risque de non atteinte des objectifs environnementaux de la DCE (RNAOE). L'évaluation de l'état chimique des masses d'eau souterraine pour la période 2011-2016 montre que 93 masses d'eau souterraine (soit 64 %) sont en bon état chimique. Les 53 masses d'eau en mauvais état chimique le sont pour 40 % à cause des nitrates seuls, 38 % à cause des nitrates et des pesticides, et 22 % à cause des pesticides seuls. Les masses d'eau concernées pour ce risque de non atteinte du bon état chimique se situent principalement en domaine sédimentaire et sur le massif armoricain. L'évaluation du risque qualitatif a été réalisé vis-à-vis des nitrates et des phytosanitaires. Sur ces 48 masses d'eau souterraine en risque « nitrates », 20 masses d'eau le sont aussi pour le risque « phytosanitaires ». Sur ces 32 masses d'eau souterraine en risque « phytosanitaires », 20 le sont aussi pour les nitrates. La problématique de la qualité des eaux souterraines vis-à-vis des nitrates reste donc importante à l'échelle du bassin Loire-Bretagne.

Pour ce qui concerne les produits phytosanitaires sur le bassin Loire-Bretagne, on considère que 12 masses d'eau présenteront des dépassements probables de la valeur de 0,1 µg/L sur une surface significative des masses d'eau considérées et plus particulièrement dans la partie centrale du bassin, en domaine sédimentaire. Aujourd'hui les molécules les plus problématiques, par ordre décroissant sont les triazines, malgré les arrêts d'usage depuis 2003 pour la plupart, les triazoles, les benzothiodiazinones, les urées substituées, les aminophosphonates, les amines et amides.

Ainsi aujourd'hui, malgré les actions entreprises depuis plusieurs années, la problématique qualité des eaux souterraines en lien avec les paramètres nitrates et produits phytosanitaires reste prépondérante à l'échelle du bassin Loire-Bretagne. Derrière cette problématique se posent de nombreuses questions à la fois scientifiques et sociétales auxquelles il convient de répondre pour aboutir à la préconisation et la mise en œuvre de mesures et d'actions opérationnelles efficientes, telles que requises par la DCE.

La prise en compte de ces problématiques n'est pas récente à l'échelle du bassin Loire-Bretagne. Parmi de nombreux travaux, une étude précédente du BRGM peut être mentionnée (2012). Cette étude a porté :

- sur l'étude et la caractérisation de l'évolution des teneurs en nitrate menée sur le bassin en incluant essentiellement des approches statistiques et de datation des eaux (Blum et al., 2006; BRGM/RP-54830-FR);
- ii) et sur des approches plus ciblées notamment de modélisation au niveau de trois sites (Baran *et al.*, 2011 ; BRGM/RP-60280-FR) plus largement investigués.

Pour ce 2^e volet, l'utilisation du modèle BICHE développé par le BRGM pour caractériser l'évolution des teneurs en nitrate dans les eaux souterraines à l'échelle d'une entité géographique (bassin) avait été considérée pertinente et prometteuse, d'autant que les trois sites modélisés sont contrastés du point de vue hydrogéologique et présentent des pressions agricoles différentes (Illustration 1).

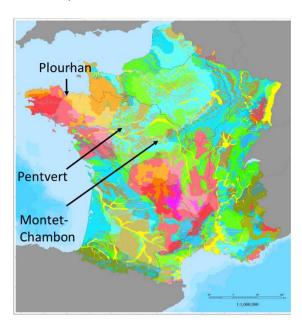


Illustration 1 : Situation des sites sur la carte hydrogéologique.

Les trois sites tests ont été sélectionnés de manière à décrire, à l'échelle du bassin d'alimentation du captage, des comportements variés en réponse aux pressions agricoles et aux influences climatiques (Baran *et al.*, 2009 ; BRGM/RP-56884-FR). De plus, un des critères majeurs lors de la sélection était l'existence de changement de pratique agricole pouvant servir de marqueur temporel.

La modélisation avait permis d'une part, de décrire l'évolution des teneurs en nitrate observée dans les eaux souterraines et d'autre part, de mieux comprendre l'impact respectif des conditions climatiques et des pratiques agricoles dans ces évolutions temporelles de qualité. Enfin de manière très préliminaire, le modèle avait été utilisé à des fins prédictives en testant différents scénarios très schématiques (poursuite des pratiques actuelles, succession d'années fortement pluvieuses,...).

Au vu de ces résultats des questions se posent quant à une potentielle utilisation du modèle sur d'autres sites. En effet, si les résultats obtenus sont encourageants, il convient de mentionner que les sites retenus avaient été sélectionnés car :

- ils avaient connu un changement majeur de pratiques agricoles (mise en jachère, boisement, ajustement fin des fertilisations) ;
- ils disposaient de données assez fines et extensives, ce qui peut représenter une situation assez exceptionnelle.

Avant d'envisager une utilisation plus généralisée de cet outil, il convient donc de répondre à plusieurs questions qui vont être abordées dans ce document :

- le modèle peut-il être validé? En intégrant les données météorologiques et les informations sur les pratiques/occupation du sol de la période 2010-2015¹, sans modifier les paramètres du calage précédent, les nouvelles simulations sont-elles comparables aux chroniques de nitrate observées depuis 2010?
- le modèle peut-il être amélioré ? La prise en compte de chroniques de débit et/ou piézométriques plus longues permet-elle d'obtenir un meilleur calage du modèle ?
- le modèle donnerait-il des résultats acceptables à partir de données moins précises ? La connaissance fine des assolements et des pratiques de fertilisation étant généralement partielle à l'échelle d'un bassin ou d'une aire de captage, l'utilisation de données plus globales (communales, départementales voire régionales) est-elle envisageable et quel sera son impact sur la qualité de la modélisation ?

Pour répondre à ces questions, le travail proposé s'articule de la manière suivante :

- validation des trois modèles calés jusqu'en 2010 dans la précédente étude, sur les 5 années suivantes¹. Après actualisation des données d'entrée (pratiques agricoles, météorologie,...), le modèle est repris en l'état c'est-à-dire en utilisant les paramètres issus du précédent calage pour vérifier la cohérence du modèle avec des chroniques plus longues ; ce diagnostic portera le nom de « Scénario Validation ». S'il s'avère qu'il peut être encore amélioré par un complément de calage, il constituera une « Nouvelle référence » qui servira de base aux comparaisons avec les autres scénario ;
- afin de juger de la faisabilité et de la fiabilité d'utiliser cet outil sur des sites pour lesquels les pratiques agricoles (assolement et pratiques de fertilisation) sont moins bien connues, l'utilisation de jeux de données volontairement réduits est testée sur ces mêmes sites. La comparaison des résultats obtenus d'une part avec des jeux de données locales (Scénario « Statistiques communales ») et d'autre part avec des jeux de données régionales (Scénario « Statistiques départementales »), permettra d'évaluer la pertinence d'utiliser le modèle BICHE sans enquêtes agricoles détaillées ni sur l'occupation du sol et son évolution annuelle, ni sur les apports réels de fertilisation parcelle par parcelle. En préalable à la modélisation, une étape de développement de méthodologie pour passer des informations régionales à des données utilisables dans le modèle est proposée. De même, une proposition de simplification du travail de constitution des fichiers d'entrée des données agricoles sera proposée (Scénario « Simplification ») ;
- la pertinence de l'utilisation du modèle sans enquêtes agricoles détaillées a aussi été évaluée en appliquant BICHE sur deux nouveaux sites pour lesquels les données d'enquêtes étaient plus limitées (à Bonneval (28) et à Buzançais (36));
- enfin, les modèles seront utilisés pour évaluer les impacts de nouveaux scénarios agricoles sur la qualité des eaux souterraines. Cette approche sera menée conjointement à une approche économique. Les résultats obtenus sont présentés dans un autre rapport BRGM (Hérivaux et al. 2019, rapport BRGM/RP-69435-FR).

¹ Certaines actions locales d'animation se sont achevées en 2015, qui représente alors la dernière année disposant de données détaillées sur les pratiques obtenues par enquête.

Les résultats de ces approches vont permettre d'évaluer les forces et limites de la modélisation globale vis-à-vis du paramètre nitrate dans les eaux souterraines dans une optique de :

- i) mettre en place des programmes de mesures pertinents dont l'efficience pourra être évaluée *a priori* (modélisation pour mesurer l'impact des mesures, approche économique et évaluation des coûts-bénéfices) ;
- ii) mieux comprendre la dynamique temporelle des nitrates en évaluant l'impact respectif des conditions climatiques et des pratiques agricoles sur les trois sites étudiés ;
- iii) proposer un outil opérationnel d'appui à la gestion de la ressource.

2. Actualisation des données d'entrée

2.1. RAPPEL DU PRINCIPE ET DE LA MÉTHODE DE MODÉLISATION

2.1.1. Présentation du logiciel BICHE

Principe du modèle

Le modèle BICHE (Bllan CHimique des Eaux) est un modèle global conceptuel : il représente le bassin versant comme un assemblage de réservoirs interconnectés qui représentent des compartiments du milieu souterrain (schématiquement, la zone racinaire, la zone non saturée plus profonde et la nappe) auxquels correspondent plusieurs niveaux de stockage de l'eau et des nitrates (Thiéry et Seguin, 1985). Il s'agit donc d'un modèle à réservoirs en cascade sur un principe identique à celui du modèle hydrologique global GARDENIA (Thiéry, 2014, 2015a) dont il reprend l'essentiel des fonctionnalités. Les principaux mécanismes du cycle de l'eau dans un bassin versant (pluie, évapotranspiration, infiltration, écoulement) et des nitrates (processus biochimiques de transformation de l'azote au niveau du sol et processus physiques de transport jusqu'à l'exutoire) sont régis par des lois simples dont les paramètres sont propres à chaque réservoir (Illustration 2).

D'un point de vue hydrologique, le bassin versant est caractérisé par une série de précipitations (mm) et une série d'évapotranspiration potentielle (mm).

D'un point de vue « agricole », le bassin versant est considéré comme une entité caractérisée par les données globales suivantes pour des unités de temps considérées (généralement mensuelles) :

- une série d'apports de nitrates par application d'engrais (kg de nitrate/ha) ;
- une série de besoins en nitrates des plantes (kg de nitrate/ha);
- une série de minéralisation de la matière organique du sol (kg de nitrate/ha) ;
- une série de libération de nitrates par les résidus culturaux (kg de nitrate/ha).

Le principe de la simulation des transferts de nitrates est le suivant : en plus des apports d'eau par les pluies et des prélèvements par évapotranspiration, le réservoir superficiel du modèle reçoit à chaque pas de temps (par exemple chaque mois) d'éventuelles applications de fertilisants et des prélèvements en nitrate par les cultures en fonction de leurs besoins à cette période. Les cultures ne peuvent prélever des nitrates que s'ils sont disponibles dans ce réservoir superficiel, qui représente conceptuellement la zone racinaire. Parallèlement, des nitrates sont produits par minéralisation de la matière organique du sol et par décomposition des résidus végétaux après récolte. Les nitrates présents dans le réservoir superficiel sont partiellement entrainés avec l'eau d'infiltration successivement vers les deux réservoirs sousjacents : le réservoir qui représente la zone non saturée en dessous de la zone racinaire puis le réservoir souterrain qui représente la nappe souterraine.

Les quantités d'eau et de nitrates qui sont stockées ou transférées d'un réservoir à l'autre sont gérées par des paramètres internes du modèle. Pour certains, ces paramètres peuvent présenter une analogie avec des paramètres physiques mesurables (telle la réserve utile, la superficie du bassin versant). Pour d'autres, les paramètres sont des variables à ajuster durant le calage. Le modèle dispose d'un module d'optimisation qui fait varier chaque paramètre à l'intérieur d'un intervalle fixé par le modélisateur en fonction de valeurs qu'il considère plausibles, de par le contexte du bassin et son expérience du modèle.

Certains paramètres étant corrélés, il n'y a pas de solution unique. Des résultats proches peuvent être obtenus avec des paramétrages différents. Ce qui compte, c'est que le résultat de la modélisation soit en adéquation avec les données observées. Il sera donc essentiel de disposer de longues chroniques contrastées tant du point de vue des pratiques agricoles que de la météorologie pour ajuster le modèle à la fois sur des périodes de faibles et fortes valeurs. Cette phase d'ajustement correspond au calage du modèle.

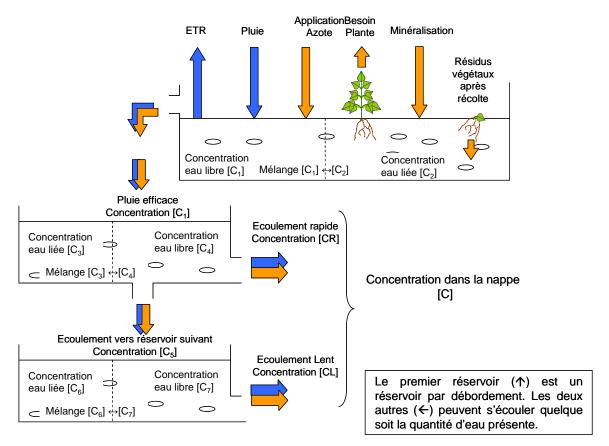


Illustration 2 : Modèle BICHE : principe du fonctionnement du transfert de masse (D'après Thiéry, 1990).

2.1.2. Méthode utilisée

Les paramètres internes, pour la plupart, ne peuvent pas être mesurés. Les valeurs optimales de ces paramètres sont alors déterminées par un processus itératif à partir des valeurs initiales par recherche du meilleur ajustement entre observation et valeurs de sortie calculées par le modèle (calage).

Le calage se fait selon deux critères généralement réalisés successivement (calage de l'un puis de l'autre), parfois simultanément. Ces ajustements correspondent donc à deux simulations distinctes :

- simulation hydrologique : calage des paramètres hydrologiques (paramètres régissant les échanges et les transferts d'eau entre les différents réservoirs du modèle) sur des séries d'observations de débit et/ou de niveau de nappe;
- simulation agronomique: calage des paramètres régissant les échanges et les transferts de masse (nitrates) entre les différents réservoirs. L'ajustement se fait de manière automatique par rapport à des observations de concentrations en nitrate dans la nappe ou le cours d'eau (on parle également de calage « chimique »).

Dans le cas d'un calage en deux temps, les paramètres hydrologiques sont d'abord déterminés, puis ils sont fixés tandis que des plages de valeurs sont attribuées aux paramètres agronomiques. Toutefois, un gain de temps et de qualité du calage « chimique » est observé lorsque l'optimisation porte simultanément sur les paramètres hydrologiques et agronomiques, ce qui conduit avec l'expérience, à réaliser des calages simultanés.

L'illustration ci-dessous (Illustration 3) rappelle les données à acquérir pour réaliser une simulation avec le modèle Biche.

Modèle	Données d'entrée au pas de temps	Chroniques d'observation	
	mensuel	servant au calage	
Hydrologique	Précipitation	Évolutjon piézométrique	
Trydrologique	Évapotranspiration potentielle	et/ou Évolution de Débit	
	Fertilisation		
	Besoins en nitrates des plantes	Évolution des concentrations en nitrate dans l'eau souterraine	
Agronomique	Minéralisation de la matière organique du sol		
	Libération de nitrates par les résidus culturaux		

Illustration 3 : Données nécessaires aux simulations des modèles de Biche.

2.2. DONNÉES D'ENTRÉE COMMUNES À TOUS LES SCÉNARIOS

2.2.1. Chroniques climatiques (P et ETP)

a) Plourhan

Pour le site de Plourhan, les données des pluies mensuelles et de l'ETP (Évapotranspiration potentielle) ont été achetées auprès de Météo-France pour la station de Saint-Brieux-Trémuson (code Météo-France 22372001). Il s'agit de la même station que dans la précédente étude. La station est située à moins de 25 km du site.

Le graphique suivant présente les valeurs de précipitation et d'ETP annuelle (en année hydrologique) à Saint-Brieux de l'année hydrologique 1985/1986 à l'année 2015/2016 (Illustration 4).

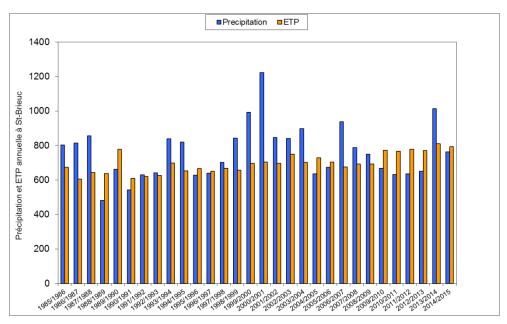


Illustration 4 : Précipitation et évaporation potentielle annuelles utilisées pour les simulations de Plourhan.

Les cinq années complémentaires sont assez différentes des années déjà étudiées puisque les précipitations moyennes sur la période 1985-2010 étaient de 766 mm et les précipitations moyennes sur la période 2011-2015 sont de 632 mm. L'année 2010/2011 est la 5° année la moins pluvieuse et l'année 2011/2012 est la 7° année la moins pluvieuse enregistrée sur la période d'étude. À l'inverse, l'année 2013/2014 est la 2° année la plus pluvieuse de la période d'étude. En terme d'évapotranspiration, les valeurs sont également plutôt supérieures pour les dernières années comparativement aux données plus anciennes.

b) Montet-Chambon

Pour le site d'étude de Montet-Chambon, les données des pluies mensuelles et de l'ETP potentielle proviennent de la station météorologique de Châteauroux (code Météo-France 36063001). La station est située sur l'aéroport, lui-même situé à moins de 5 km du site de captage.

Le graphique suivant présente les valeurs de précipitation et d'ETP annuelles (en année hydrologique) à l'aéroport de Châteauroux de 1985/1986 à 2014/2015 (Illustration 5).

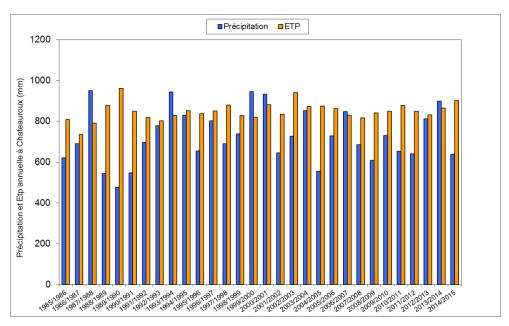


Illustration 5 : Précipitations et évaporation potentielle annuelles utilisées pour les simulations de Châteauroux.

En moyenne, les cinq années complémentaires sont assez peu différentes des années déjà étudiées puisque les précipitations moyennes sur la période 1985-2010 étaient de 725 mm et les précipitations sur la période 2011-2015 sont de 745 mm. Néanmoins, les années 2013 et 2014 sont respectivement les 9° et 5° années les plus pluvieuses des trois décennies étudiées. L'ETP est relativement constante comparativement aux années précédentes.

c) Pentvert

Pour le site de Pentvert, les données des pluies mensuelles ont été acquises auprès de Météo-France pour la station du Mans (code Météo-France 72181001). Pour l'évapotranspiration, les données ont été acquises auprès de Météo-France pour la station d'Alençon (code Météo-France 61001001).

Le graphique suivant présente les valeurs de précipitations annuelles au Mans et d'ETP annuelles à Alençon (en année hydrologique) de la période 1988/1989 à la période 2014/2015 (Illustration 6).

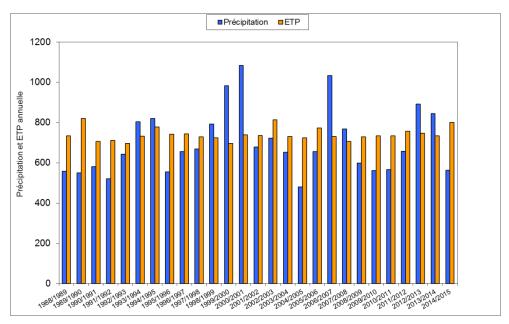


Illustration 6 : Précipitations (Le Mans) et évaporation potentielle (Alençon) annuelles utilisées pour les simulations.

En moyenne, les cinq années ajoutées sont assez similaires aux années déjà étudiées. En effet les précipitations moyennes sur la période 1985-2010 étaient de 698 mm et les précipitations moyennes sur la période 2011-2015 sont de 704 mm. Cette période montre des contrastes assez importants puisque 2010/2011 et 2014/2015 sont des années peu pluvieuses (respectivement les 7° et 8° années les moins pluvieuses de la période étudiée) tandis que 2012/2013 et 2013/2014 sont des années pluvieuses (respectivement les 4° et 5° années les plus pluvieuses de la période étudiée). À l'inverse l'ETP est assez constante sur l'ensemble de la période.

2.2.2. Chroniques piézométriques

a) Plourhan

Malgré la présence, dans le périmètre de protection dans le site de Plourhan, de plusieurs piézomètres et la possibilité de mesurer le niveau dans le puits de captage de la source (n° BSS 02048X00485/P1), il a été jugé préférable de rechercher un piézomètre disposant d'une plus longue chronique à proximité. En effet, les piézomètres sur le site présentent des chroniques d'évolution des niveaux piézométriques trop courtes² pour envisager l'exploitation de ces données.

Une chronique plus longue est disponible au Goudelin (n° BSS: 02047X0072) à environ 10 km de la source, elle dispose de valeurs depuis 2005. Ce piézomètre se situe à l'extérieur du bassin versant mais il concerne des formations géologiques similaires (bien que n'étant pas rattachées à la même masse d'eau). Ce sont, pour rappel, des formations de socle (paragneiss). La chronique de ce piézomètre a été utilisée dans l'étude précédente (Baran *et al.*, 2011).

24

² Il n'y a pas de suivi régulier de ces niveaux d'eau. Les mesures disponibles sont celles acquises lors de l'établissement du périmètre de protection, et des 2 études conduites par le BRGM.

Toutes les données de piézométrie, utilisées dans cette étude, sont issues d'une extraction ADES³ en 2016. L'illustration suivante (Illustration 7) présente les niveaux entre 2005 et 2016.

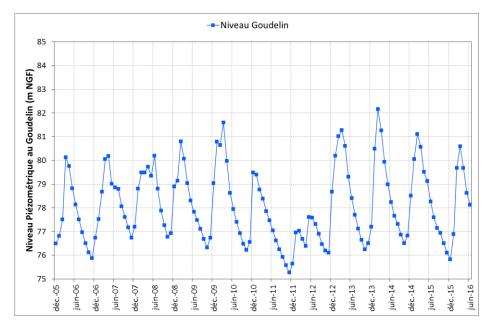


Illustration 7 : Chronique piézométrique de Goudelin (BSS 02047X0072), référence pour la nappe de Plourhan.

Les données recueillies depuis 2011 sont en accord avec les données recueillies avant cette date. Des cycles annuels bien marqués et très réguliers sont observés avec un minimum en décembre et un maximum en mars/avril. Le cycle de la nappe souterraine apparait donc avec un décalage de plusieurs mois (4 à 6 mois) par rapport au cycle saisonnier des précipitations. Le battement de la nappe est de l'ordre de 4 m, mais varie entre 2 m (2012) et 6 m (2013). Certaines années présentent des étiages plus sévères. C'est le cas des années 2006, 2011 et 2015 qui sont des années plutôt sèches. L'année 2011 présente une baisse régulière de niveau particulièrement importante et la recharge qui suit semble incomplète et bimodale, caractère probablement d'ordre climatique puisqu'il se retrouve sur la chronique piézométrique de Montet-Chambon par exemple (Illustration 8).

b) Montet-Chambon

La seule chronique piézométrique suffisamment longue disponible sur le bassin versant de Montet-Chambon est celle recueillie au niveau de l'aéroport (n° BSS 05448X0086/P). Ce piézomètre est localisé en bordure du périmètre de protection des captages de Montet-Chambon (n° BSS 05448X0023/HYAEP et 05448X0024/HYAEP), sur l'aéroport (nord-ouest des captages). Le piézomètre suit la nappe des calcaires jurassiques de Montierchaume, captés à Montet et Chambon. Rappelons que ces captages sont situés sur des drains karstiques, à l'emplacement de sources en rive droite de l'Indre.

³ Portail national d'Accès aux Données sur les Eaux Souterraines - https://ades.eaufrance.fr/

Toutes les données de piézométrie, utilisées dans cette étude, sont issues d'une extraction ADES en 2016. L'illustration suivante (Illustration 8) présente les niveaux entre 1995 et 2016.

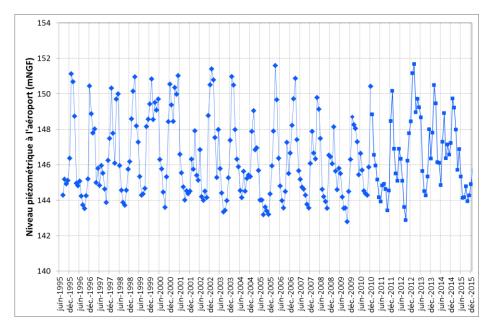


Illustration 8 : Chronique piézométrique à l'aéroport de Châteauroux (BSS 05448X0086/P).

Comme dans le cas de Plourhan, la piézométrie à l'aéroport de Châteauroux marque des cycles annuels. Par rapport à la nappe dans le socle breton (Plourhan), la nappe du calcaire karstique de Châteauroux réagit plus rapidement aux épisodes climatiques. Les minimums des cycles se situent vers le mois d'août/septembre tandis que les maximums se situent vers le mois de janvier/février. Ce qui signifie que les premières pluies de septembre ont un impact quasi immédiat sur le niveau de la nappe. Le système aquifère est donc beaucoup plus réactif sur le plan hydraulique à Montet-Chambon, qu'à Plourhan. Le niveau oscille entre 143 m (2009) et 151,5 m (2013) avec des fluctuations moyennes annuelles de la nappe de l'ordre de 3 m. Les niveaux d'étiage sont plus élevés durant les années 2013 et 2014, années particulièrement pluvieuses.

c) Pentvert

Une chronique longue est disponible à Pentvert pour le suivi du niveau piézométrique. Toutes les données sont issues d'une extraction ADES (BSS : 02873X0005/PZ6). L'illustration suivante (Illustration 9) présente les niveaux entre 1993 et 2015.

La chronique illustre un fonctionnement affecté de deux influences :

- une influence saisonnière, de faible amplitude (0,5 m);
- une influence interannuelle de plus forte amplitude (1,5 m).

Les années d'étiage les plus sévères sont 1996, 1997, 2006 et 2009, le niveau le plus bas étant mesuré en septembre.

Ainsi, les trois chroniques piézométriques sont très contrastées avec :

- une nappe à fluctuation saisonnière prépondérante réagissant avec retard à la recharge (Plourhan);
- une nappe à fluctuation saisonnière prépondérante réagissant très rapidement à la recharge (Montet-Chambon);
- une nappe à fluctuation interannuelle prépondérante, mais avec une réaction saisonnière rapide, illustrant un système à double vitesse de circulation des eaux souterraines (Pentvert).

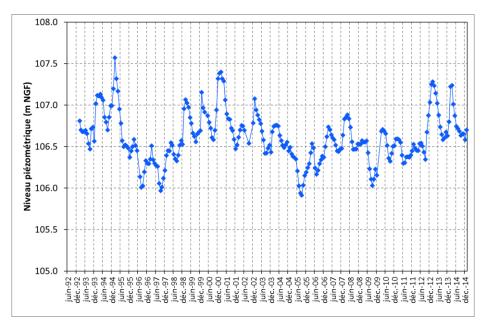


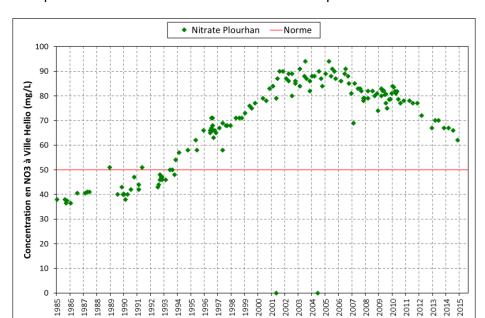
Illustration 9 : Chronique piézométrique de Pentvert (BSS 02873X0005/PZ6)

2.2.3. Chroniques de concentrations en nitrate

a) Plourhan

Sur le captage de Plourhan, plusieurs chroniques de concentrations en nitrates sont disponibles pour la source (02048X0045/P1) :

- mesures réalisées sur le site par le BRGM lors d'une étude précédente (BRGM/RP-60280-FR) (19 données de 2009 à 2010);
- mesures disponibles auprès du réseau de surveillance du Syndicat de Plourhan-Lantic depuis la mise en service du captage (94 données de 1991 à 2015);
- mesures disponibles auprès du réseau de surveillance ARS depuis 1991 de manière complémentaire (91 données de 1985 à 2015).



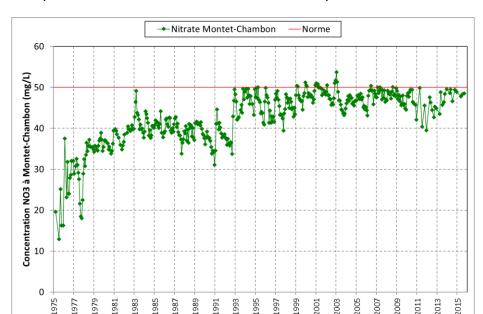
L'Illustration 10 présente l'ensemble de ces mesures sur la période 1985-2015.

Illustration 10 : Chronique de concentrations en nitrate à la source de Ville-Hellio à Plourhan (BSS : 02048X0045/P1 ; plusieurs sources de données).

Les données de concentrations en nitrate recueillies depuis 2011 confirment et accentuent la tendance à la baisse qui semble s'amorcer en 2006 malgré une stabilisation temporaire entre 2008 et 2012.

b) Montet-Chambon

À Montet-Chambon, lors de l'étude précédente des valeurs de concentrations de nitrates issues des eaux de mélange avaient été utilisées à la place des données sur les eaux brutes car de manière générale, les concentrations en nitrate des sources captées de Montet et de Chambon sont proches entre elles et donc de celles des eaux de mélange. Considérer la qualité des eaux de mélange avait permis d'obtenir une chronique plus longue. Pour être homogène avec les données antérieures, une moyenne des valeurs des concentrations des analyses sur les eaux brutes de Montet (BSS : 05448X0024/HYAEP) et de Chambon (BSS : 05448X0023/HYAEP) disponibles sur ADES a été utilisée pour compléter la série de concentrations en nitrate entre 2011 et 2015.



L'Illustration 11 présente l'ensemble de ces mesures sur la période 1985-2015.

Illustration 11 : Chronique de concentrations en nitrate mesurées à Montet-Chambon (BSS 05448X0024/HYAEP et 05448X0024/HYAEP).

Les données de concentrations en nitrate recueillies depuis 2011 sont proches des concentrations observées entre 1993 et 2011. La moyenne est proche de 45 mg de NO₃/L. Les concentrations oscillent entre 40 mg de NO₃/L et 50 mg de NO₃/L et les concentrations supérieures à 50 mg de NO₃/L restent rares. La tendance de la courbe de concentrations a peu évolué sur la période la plus récente.

c) Pentvert

Les mesures de concentration en nitrate disponibles sur le site de Pentvert sont abondantes. En effet, l'enregistrement des nitrates se fait en continu à la station de traitement par un nitramètre qui mesure les eaux brutes 24 fois par jour. Certaines de ces données reportées sont disponibles dans ADES (qualitomètre BSS : 02877X0003/F).

> ◆ Pentvert nitrate Norme 120 110 Concentration NO3 à Pentvert (mg/L) 80 70 60

L'Illustration 12 présente l'ensemble de ces mesures sur la période 1985-2015.

Illustration 12 : Chronique de concentrations en nitrate mesurées à Pentvert (BSS: 02877X0003/F).

1997 6661 2000

2001

2002 2003 2004

Par rapport à l'étude précédente, ce travail a permis d'ajouter des données après 2010, mais aussi des valeurs de concentrations en nitrates avant 1986. L'ensemble de la chronique montre une inversion de tendance en 2001. Après 20 ans de croissance (de 60 à 110 mg/L), les quatre années suivantes (2001-2005) ont enregistré une légère décroissance. Néanmoins, sur les dernières années la moyenne reste stable puisque à peu près égale à 90 mg/L depuis 2009. On notera toutefois que les fluctuations intra-annuelles peuvent être importantes.

2.2.4. Série de minéralisation de la matière organique du sol

1992 1993 1994 9661 8661

1991

50

40

L'essentiel de l'azote apporté au printemps est absorbé par les plantes pendant la période de croissance. Après la période végétative, la biomasse microbienne continue de minéraliser l'azote organique et produit de l'azote minéral. Il existe plusieurs modèles permettant de prédire la quantité d'azote minéralisée dans le sol, la plupart étant basés sur la détermination d'un ou plusieurs « pools » d'azote minéralisable (azote potentiellement « minéralisable ») et de leur vitesse respective de minéralisation (taux constant). Pour cette étude, un modèle simple à un seul pool a été utilisé pour limiter les paramètres à acquérir. Certaines études (De Willigen, 1991, Valé, 2006) tendent à prouver que la minéralisation de l'azote n'est pas mieux simulée avec un modèle de premier ordre à quatre pools qu'avec un modèle d'ordre zéro à un seul pool.

Dans cette étude, l'équation utilisée pour calculer la minéralisation est donc une équation à un seul pool qui se présente sous la forme suivante :

$$Nmin = K \times t$$

Avec : Nmin = quantité d'azote minéralisée au temps t (kgN/ha) K = vitesse de minéralisation de l'azote humifié (KgN/ha/t) t = unité de temps

La minéralisation est calculée en pré-modélisation puis les résultats sont intégrés dans BICHE. L'intérêt de cette équation par rapport aux valeurs forfaitaires, utilisées dans l'équation du bilan de masse, est que le pas de temps est modulable et des valeurs mensuelles peuvent être obtenues.

La valeur de K a été optimisée pour que la valeur de Nmin soit compatible avec les valeurs observées sur le terrain. Une vitesse de 0,55 Kg de N/ha/j est parfois préconisée (Valé *et al.*, 2007). Cette valeur est une agrégation des valeurs des taux de matière organique et d'azote organique du sol ainsi que de leur vitesse de dégradation.

Avertissement: ce mode de calcul de la minéralisation a été utilisé pour toutes les simulations sauf pour le scénario « Validation » du site de Pentvert pour lequel la minéralisation de la matière organique du sol a été calculée selon une méthode décrite dans la notice de BICHE (Thiéry, 1990). La méthode de la notice de BICHE a été utilisée pour rester en cohérence avec l'étude précédente pour laquelle cette méthode avait été choisie pour uniquement le site de Pentvert en 2011.

2.2.5. Série de libération de nitrate par les résidus culturaux

Les résidus de récolte peuvent être une source d'azote non négligeable dans le sens où l'azote mobilisé durant le cycle de la plante est en partie redistribué après la récolte. Il ne s'agit que de redistribution temporelle de l'azote au travers du cycle de vie/dégradation de la plante. Le taux réel d'incorporation des résidus est très variable et peut dépendre des conditions climatiques. Il dépend aussi des pratiques culturales après récolte (labour, semis direct). Pour cette étude, des valeurs moyennes prises dans la littérature seront utilisées. En effet, une mesure d'azote sur tous les résidus de récolte semble difficilement réalisable ; obtenir ces valeurs sur une vingtaine d'année est généralement impossible.

Les sources de données sont essentiellement des sources locales (ex : CA Bretagne, 2008, CA Bretagne, 2013) mais des références nationales ont aussi été utilisées (Soltner, 1999).

2.3. DONNÉES D'ENTRÉE SPÉCIFIQUES À CHAQUE SCÉNARIO

Les scénarios seront présentés en détail plus loin. Ils répondent aux objectifs énumérés en introduction, à savoir :

- le modèle peut-il être validé ? (scénario « Validation ») ;
- le modèle peut-il être amélioré ? (scénarios « Simplification » et « Nouvelle référence ») ;
- le modèle donnerait-il des résultats acceptables à partir de données moins précises ? Par rapport aux simulations réalisées, cela consiste à « dégrader » les données d'entrées en utilisant non pas l'ensemble des informations collectées mais uniquement les données des statistiques agricoles (scénario « Statistiques » à l'échelle de la commune ou de la région).

Les données spécifiques à chaque scénario concernent :

- l'occupation des sols, c'est-à-dire la proportion qu'occupent non seulement les cultures sur la surface agricole utile mais également les espaces boisés, les friches, zones enherbées et zones urbaines sur le territoire :
- les besoins des plantes : ils sont obtenus pour chaque culture de manière indirecte, en analysant les rendements des cultures sur le territoire (souvent relevés à la parcelle par les exploitants);
- les fertilisations : elles sont estimées soit sur avis d'expert, soit indirectement à partir du rendement des cultures.

2.3.1. Occupation du sol

Un travail préparatoire est nécessaire pour connaître et représenter dans le modèle l'ensemble des cultures présentes sur le bassin. En effet, la surface occupée par chaque culture doit être rapportée à sa contribution dans le bassin.

La première étape est donc de déterminer les cultures présentes sur la zone d'étude sur une période longue. Les couverts végétaux ne sont pas de cultures référencées dans les statistiques agricoles. À partir de 2012 (date à partir de laquelle les couverts sont obligatoires dans les zones vulnérables), en fonction des surfaces en culture de printemps, des surfaces de couverts végétaux ont été considérées.

Les sources de données sont multiples et dépendent des scénarios. Pour les scénarios « Validation » et « Nouvelle référence », les données utilisées sont les plus détaillées pouvant être obtenues, généralement à l'échelle de la parcelle agricole, à partir d'enquêtes ou d'études locales.

Les sources de données pour chaque scénario sont détaillées en annexe 2.

Pour les scénarios « Simplification » et « Statistiques », les données proviennent de sources plus globales, à l'échelle de la commune ou de la région, obtenues pour l'essentiel à partir de statistiques du ministère de l'agriculture (RPG, Registre Parcellaire Graphique, site internet Agreste). Elles permettent de connaitre la Superficie Agricole Utilisée (SAU⁴) ainsi que la répartition de cette superficie entre les cultures (ex : blé, mais, colza). Ces données sont issues d'enquêtes auprès des exploitations agricoles jugées représentatives. Les statistiques sont disponibles pour cinq dates 1970, 1979, 1988, 2000 et 2010. Pour les années sans information, l'information voisine est extrapolée linéairement en fonction des bornes qui encadrent les données absentes ou de la tendance des données voisines. Pour les années 2011-2015, une répétition des valeurs de l'année 2010 a été réalisée dans le cas des scénarios « Statistiques » (Agreste, 2018).

Les surfaces de cultures sont considérées année par année pour l'ensemble du bassin versant et seule une donnée moyenne par culture est utilisée. Ainsi, les différences entre un blé précédent pois et un blé précédent blé ne sont pas considérées, bien que le premier est généralement moins fertilisé que le second. Le choix d'ignorer les précédents a été fait car celui-ci est souvent inconnu avant l'introduction du RPG. De plus, l'impact de la prise en compte du précédent dans la fertilisation dans la modélisation peut parfois être minime.

a) Plourhan

Sur le site de Plourhan, dans les années 1990, les pois et les légumes (pomme de terre et surtout choux-fleur) occupaient une place importante (Illustration 13). Depuis le milieu des années 1990, le maïs et les Surfaces Toujours en Herbe (STH) ont pris beaucoup plus d'importance. Sur les cinq années ajoutées (2011-2015), les surfaces en blé et en herbe ont encore augmenté. Entre l'enquête de la chambre d'agriculture de 1995 et celle de 2008, les superficies des différentes cultures du bassin ont beaucoup évolué. Du fait de la faible superficie du bassin d'alimentation du captage (estimée à une centaine d'hectares – Baran et al., 2011), une modification sur quelques parcelles peut affecter un pourcentage élevé d'occupation du sol, ce qui confère à l'évolution de l'occupation du sol une dynamique que n'ont pas les grands bassins. La sensibilité des petits bassins à la modification de l'occupation du sol avait déjà été relevée dans une étude BRGM précédente (Gutierrez et al. 2011).

-

⁴ La superficie agricole utilisée (SAU) est une notion normalisée dans la statistique agricole européenne. Elle comprend les terres arables (y compris pâturages temporaires, jachères, cultures sous abri, jardins familiaux,...), les surfaces toujours en herbe et les cultures permanentes (vignes, vergers,...).

En dépit de ces variations importantes, la Superficie Agricole Utilisée (SAU) est restée pratiquement constante pour ce site d'étude (autour de 68-70 % du bassin).

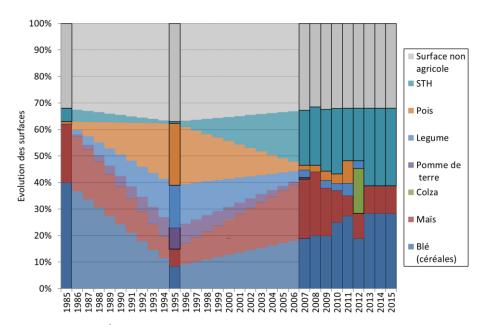


Illustration 13 : Évolution de l'occupation du sol à l'échelle de la zone d'étude de Plourhan (les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations).

b) Montet-Chambon

Grâce aux travaux de la chambre d'agriculture de l'Indre, l'occupation du sol réelle sur l'ensemble de la Surface Agricole Utilisée (SAU) du site d'étude est pratiquement connue sur toute la période d'étude. Celle-ci représente environ 3 200 ha.

Les surfaces cultivées dans le bassin de Montet-Chambon sont occupées, pour une large part (plus de 50 % de la SAU) par les céréales à paille (blé, orge). Le colza est la culture dont les superficies ont le plus augmenté sur la période étudiée au détriment des surfaces en herbe. Les cinq années ajoutées à la simulation de 2011 voient apparaitre du maïs.

Dans la présente simulation, une partie de la surface en herbe représente la superficie enherbée de l'aéroport et de la zone militaire pouvant être traitée comme de la surface en herbe agricole (environ 5 % de la surface totale). L'ensemble des surfaces non agricoles occupe 30 % (1 400 ha) des 4 600 ha de la zone d'étude. Ces surfaces sont restées constantes sur l'ensemble de la période étudiée (1975-2015). Le graphique ci-dessous (Illustration 14) présente l'occupation du sol rapportée à la superficie totale du bassin d'alimentation du captage (et non à la SAU comme dans le rapport précédent).

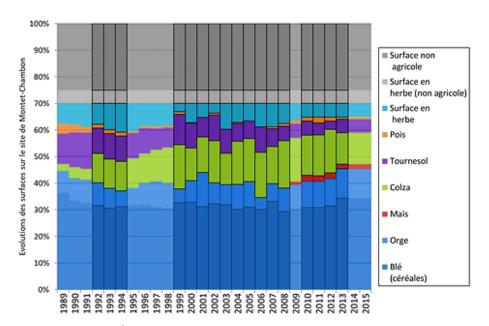


Illustration 14 : Évolution de l'occupation du sol à l'échelle du site d'étude du Montet-Chambon (les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations).

c) Pentvert

L'évolution de l'occupation du sol sur le site d'étude de Pentvert montre que les céréales à pailles sont de loin les cultures les plus présentes. Entre 1994 et 2010, les surfaces en herbe et en maïs ont diminué tandis que les surfaces en colza et en blé sont de plus en plus présentes. Durant les cinq dernières années ajoutées au modèle, les pourcentages d'occupation du sol sont globalement restés constants et très proches de ce qu'ils étaient en 2010. La surface agricole utile (SAU) pour le site d'étude représente 2 400 ha pour 2 700 ha de surface totale d'après la délimitation de l'Aire d'Alimentation du Captage (AAC). À partir de 1991, afin d'essayer de diminuer les concentrations en nitrate dans la nappe, environ 1 % de la surface du site a été convertie en peupliers.

Contrairement aux deux autres sites, à Pentvert, les surfaces utilisées pour la modélisation avaient été calculées à partir de la SAU et non à partir de la surface totale, aucune surface « non agricole » n'avait été prise en compte initialement. Ce choix avait été fait car la surface non agricole était faible sur ce site.

Pour pouvoir comparer les nouvelles simulations avec celles de 2010, ce choix sera conservé pour le scénario « Validation ». En revanche, dans les scénarios suivants, les surfaces d'évolution de l'occupation du sol seront recalculées pour intégrer les surfaces non agricoles afin que les trois scénarios soient homogènes (Illustration 15).

Sur le site d'étude de Pentvert, les surfaces non agricoles représentent 12 % des 2 700 ha de la surface totale. Selon les informations à disposition, la surface non agricole est pratiquement constante sur l'ensemble de la période étudiée (1989-2015), elle évolue peu lors de la plantation des peupliers (+1 % de surface non agricole).

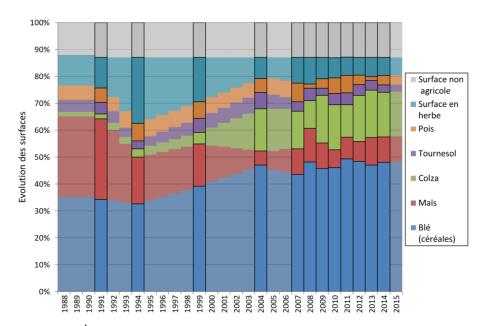


Illustration 15 : Évolution de l'occupation du sol à l'échelle du site d'étude du Pentvert (en prenant en compte les surfaces non agricole), (les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations).

2.3.2. Série de besoins en nitrate des plantes

Les besoins des cultures ne sont pas des données accessibles par année et par culture. Ils sont en revanche accessibles au travers du rendement qui est une variable plus facile à obtenir. En effet, le rendement des cultures est souvent relevé à la parcelle par les exploitants. Pour transformer les données de rendement en données de besoin, il faut passer par trois étapes.

La **première étape** consiste en la récupération des rendements. Pour les cultures sélectionnées, la chronique de rendement provient des données statistiques disponibles auprès du Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt à l'échelle départemental (Agreste, 2018) ou quand elles sont disponibles auprès des agriculteurs du site.

La **deuxième étape** est la traduction du rendement en besoin à l'aide du « Besoin unitaire des cultures » (en Kg de N/qx). Les sources utilisées sont des sources locales. Dans le cas du site du Plourhan, il s'agit de document de la chambre d'agriculture (CA Bretagne, 2008, CA Bretagne, 2013). Pour l'étude sur le site de Montet-Chambon, des sources essentiellement régionales ont été utilisées (GREN Centre, 2015). Pour l'étude sur le site de Pentvert, des sources à l'échelle régionale ont été utilisées (Arrêté « GREN », 2015).

La **troisième étape** consiste à traduire une donnée de rendement qui est annuelle (relevée à la récolte) en des données quotidiennes. L'utilisation des courbes d'absorption permet de transformer une donnée annuelle en données quotidiennes (par ex : CIPF, 2006, YARA, 2004). Des dates de semis et de récolte réalistes pour la zone ont été appliquées aux courbes de besoin d'absorption théoriques. Des résultats d'enquêtes nationales par département (Agreste, 2014) ont été utilisés.

2.3.3. Série de fertilisation en nitrate des plantes

La fertilisation n'est pas une donnée souvent disponible, surtout avant les années 2010. Il existe deux méthodes pour générer la série de fertilisation :

- soit une série de fertilisation est calculée à partir de la série de rendement ;
- soit une série de fertilisation est créée sur avis d'expert grâce aux connaissances acquises sur la zone.

Dans l'étude BRGM de 2011 la série de fertilisation a été créée sur avis d'expert. Pour le scénario « Validation » et le scénario « Nouvelle Référence » qui en découle, cette méthode a donc été conservée.

Dans l'objectif de tester un mode opératoire de BICHE moins lourd en termes de recherche de données et de constitution de fichiers, une simplification de l'estimation a été proposée en calculant la fertilisation à partir du rendement. Ce test constitue le scénario « Simplification ». Les scénarios « Statistiques communales » et « Statistiques départementales » utilisent cette simplification.

L'équation retenue pour le calcul de la fertilisation est une équation basée sur le bilan de masse prévisionnel. Cette méthode est la plus préconisée en France (COMIFER, 2013). Une version simplifiée de l'équation proposée a été utilisée. La simplification porte notamment sur l'absence de prise en compte des effets des engrais organiques et des retournements de prairie. L'équation utilisée ainsi que les données peuvent être trouvées en Annexe 1.

2.3.4. Période de démarrage

Le débit, le niveau et la concentration en nitrate des premières années d'observation disponibles dépendent généralement des données climatiques et agricoles des années précédentes du fait de l'inertie du système sol-ZNS-nappe. Un certain nombre d'années de démarrage est donc nécessaire pour initialiser le système. Les valeurs calculées pendant ces années de démarrage servent à « remplir » les différents réservoirs en nitrate et en eau. Un cycle de plusieurs années est déterminé de manière à ne pas avoir uniquement une situation identique (climatique et agronomique) répétée n fois, mais un ensemble d'années traduisant la variabilité d'une année sur l'autre, appelé « cycle ». Ce cycle est répété n fois.

Dans l'exemple ci-dessous (Illustration 16), cinq années sont répétées quatre fois (quatre cycles de cinq années). Dans les simulations ci-dessous, le nombre d'années répétées ne varie pas (cinq années fixées arbitrairement), le nombre de cycles peut varier en fonction de la longueur de la chronique initiale. Le principe est de réaliser une simulation commençant au début de l'utilisation des engrais minéraux dans l'agriculture, c'est-à-dire vers 1950-1960.

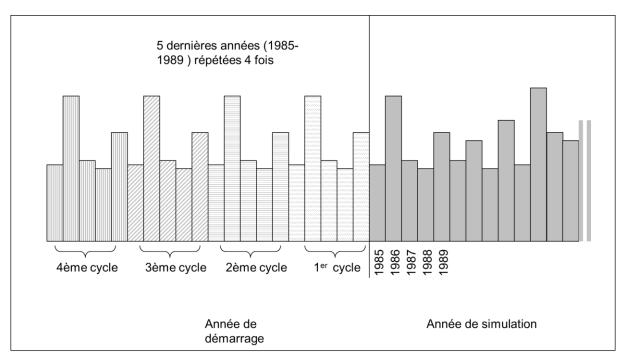


Illustration 16 : Année de démarrage sous BICHE, pour un paramètre quelconque.

3. Résultats

Le principe des calculs du modèle BICHE a été décrit dans les rapports précédents. Nous rappellerons simplement ici que le modèle cherche à s'ajuster au mieux sur les données de niveau piézométrique et de concentration en nitrates qui lui sont fournies. Cet ajustement se fait par optimisation des paramètres sous contraintes : des plages de valeurs plausibles sont définies pour chaque paramètre. Le modèle recherche les configurations de paramètres qui satisfont l'amélioration du critère de Nash, ou R², qui est l'estimation de la moyenne des carrés des écarts (entre observation et simulation) normée par la variance des observations. R² permet d'apprécier l'ajustement (plus il est proche de 1, moins il y a d'écart avec les observations). Toutefois il n'est pas le seul critère dans la mesure où ce qui est recherché dans la modélisation est la représentation des tendances et non des détails. L'appréciation visuelle des résultats du modèle est au moins aussi pertinente, si ce n'est plus, que celle du critère de Nash.

3.1. RÉSULTATS : SCÉNARIO « VALIDATION »

3.1.1. Principe

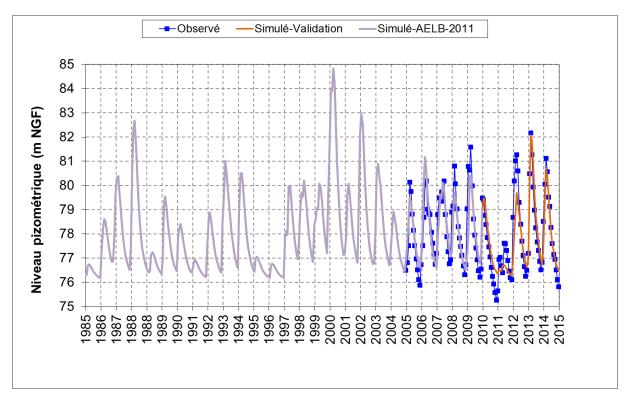
Le scénario « Validation » est une extension du scénario réalisé en 2011 (Baran, *et al.*, 2011). La poursuite de la simulation a été réalisée en utilisant les mêmes méthodes de collecte pour les données agronomiques 2011-2015 ainsi que les données météorologiques appropriées. Les mêmes valeurs de paramètres de calage que celles utilisées en 2011 ont été utilisées.

3.1.2. Plourhan

a) Simulation hydrologique

Le résultat du scénario « Validation » pour la simulation des niveaux piézométriques ainsi que les valeurs de calage associées sont présentés ci-dessous (Illustration 17). Le coefficient de corrélation entre les résultats de ce scénario et les données observées est élevé (R²=0,89).

L'ajout de plusieurs années de données de pluie, d'évaporation et de niveau piézométrique ne dégrade pas la simulation par rapport au calage de 2011 (R² était de 0,87). L'utilisation du jeu de paramètres du calage retenu dans le premier rapport reste tout à fait justifiée pour simuler les évolutions de niveaux piézométriques dans le site de Plourhan. Au vu des résultats de la simulation hydrologique, le calage des paramètres hydrologiques de 2011 est validé.



Paramètre du module « hydrologique »	Valeur « Validation » et « AELB-2011 »
Niveau de base (m NGF)	76.1
Coefficient d'emmagasinement équivalent (-)	4.63e-3
Correction globale de la Pluie (%)	-10
Correction globale de l'ETP (%)	-9.6
Capacité de la réserve superficielle (RuMax) (mm)	150
Hauteur de répartition Ruissellement-Percolation (mm)	150
Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois)	2.59
Temps de 1/2 tarissement Souterrain 1 (mois)	1
R ²	0.89
Période de démarrage	4 x 5 années
Année de démarrage	1985
Recharge moyenne annuelle (1995-2015)	117 mm

Illustration 17 : Plourhan : simulations pluie-niveau du scénario « Validation » et tableau des valeurs de calage associées.

Par souci de cohérence, nous pouvons comparer la recharge moyenne calculée par le modèle avec celle estimée à partir des écoulements souterrains. Pour ce faire, il suffit de diviser le débit total de la source captée par la surface de son bassin d'alimentation. Ce calcul est bien évidemment dépendant des hypothèses sur les surfaces contributives et sur l'estimation du débit naturel, ce qui est complexe dans le cas de Plourhan (source captée avec trop plein et influence du ruissellement superficiel).

L'étude Calligée (2008) estime l'aire d'alimentation du captage à 63,4 ha, une surface légèrement plus importante que celle du bassin versant topographique (55,5 ha) en raison d'une contribution souterraine depuis le sud du bassin.

Les données de production mentionnées pour 1998-2003 dans le rapport de l'hydrogéologue agréé et communiquées pour 2003-2015 par le syndicat des eaux aboutissent à une moyenne de 56 418 m³ par an. L'écoulement naturel non capté par les prélèvements est difficile à estimer en raison de la complexité du système et de la rareté des jaugeages.

Des mesures ont été faites par Calligée en 2007-2008 et par le BRGM en 2017-2018. L'écoulement moyen non influencé par le ruissellement direct pourrait être de l'ordre de 0,2 à 0,5 l/s (parfois moins, non mesurable).

Surface : 634 000 m² Débit prélevé : 56 418 m³

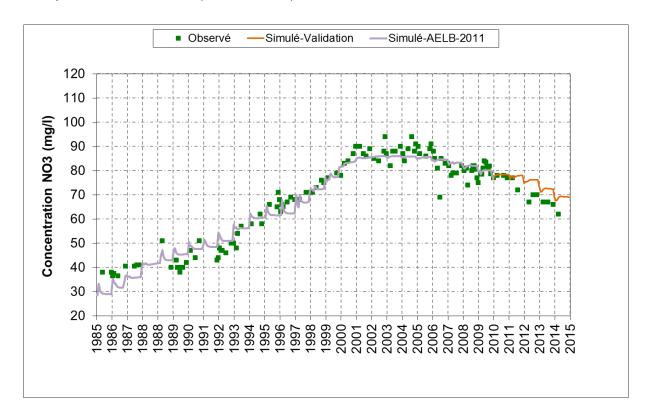
Débit naturel non prélevé : 6 312 à 15 779 m³

Recharge estimée : 99 mm à 114 mm.

La recharge moyenne annuelle calculée par le modèle est donc bien du même ordre de grandeur (117 mm).

b) Simulation des concentrations en nitrate

La simulation des concentrations en nitrate du scénario « Validation » permet d'obtenir un coefficient de corrélation entre les données simulées et les données observées très élevé (R²=0,95). Néanmoins, les nouvelles données mesurées de concentrations sont plus basses que celles simulées par le modèle et l'ajustement est légèrement dégradé par rapport à celui de 2011 (R²=0,97). L'écart final en 2015 est de 10 mg/L entre les concentrations simulées et les concentrations observées. Le résultat du scénario ainsi que les paramètres de la simulation sont présentés ci-dessous (Illustration 18).



Paramètre du module « agronomique »	Valeur « Validation » et « AELB-2011 »
Temps de mélange dans le réservoir Superficiel (mois)	0.5
Temps de mélange dans le réservoir Interméd. (mois)	0.5
Temps de mélange dans le réservoir Souterrain 1 (mois)	0.5
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Superficiel (mm)	1 184
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Intermédiaire (mm)	980
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Souterrain 1 (mm)	725
Coefficient de correction des Applications (%)	-15
Coefficient de correction des Besoins en NO3 (%)	-11
Coefficient de correction de la Minéralisation (%)	1.2
R ²	0.96
Période de démarrage	4 x 5 années
Année de démarrage	1985

Illustration 18 : Plourhan : simulations des concentrations en nitrate du scénario « Validation » et tableau des valeurs de calage associées.

Le jeu de paramètres déterminé en 2011 restitue correctement la tendance à la diminution des concentrations observées sur le site mais la baisse simulée est moins importante que celle réellement observée. Pour la suite de l'étude il parait nécessaire de reprendre le calage pour l'affiner et constituer une nouvelle référence. Ce sera fait au chapitre 3.2.

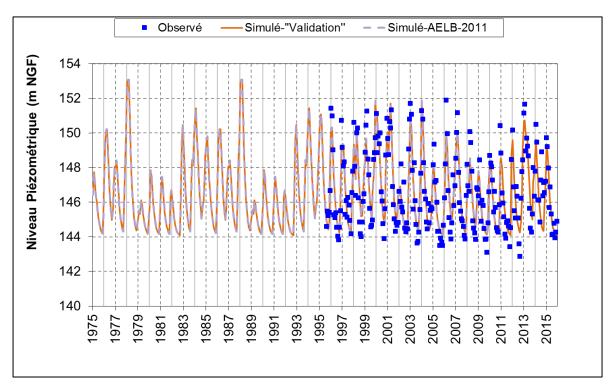
3.1.3. Montet-Chambon

a) Simulation hydrologique

Le coefficient de corrélation (données observées - données simulées) de la simulation des niveaux piézométriques était de 0,84 sur la période 1975-2010. L'extension de la simulation porte ce chiffre à 0,89. Comme pour Plourhan, l'ajout de nouvelles données n'impacte pas la qualité de la simulation par rapport au calage antérieur, au contraire il l'améliore, ce qui signifie que le modèle hydrologique est particulièrement robuste. Le modèle ne retranscrit pas avec exactitude tous les extrêmes (dont l'amplitude peut être particulièrement forte – près de 10 m – du fait du caractère karstique de l'aquifère) mais la régularité des fluctuations piézométriques est bien simulée. (Illustration 19).

La recharge moyenne calculée par le modèle hydrologique est de 181 mm. Il est difficile de contrôler la cohérence de ce chiffre pour plusieurs raisons. D'une part la surface du bassin d'alimentation est mal connue. Elle est fixée à 46 km² car cela correspond à la zone retenue par la chambre d'agriculture pour le suivi à la parcelle qu'elle a mené jusqu'en 2010. La présence de l'aérodrome dans le bassin constitue une superficie imperméabilisée importante. D'autre part, les sources sont des drains karstiques dans lesquels des pompes prélèvent en fonction de la demande. Le trop plein n'est pas mesuré. Enfin, il y a peut-être également des sorties diffuses vers les alluvions de l'Indre.

Toutefois, un calcul basé sur la production moyenne des sources en 2009 (16 500 m³/j soit 6 millions de m³ par an) est utilisé pour donner une valeur minimale de la recharge. Pour un bassin de 46 km², la recharge ainsi estimée doit être supérieure à 131 mm. Considérant les volumes d'eau non comptabilisés, le chiffre de 181 mm donné par le modèle apparait réaliste.

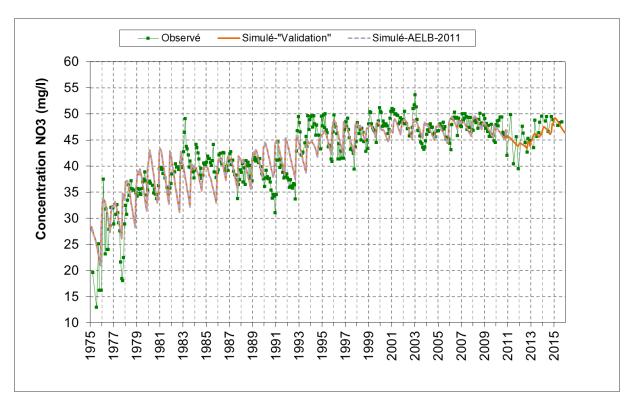


Paramètre du module « hydrologique »	Valeur « Validation » et « AELB-2011 »
Niveau de base (m NGF)	144
Coefficient d'emmagasinement équivalent (-)	9.65 e -3
Correction globale de la Pluie (%)	5
Correction globale de l'ETP (%)	-5
Capacité de la réserve superficielle (RuMax) (mm)	59.5
Hauteur de répartition Ruissellement-Percolation (mm)	249.9
Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois)	0.82
Temps de 1/2 tarissement Souterrain 1 (mois)	1.5
R ²	0.89
Période de démarrage	2 x 5 années
Année de démarrage	1975
Recharge moyenne annuelle (1995-2015)	181 mm

Illustration 19 : Montet-Chambon : simulations pluie-niveau du scénario « Validation » et tableau des valeurs de calage associées.

b) Simulation des concentrations en nitrate

En dépit d'un coefficient d'ajustement légèrement plus faible après l'ajout des cinq années de mesure (0,75 contre 0,78), la chronique simulée des nitrates est visuellement bien validée par cet exercice : les tendances d'abord à la baisse puis à la hausse sur les cinq dernières années sont parfaitement représentées et la courbe simulée passe au centre des données observées. Cette modélisation peut être considérée comme particulièrement réussie (Illustration 20).



Paramètre du module « agronomique »	Valeur « Validation » et « AELB-2011 »
Temps de mélange dans le réservoir Superficiel (mois)	0.73
Temps de mélange dans le réservoir Interméd. (mois)	0.05
Temps de mélange dans le réservoir Souterrain 1 (mois)	10
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Superficiel (mm)	1 183
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Intermédiaire (mm)	1 499
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Souterrain 1 (mm)	500
Coefficient de correction des Applications (%)	5.1
Coefficient de correction des Besoins en NO3 (%)	10.5
Coefficient de correction de la Minéralisation (%)	-5.5
R ²	0.75
Période de démarrage	2 x 5 années
Année de démarrage	1975

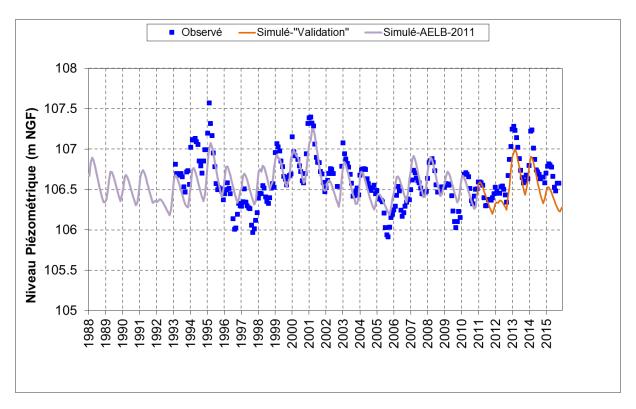
Illustration 20 : Montet-Chambon : simulations des concentrations en nitrate du scénario « Validation » et tableau des valeurs de calage associées.

3.1.4. Pentvert

a) Simulation hydrologique

La simulation des niveaux piézométriques du scénario « Validation » permet d'obtenir un coefficient de corrélation entre les données simulées et les données observées relativement élevé (R²=0,73). Ce coefficient est légèrement meilleur que celui obtenue lors du calage de 2011 (R²=0,71). Le résultat du scénario ainsi que les valeurs de calage associées sont présentés ci-dessous (Illustration 21).

Les données simulées sur la période d'extension de 2011 à 2015 sont systématiquement légèrement sous-estimées. La sous-estimation est plus importante en période de hautes-eaux, mais même dans les pires conditions climatologiques (ex: année 2013), l'écart entre les valeurs mesurées et simulées reste de 30 cm maximum.



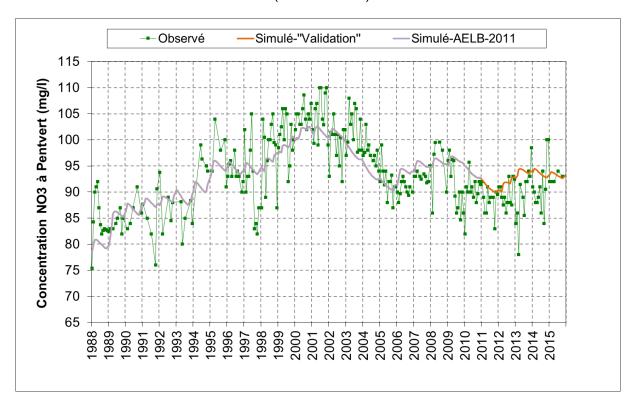
Paramètre du module « hydrologique »	Valeur « Validation » et « AELB-2011 »
Niveau de base (m NGF)	105.9
Coefficient d'emmagasinement équivalent (-)	4.30 e-2
Correction globale de la Pluie (%)	-15
Correction globale de l'ETP (%)	-15
Capacité de la réserve superficielle (RuMax) (mm)	53.7
Hauteur de répartition Ruissellement-Percolation (mm)	30
Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois)	4
Temps de 1/2 tarissement Souterrain 1 (mois)	3.6
R ²	0.73
Période de démarrage	6 x 5 années
Année de démarrage	1988
Recharge moyenne annuelle (1995-2015)	70 mm

Illustration 21 : Pentvert : simulations pluie-niveau du scénario « Validation » et tableau des valeurs de calage associées.

Dans le cas de cette simulation, la valeur de la recharge calculée par le modèle apparait plus faible (70 mm) que la recharge estimée dans l'étude BRGM/RP-68522-FR (Chrétien, 2018) qui est de 176 mm. L'étude ANTEA (Lebreton et Seguin, 1999) quant à elle estimait la recharge entre 136 mm/an et 179 mm/an. Le modèle hydrologique nécessite donc un nouveau calage pour essayer d'augmenter la recharge vers des valeurs plus en cohérence avec les estimations obtenues avec ces nouveaux travaux.

b) Simulation des concentrations en nitrate

Les concentrations en nitrate simulées sont relativement proches des concentrations observées avec un coefficient de corrélation R²=0,67 en légère baisse par rapport à celui de 2011 (R²=0,71). Cependant, il est difficile de déterminer une tendance dans les données observées des cinq dernières années et les simulations, très lissées, n'épousent pas vraiment les évolutions saisonnières éventuelles (Illustration 22).



Paramètre du module « agronomique »	Valeur « Validation » et « AELB-2011 »	
Temps de mélange dans le réservoir Superficiel (mois)	0.3	
Temps de mélange dans le réservoir Intermédiaire (mois)	3.6	
Temps de mélange dans le réservoir Souterrain 1 (mois)	0.25	
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Superficiel (mm)	4999.9	
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Intermédiaire (mm)	4999.9	
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Souterrain 1 (mm)	180.4	
Coefficient de correction des Applications (%)	15	
Coefficient de correction des Besoins en NO3 (%)	-4.6	
Coefficient de correction de la Minéralisation (%)	15	
R ²	0.67	
Période de démarrage	6 x 5 année	
Année de démarrage	1988	

Illustration 22 : Pentvert : simulations des concentrations en nitrate du scénario « Validation » et tableau des valeurs de calage associées.

3.1.5. Scénario « Validation » - Conclusion

Les simulations de ce scénario sont en réalité un exercice de validation de la modélisation qu'il est rarement possible de réaliser. En reprenant le modèle BICHE calibré sur les trois sites en 2011, et en ajoutant les données d'entrée de cinq années supplémentaires sans modifier les paramètres de calage, le scénario « validation » a démontré l'intérêt et la validité des trois modèles. Pour chacun, les tendances simulées tant sur les fluctuations de niveau piézométrique que de concentrations en nitrate dans la nappe sont bien respectées. Pour l'un d'entre eux, Montet-Chambon, la simulation passe remarquablement au milieu des observations.

Évidemment, le scénario « Validation » n'a pas consisté à comparer les prédictions faites en 2011 avec les observations. Cela n'aurait pas de sens pour valider le modèle, puisque les prédictions étaient basées sur des hypothèses de données d'entrée impossibles à connaître avec précision à l'avance : variables climatiques et assolements en particulier.

En réalité, tout ajout de nouvelles données constitue le plus souvent un élément complémentaire utile au calage. C'est la raison pour laquelle, les exercices de validation sont difficiles à réaliser dans une modélisation. Comme l'indiquent Y. Barthelemy et J.-J. Seguin dans leurs recommandations sur la modélisation (Barthelemy & Seguin, 2016), « plusieurs arguments militent en général pour étendre au maximum la période de calage, en incluant notamment les dernières observations disponibles car les périodes les plus récentes contiennent souvent des informations déterminantes pour le calage du modèle, soit pour le consolider avec des observations inédites, soit pour le confronter à de nouvelles configurations ». En reprenant le modèle après plusieurs années, l'exercice de validation est au contraire la première étape de tout nouveau scénario.

Dans le cas des trois sites modélisés, même si les modèles apparaissent valides car ils représentent relativement bien les tendances observées (piézométrie et concentrations en nitrate), ils peuvent encore être améliorés suite à l'ajout de ces nouvelles données. C'est pourquoi il est proposé un scénario « Nouvelle référence », qui reprendra le scénario « Validation » mais en se donnant l'autorisation d'ajuster au mieux les paramètres de calage afin d'épouser du mieux possible les observations des années les plus récentes. Cette condition est indispensable pour élaborer de nouveaux scénarios prédictifs.

3.2. RÉSULTATS: « NOUVELLE RÉFERENCE »

3.2.1. Principe

Dans cette partie, le scénario « Validation » a été recalé afin de constituer un paramétrage de référence qui tient compte du meilleur ajustement possible avec la totalité des données disponibles c'est-à-dire jusqu'à fin 2015. Il sera utilisé ensuite pour comparaison avec les différents scénarios de paramétrage des données agronomiques présentés par la suite (« simplification » ; « statistiques communales » ; « statistiques départementales »).

Il s'agit donc des mêmes données d'entrée que celles utilisées pour le scénario « Validation », mais en recherchant l'optimisation des paramètres d'ajustement selon la méthodologie décrite au chapitre 2.1.2. Les résultats n'appellent pas de commentaires particuliers. Ils sont présentés sur les illustrations suivantes (Illustration 23 à Illustration 31) pour rendre compte graphiquement de leur qualité et de leur amélioration par rapport au scénario « Validation ».

Des contraintes ont néanmoins été ajoutées lors du calage des scénarios « Nouvelles références ». D'abord, lors des simulations hydrologiques, une attention plus importante a été apportée à la recharge. Il s'agit d'un résultat de simulation au même titre que la concentration

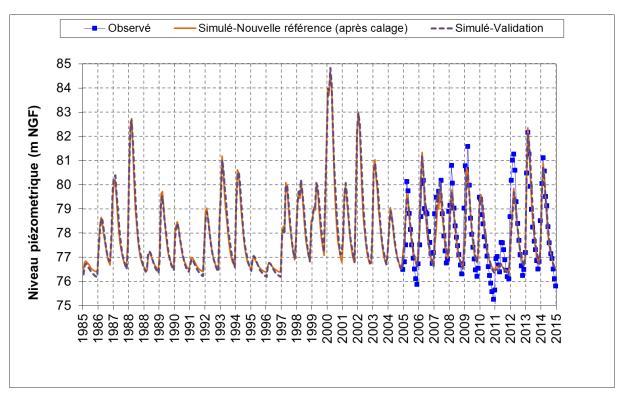
en nitrate ou que le niveau d'eau. Lors des simulations de 2011, ce résultat n'avait pas été pris en compte. Dans ce rapport la moyenne annuelle 1995-2015 est prise en compte.

Ensuite, lors des simulations des concentrations en nitrate, les coefficients de correction agronomique (c'est-à-dire les coefficients qui portent sur les applications, les besoins en nitrate et la minéralisation) ont été minimisés. Pour cela des bornes arbitraires à -5 % ou 5 % ont dû être fixées. Cette contrainte a été imposée au modèle pour s'assurer que les données agronomiques simulées (rendements, fertilisation, surfaces) ne soient pas trop altérées lors de l'optimisation.

3.2.2. Plourhan

a) Simulation hydrologique

Le nouveau calage permet d'obtenir une simulation des niveaux piézométriques avec un coefficient de corrélation élevé (R²=0,89) (Illustration 23). La courbe obtenue avec les paramètres du scénario « Validation » et la courbe obtenue avec les paramètres intégrant les données les plus récentes sont très similaires. Les paramètres ont été calés aussi pour obtenir une recharge cohérente (114 mm).

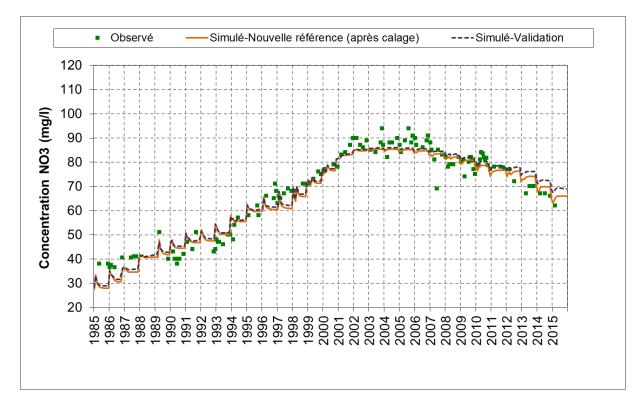


Paramètre du module « hydrologique »	Valeur optimisée « Nouvelle référence »	Valeur « Validation »
Niveau de base (m NGF)	76.36	76.1
Coefficient d'emmagasinement équivalent (-)	5.32 e -3	4.63e-3
Correction globale de la Pluie (%)	-10	-10
Correction globale de l'ETP (%)	-4.9	-9.6
Capacité de la réserve superficielle (RuMax) (mm)	150.	150
Hauteur de répartition Ruissellement-Percolation (mm)	149.9	150
Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois)	1.93	2.59
Temps de 1/2 tarissement Souterrain 1 (mois)	1	1
R ²	0.89	0.89
Période de démarrage	4 x 5 années	4 x 5 années
Année de démarrage	1985	1985
Recharge moyenne annuelle (1995-2015)	114 mm	117 mm

Illustration 23 : Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et du scénario « Validation » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées.

b) Simulation des concentrations en nitrate

Le calage du scénario « Nouvelle référence » pour la simulation des concentrations en nitrate permet d'obtenir un coefficient de corrélation entre les données simulées et les données observées très élevé (R²=0,96), ce qui est aussi bon que le coefficient de corrélation du scénario « Validation » (R²=0,96) (Illustration 24). Bien que le R² n'augmente pas en raison de la longueur de la chronique, la courbe simulée est améliorée sur la période 2011-2015 (Illustration 25).



Paramètre du module « agronomique »	Valeur optimisée	Valeur
	« Nouvelle référence »	« Validation »
Temps de mélange dans le réservoir Superficiel (mois)	0.5	0.5
Temps de mélange dans le réservoir Interméd. (mois)	0.5	0.5
Temps de mélange dans le réservoir Souterrain 1 (mois)	0.5	0.5
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Superficiel (mm)	1143	1184
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Intermédiaire (mm)	904	980
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Souterrain 1 (mm)	725	725
Coefficient de correction des Applications (%)	-5.0	-15
Coefficient de correction des Besoins en NO3 (%)	0.7	-11
Coefficient de correction de la Minéralisation (%)	5.0	1.2
R ²	0.96	0.96
Période de démarrage	4 x 5 années	4 x 5 années
Année de démarrage	1985	1985

Illustration 24 : Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et du scénario « Validation » avec les données observées de concentrations en nitrates : tableau des valeurs de calage associées.

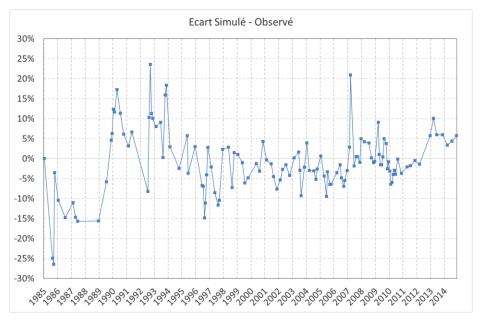
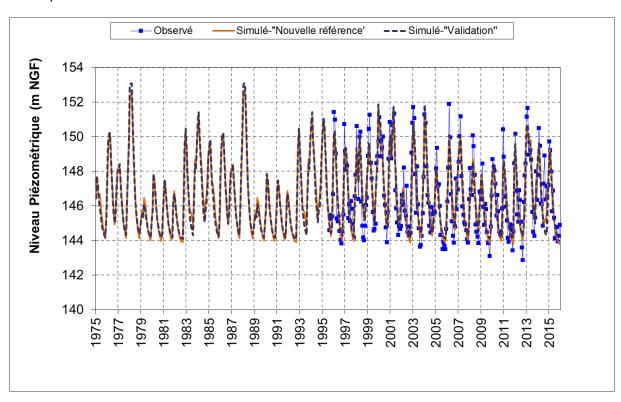


Illustration 25 : Plourhan : graphique des écarts entre les valeurs simulées et observées pour le scénario « Nouvelle référence ».

3.2.3. Montet-Chambon

a) Simulation hydrologique

Le résultat de simulation obtenu grâce au nouveau calage est très similaire à celui obtenu lors de la phase de validation (Illustration 26). Les coefficients de corrélations sont pratiquement identiques.

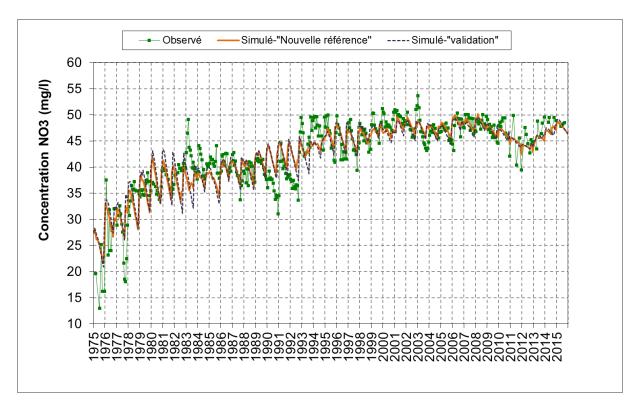


Paramètre du module « hydrologique »	Valeur optimisée « Nouvelle référence »	Valeur « Validation »
Niveau de base (m NGF)	143.66	144
Coefficient d'emmagasinement équivalent (-)	8.72e-3	9.65 e -3
Correction globale de la Pluie (%)	10	5
Correction globale de l'ETP (%)	-10	-5
Capacité de la réserve superficielle (RuMax) (mm)	54.5	59.5
Hauteur de répartition Ruissellement-Percolation (mm)	147	249.9
Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois)	1.12	0.82
Temps de 1/2 tarissement Souterrain 1 (mois)	1.5	1.5
R ²	0.89	0.89
Période de démarrage	2 x 5 années	2 x 5 années
Année de démarrage	1975	1975
Recharge moyenne annuelle (1995-2015)	183 mm	181 mm

Illustration 26 : Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et du scénario « Validation » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées.

b) Simulation des concentrations en nitrate

Le coefficient de corrélation entre les résultats de ce scénario « Nouvelle référence » est légèrement supérieur (R²=0,78 contre R²=0,75) à celui du calage du scénario « Validation » (Illustration 27), les courbes simulées sont très similaires.



Paramètre du module « agronomique »	Valeur optimisée	Valeur
	« Nouvelle référence »	« Validation »
Temps de mélange dans le réservoir Superficiel (mois)	0.62	0.73
Temps de mélange dans le réservoir Intermédiaire (mois)	0.23	0.05
Temps de mélange dans le réservoir Souterrain 1 (mois)	10	10
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Superficiel (mm)	2 261	1 183
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Intermédiaire (mm)	1 183	1 499
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Souterrain 1 (mm)	500	500
Coefficient de correction des Applications (%)	-0.1	5.1
Coefficient de correction des Besoins en NO3 (%)	0.9	10.5
Coefficient de correction de la Minéralisation (%)	-5.0	-5.5
R ²	0.78	0.75
Période de démarrage	2 x 5 années	2 x 5 années
Année de démarrage	1975	1975

Illustration 27 : Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et du scénario « Validation » avec les données observées de concentrations en nitrates : tableau des valeurs de calage associées.

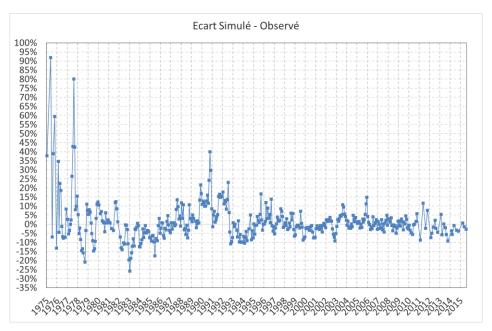
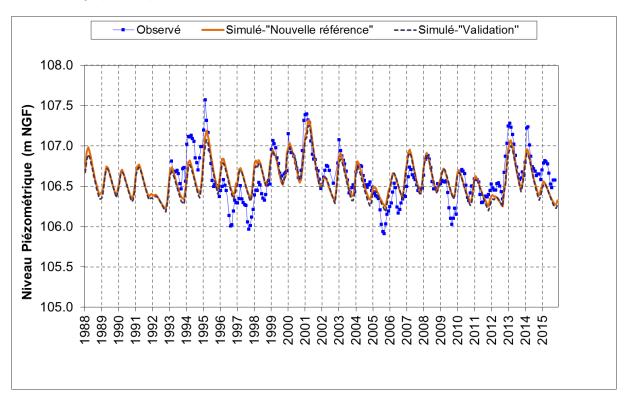


Illustration 28 : Montet-chambon : graphique des écarts des valeurs simulées et observées pour le scénario « Nouvelle référence ».

3.2.4. Pentvert

a) Simulation hydrologique

Le nouveau calage des niveaux piézométriques permet d'obtenir un coefficient de corrélation identique à celui du scénario « Validation » (R²=0,73 contre R²=0,74). De même les courbes sont très similaires. En revanche, les paramètres ont été modifiés lors du calage pour obtenir une recharge plus importante aux alentours de 150 mm (Illustration 29).

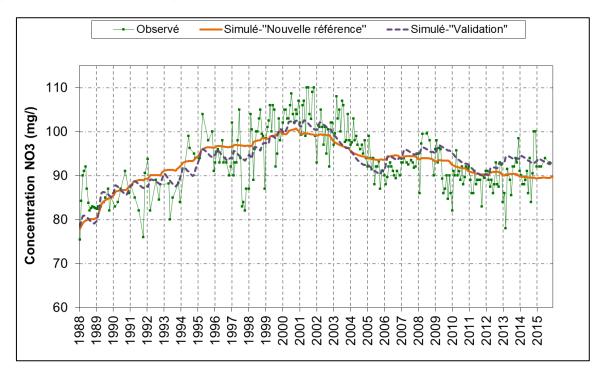


Paramètre du module « "hydrologique »	Valeur optimisée « Nouvelle référence »	Valeur « Validation »
()(0.5)		
Niveau de base (m NGF)	106.06	105.9
Coefficient d'emmagasinement équivalent (-)	2.452 e-2	4.30 e-2
Correction globale de la Pluie (%)	-10.00	-15
Correction globale de l'ETP (%)	-5.84	-15
Capacité de la réserve superficielle (RuMax) (mm)	50.0	53.7
Hauteur de répartition Ruissellement-Percolation (mm)	300.0	30
Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois)	6.0	4
Temps de 1/2 tarissement Souterrain 1 (mois)	1.0756	3.6
R ²	0.74	0.73
Période de démarrage	6 x 5 années	6 x 5 années
Année de démarrage	1988	1988
Recharge moyenne annuelle (1995-2015)	147 mm	70 mm

Illustration 29 : Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et du scénario « Validation » avec les données observées piézométriques : tableau des valeurs de calage associées.

b) Simulation des concentrations en nitrate

Le scénario « Nouvelle référence » pour la simulation des concentrations en nitrate aboutit à un calage équivalent par rapport à la simulation réalisée pour le scénario « Validation » (R²=0,67). Néanmoins, visuellement le calage semble dégradé. En effet, la nouvelle courbe semble moins bien suivre les variations des données observées que la courbe simulée pour le scénario « Validation » car elle semble plus lisse. Toutefois, en considérant uniquement les écarts entre les données simulées et les données mesurées, les deux jeux de paramètre permettent d'obtenir des résultats similaires (Illustration 31). L'objectif de la simulation étant de reproduire les grandes tendances et non l'ensemble des variations, le nouveau jeu de paramètre (Illustration 30) peut être utilisé.



Paramètre du module « agronomique »	Valeur optimisée	Valeur
	« Nouvelle référence »	« Validation »
Temps de mélange dans le réservoir Superficiel (mois)	0.25	0.3
Temps de mélange dans le réservoir Intermédiaire (mois)	10	3.6
Temps de mélange dans le réservoir Souterrain 1 (mois)	0.25	0.25
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Superficiel (mm)	4 013.5	4 999.9
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Intermédiaire (mm)	1 089.8	4 999.9
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Souterrain 1 (mm)	672.3	180.4
Coefficient de correction des Applications (%)	5.0	15
Coefficient de correction des Besoins en NO3 (%)	-5.0	-4.6
Coefficient de correction de la Minéralisation (%)0	5.0	15
R ²	0.67	0.67
Période de démarrage	6 x 5 années	6 x 5 années
Année de démarrage	1988	1988

Illustration 30 : Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et du scénario « Validation » avec les données observées : tableau des valeurs de calage associées.

Le Coefficient de correction des Applications et le Coefficient de correction de la Minéralisation ont été diminués de 15 % à 5 %. Ces bornes (+5 % / -5 %) ont été fixées afin de modifier au minimum les données d'entrée agricoles fournies par la Chambre d'Agriculture. Ces limitations, plus strictes que celles des bornes initiales, expliquent en partie les différences entre les simulations.

De plus, la recharge a été multipliée par deux entre la simulation de 2011 et celle-ci. Une conséquence est que le volume d'eau mensuel⁵ entrant dans le système est plus important. Lors de l'optimisation, les paramètres se réajustent en provoquant une inertie plus importante par rapport à la simulation précédente. Cela explique donc que la courbe possède une allure plus lissée.

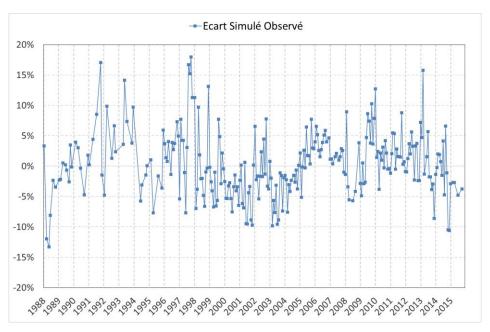


Illustration 31 : Pentvert : graphique des écarts des valeurs simulées et observées pour le scénario « Nouvelle référence ».

-

⁵ Le mois est le pas de temps du modèle

3.3. RÉSULTATS: SCÉNARIO « SIMPLIFICATION »

3.3.1. Principe

Le scénario « Simplification » cherche à alléger la constitution des fichiers de fertilisation en utilisant une méthodologie basée sur le calcul et moins dépendante des estimations à dire d'expert parfois difficiles à obtenir. De plus, la simplification propose de réduire le nombre de cultures à prendre en compte, ne conservant que les plus importantes à l'échelle du bassin. La modification des données de fertilisation impacte *de facto* les données de minéralisation (cf. § 2.2.4).

Ce scénario se base sur une chronique de fertilisation calculée à partir des données de rendement provenant uniquement de bases de données ; elles ne sont disponibles que sur la période 1989-2015. Les simulations ont donc été réalisées sur cette période. La date de début de la modélisation sur le site de Montet-Chambon étant plus ancienne (1975), une période d'initialisation complémentaire de 15 ans a été ajoutée dans le but de ne pas introduire de biais éventuels lié à la longueur de la simulation. Sur les deux autres sites dont les modélisations précédentes correspondent grosso-modo à la période où la simplification est possible, la durée d'initialisation n'a pas été modifiée.

Dans un premier temps, pour ce nouveau scénario aucun calage n'a été réalisé afin de faciliter la comparaison avec les autres scénarios. Puisque les résultats de ce scénario sans calage ne montrent aucune modification pour les courbes des niveaux piézométriques car aucun paramètre en lien avec l'hydrologie n'a été modifié, les courbes de niveaux piézométriques ne seront pas présentées.

Dans un deuxième temps, le scénario est réalisé en proposant un nouveau calage. En effet, le modèle correspond à un « équilibre » entre les données qui lui sont fournies et les paramètres d'ajustement. Si les données d'entrée changent, les paramètres d'ajustement doivent être modifiés. On se donne ici la latitude de modifier à la fois les paramètres hydrologiques et les paramètres chimiques. Les premiers restent contraints à l'intérieur de bornes relativement étroites et plausibles, définies grâce à l'expérience du modélisateur en fonction du contexte hydrogéologique. Les deuxièmes sont moins contraints, les paramètres n'ayant pas de sens physique ni de méthode pour fixer la bonne valeur. Comme cela sera exposé lors de l'analyse de sensibilité, il n'y a pas « une bonne valeur » de paramètre mais un ensemble de paramètres cohérents entre eux et les données d'entrée permettant d'obtenir un résultat satisfaisant. Il y a donc pour chaque modélisation plusieurs jeux de paramètres possibles pouvant se compenser les uns les autres pour aboutir au même résultat. Puisque le recalage porte également sur les paramètres hydrologiques, les courbes piézométriques simulées dans ce deuxième temps sont présentées.

Le résultat est alors comparé à la simulation de référence présentée au chapitre précédent de manière à juger s'il est au moins aussi bon que cette simulation « optimale » qui utilise des informations détaillées. Cette comparaison est faite d'une part sur le coefficient de corrélation R², figurant dans le tableau des paramètres, et d'autre part par l'analyse des écarts entre les données simulées et les observations pour chaque point d'observation (Écart Simulé-Observé) qui permet en particulier de voir si les écarts les plus significatifs sont associés à la période d'initialisation, à des charnières entre des changements de culture ou de pratique agricole ou à des périodes climatiquement contrastées.

3.3.2. Plourhan

a) Occupation du sol

Les chroniques de données d'entrées utilisées pour le scénario « Simplification » sont très légèrement différentes de celles du scénario « Validation » car les données complètes disponibles sur Plourhan commencent en 1985 et celles permettant la réduction de la chronique simplifiée commencent seulement à partir de l'année 1989.

En outre, dans l'objectif de « Simplification », le choix a été fait de ne considérer qu'un seul légume (le chou-fleur), pour ne garder que la culture principale. En effet, les cultures légumières présentent toujours des itinéraires techniques difficiles à obtenir.

b) Simulation des concentrations en nitrate – sans calage

Sans calage (Illustration 32), l'impact de la simplification du mode d'établissement des données agricoles est significatif. Même si les grandes tendances sont conservées, en particulier la phase de croissance, le plateau et la décroissance de l'évolution de la concentration dans le temps, l'écart est de plus en plus important avec le temps. Un nouveau calage est donc nécessaire.

La variation peut s'expliquer notamment par la différence de fertilisation du chou-fleur qui augmente avec les rendements dans le scénario « Simplification » alors qu'elle est estimée stable à 130 kg de N/ha dans le scénario « Nouvelle référence » (Fertilisation au Forfait).

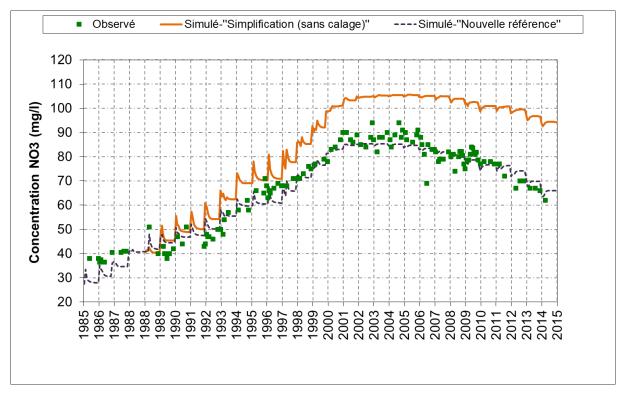
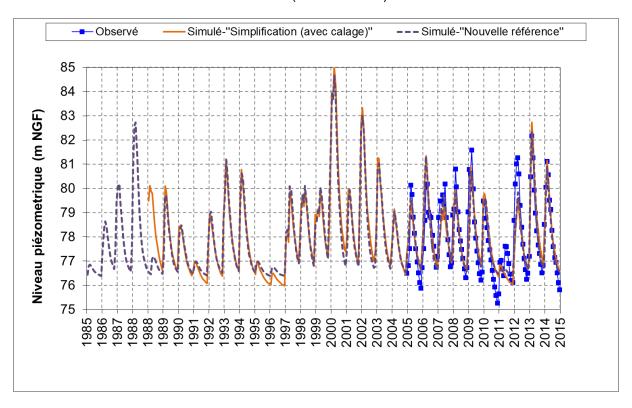


Illustration 32 : Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Simplification (sans calage) » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données observées de concentrations en nitrates.

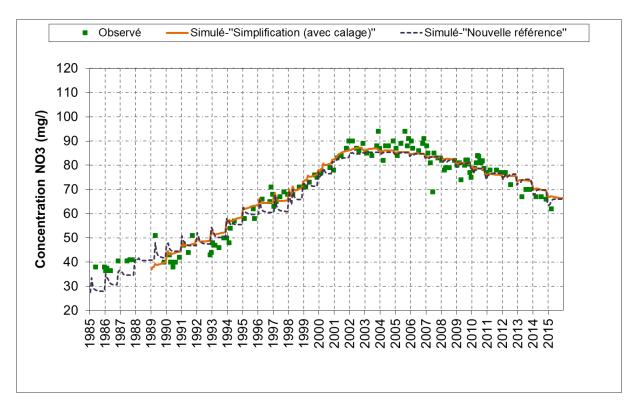
c) Simulations hydrologique et des concentrations en nitrate – avec calage

Les résultats du calage du scénario « Simplification » sont présentés par les illustrations suivantes pour la simulation des niveaux piézométriques (Illustration 33) et pour la simulation des concentrations en nitrate (Illustration 34), ainsi que la représentation des écarts simulation/observation des concentrations (Illustration 35).



Paramètre du module « hydrologique »	Valeur optimisée	Valeur
	« Simplification »	« Nouvelle référence »
Niveau de base (m NGF)	75.84	76.36
Coefficient d'emmagasinement équivalent (-)	1.43e -3	5.32 e-3
Correction globale de la Pluie (%)	-7.4	-10
Correction globale de l'ETP (%)	-5.2	-4.9
Capacité de la réserve superficielle (RuMax) (mm)	136.1	150
Hauteur de répartition Ruissellement-Percolation (mm)	250	149.9
Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois)	3.93	1.93
Temps de 1/2 tarissement Souterrain 1 (mois)	0.5	1
R ²	0.88	0.89
Période de démarrage	4 x 5 années	4 x 5 années
Année de démarrage	1989	1985
Recharge moyenne annuelle (1995-2015)	123 mm	114 mm

Illustration 33 : Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Simplification (avec calage) » et « Nouvelle référence »avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées.



Paramètre du module "agronomique"	Valeur optimisée « Simplification »	Valeur optimisée « Nouvelle référence »
Temps de mélange dans le réservoir Superficiel (mois)	0.5	0.5
Temps de mélange dans le réservoir Interméd. (mois)	0.5	0.5
Temps de mélange dans le réservoir Souterrain 1 (mois)	0.5	0.5
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Superficiel (mm)	1254	1143
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Intermédiaire (mm)	989	904
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Souterrain 1 (mm)	493	725
Coefficient de correction des Applications (%)	-5	-5
Coefficient de correction des Besoins en NO3 (%)	5	0.7
Coefficient de correction de la Minéralisation (%)	-5	5
R ²	0.93	0.96
Période de démarrage	4 x 5 années	4 x 5 années
Année de démarrage	1989	1985

Illustration 34 : Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Simplification (avec calage) » et « Nouvelle référence » avec les données observées de concentrations en nitrates : tableau des valeurs de calage associées

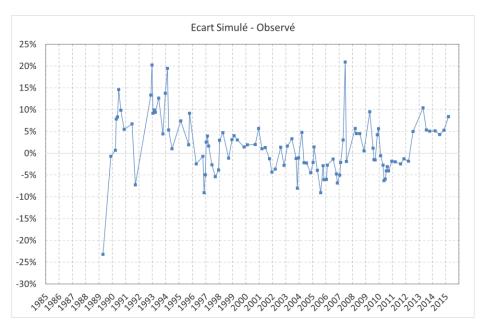


Illustration 35 : Plourhan : graphique des écarts entre les valeurs simulées et les valeurs observées pour le scénario « Simplification ».

Il semble que le scénario « Simplification », même après recalage est légèrement moins bon que le scénario « Nouvelle référence » sur la base du coefficient de corrélation R², qui, rappelons-le, n'est pas un arbitre absolu pour juger de la qualité d'une modélisation, mais simplement un indicateur. En effet, le calage semble meilleur de 1995 à 2002 là où le scénario « Nouvelle référence » pouvait sous-estimer les concentrations. L'Illustration 35 détaille les périodes où les écarts aux observations sont les plus élevés. Dans cette analyse, il faut se garder de considérer les écarts ponctuels (tel le pic de 2007), trop dépendants d'une non représentativité ponctuelle de l'observation (erreur de mesure, perturbation extérieure au moment du prélèvement, etc.).

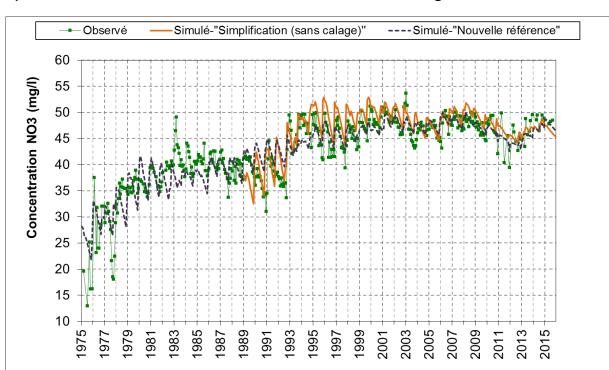
Le modèle est relativement bien calé sur la partie centrale. Il est moins bien calé en début de simulation (données d'entrée moins bien connues, influence possible de l'initialisation du modèle), et en fin de simulation où la simplification par le calcul des données agricoles semble légèrement dégrader le résultat.

3.3.3. Montet-Chambon

a) Occupation du sol

La constitution de la chronique simplifiée a amené à se priver de 15 années de données. À part ce raccourcissement de la chronique aucune modification de l'occupation du sol n'a été réalisée. La durée totale de la simulation n'est pas modifiée, mais la période dite de démarrage est augmentée de 15 ans.

Concernant la durée de démarrage, celle-ci est de 5 x 5 années soit trois cycles de plus que le scénario « Nouvelle référence ». Plusieurs tests de simulation ont été réalisés comportant entre 2 et 8 cycles de 5 années. Les simulations utilisant 5 cycles sont celles qui permettent d'obtenir les meilleurs résultats.



b) Simulation des concentrations en nitrate – sans calage

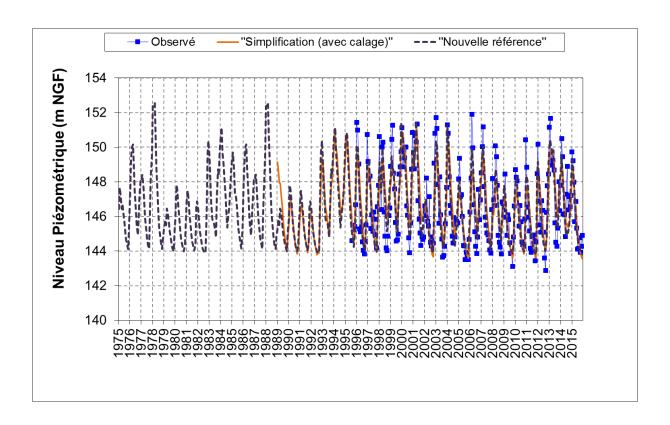
Illustration 36 : Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Simplification (sans calage) » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données de concentrations observées : tableau des valeurs de calage associées.

Sans calage (Illustration 36), le scénario « Simplification » donne des résultats très proches de la simulation de référence, ce qui signifie que les données d'entrée agricoles estimées par le calcul sont proches des estimations des experts sur les quantités de fertilisant réellement apportées sur ce site. Cela peut peut-être vouloir dire aussi que pour ce site bien suivi par la Chambre d'Agriculture de l'Indre, il y a une bonne adéquation entre les quantités de fertilisant appliquées et les rendements obtenus, en particulier à partir des années 2000. Ou bien est-ce l'indication que la simplification par le calcul des données de fertilisation est plus pertinente pour des grandes cultures céréalières que pour les cultures maraichères bretonnes ?

c) Simulations hydrologique et des concentrations en nitrate – avec calage

Le nouveau coefficient de corrélation pour les niveaux d'eau est moins bon que celui observé pour le scénario « Nouvelle référence » (R²=0,81 contre R²=0,89). La courbe du scénario « Simplification » est très similaire à la courbe du scénario « Nouvelle référence », les deux courbes simulées présentent des valeurs de niveau simulées systématiquement inférieures d'au moins 1 m lors de tous les pics.

L'ajustement des paramètres hydrologiques et agronomiques provoque une augmentation de la valeur de la recharge qui passe de 184 mm à 232 mm ce qui est peut-être excessif (mais l'incertitude sur cette estimation est très forte, cf. § a)).



Paramètre du module « hydrologique »	Valeur optimisée « Simplification »	Valeur « Nouvelle référence »
Niveau de base (m NGF)	143	143.6
Coefficient d'emmagasinement équivalent (-)	1.29 e-2	8.72 e-3
Correction globale de la Pluie (%)	10	10
Correction globale de l'ETP (%)	-10	-10
Capacité de la réserve superficielle (RuMax) (mm)	40.8	54.5
Hauteur de répartition Ruissellement-Percolation (mm)	500	147
Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois)	1.5	1.12
Temps de 1/2 tarissement Souterrain 1 (mois)	2	1.5
R ²	0.81	0.89
Période de démarrage	5 x 5 années	2 x 5 années
Année de démarrage	1989	1975
Recharge (1995-2015)	232 mm	184 mm

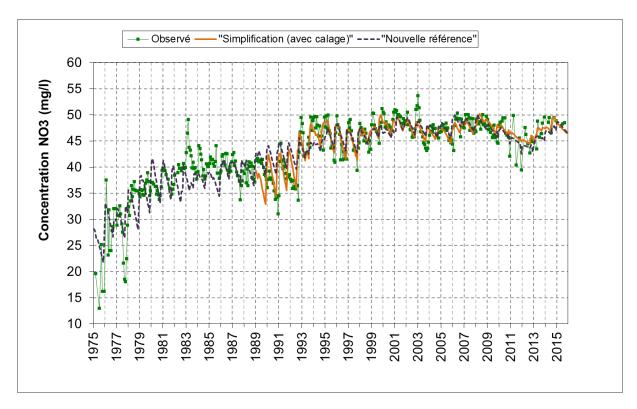
Illustration 37 : Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Simplification (avec calage) » et « Nouvelle référence » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées.

Après reprise du calage, le coefficient de corrélation du scénario « Simplification » pour la simulation des concentrations en nitrate est plus faible que celui obtenu pour le scénario « Nouvelle référence ».

Les fertilisations sont différentes entre les deux simulations, les fertilisations de la simulation « Nouvelle référence » ont tendance, notamment en ce qui concerne les céréales, a être plus élévées que les fertilisations calculées à partir du rendement. De ce fait, le bilan azote⁶ annuel du scénario « Nouvelle référence » est supérieur. Cela pourrait signifier que les données de fertilisation collectées étaient, au moins sur cette partie, plus proches de la réalité que les données de fertilisation simplement calculées.

_

⁶ Il est possible de définir le bilan d'azote avec la formule suivante : Bilan azote = Application + Minéralisation du sol - Besoin des plantes +/- Résidus des plantes.



Paramètre du module « agronomique »	Valeur optimisée « Simplification »	Valeur optimisée « Nouvelle référence »
Temps de mélange dans le réservoir Superficiel (mois)	0.24	0.62
Temps de mélange dans le réservoir Intermédiaire (mois)	0.36	0.23
Temps de mélange dans le réservoir Souterrain 1 (mois)	6.55	10
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Superficiel (mm)	4 869	2 261
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Intermédiaire (mm)	743	1 184
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Souterrain 1 (mm)	968	500
Coefficient de correction des Applications (%)	4.2	-0.1
Coefficient de correction des Besoins en NO3 (%)	5.0	0.9
Coefficient de correction de la Minéralisation (%)	0.3	-5.0
R ²	0.67	0.78
Période de démarrage	5 x 5 années	2 x 5 années
Année de démarrage	1989	1975

Illustration 38 : Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Simplification (avec calage) » et « Nouvelle référence » avec les données de concentrations observées : tableau des valeurs de calage associées.

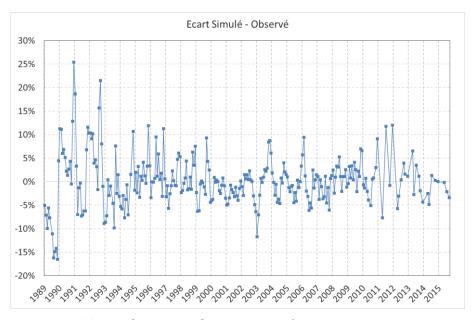


Illustration 39 : Montet-Chambon : Graphique des écarts de concentration en nitrate entre les valeurs simulées et observées pour le scénario « Simplification ».

Sur la base des coefficients de corrélation, la simulation simplifiée est un peu moins bonne que la simulation de référence. Les écarts apparaissent (Illustration 39) principalement en début de simulation. Le rapport de la phase 1 de l'étude (RP-60280-FR, Baran *et al.*, 2011) soulignait que selon la Lyonnaise des eaux qui gérait le site à cette époque, le décrochement observé dans les données avant et après 1993 serait dû à un changement de laboratoire (et de méthode analytique des concentrations en nitrate). S'il s'agit effectivement d'un artéfact dans les données d'entrée, il est logique de constater un écart dans la simulation.

Sur la fin de la simulation, entre 2011 et 2013, l'écart, tout en restant modeste (<15 %), est plus marqué. Il n'y a pas de relation nette avec la pluviométrie qui reste moyenne durant cette période mais peut-être les rendements n'ont-ils pas été à la hauteur des espérances. On peut également remarquer que la date coïncide avec l'arrêt (2010) de l'accompagnement des agriculteurs par la Chambre d'agriculture, et donc, mais cela reste une hypothèse, un écart entre des fertilisations calculées au plus juste et les fertilisations réellement apportées. Enfin, à partir de 2011 les données sont moins nombreuses et en 2011 en particulier, quelques-unes des observations constituent des pics qui sortent nettement de la tendance de la chronique.

3.3.4. Pentvert

a) Occupation du sol

Il existe peu de différence dans la disponibilité des données entre les données du scénario « Nouvelle référence » et celle du scénario « Simplification » car les données complètes de Pentvert commencent en 1985 et celles permettant le calcul simplifié débute à l'année 1989. La différence majeure vient de l'absence de prise en compte de la parcelle en peuplier dont l'importance à l'échelle du bassin est mineure (<2 % de la surface agricole).

b) Simulation des concentrations en nitrate – sans calage

Sans calage, les valeurs simulées à partir des données d'entrée simplifiées sont fortement divergentes par rapport au scénario « Nouvelle référence » (Illustration 40). Même la tendance générale n'est pas respectée. L'écart se creuse de plus en plus avec le temps. Le modèle nécessite un recalage avec ces nouvelles données d'entrée.

Une explication à la forme de la courbe est le bilan azote⁷ du scénario « Nouvelle référence ». Le bilan « Simplification » est inférieur au début (car la fertilisation supposée est inférieure et les besoins égaux) puis le bilan « Simplification » est supérieur à la fin car les besoins sont inférieurs (en effet, les rendements collectés dans les bases de données sont systématiquement inférieurs à ceux observés à Pentvert).

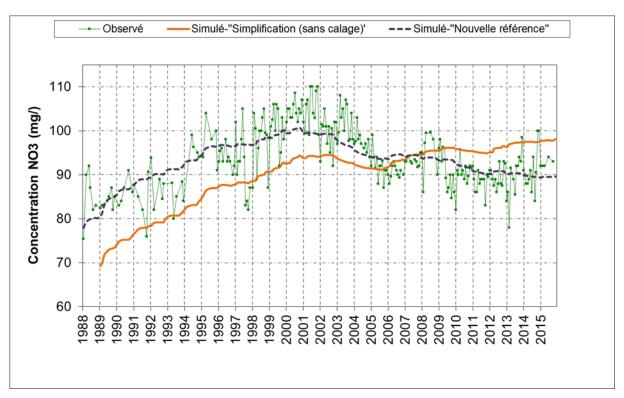
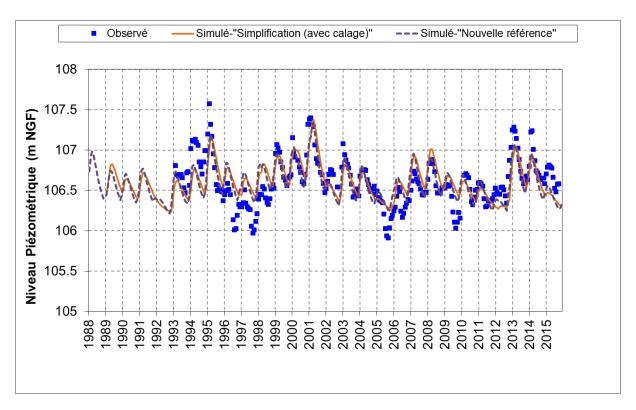


Illustration 40 : Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Simplification (sans calage) » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données observées de concentrations en nitrate.

c) Simulation hydrologique et des concentrations en nitrate – avec calage

Le nouveau calage des niveaux piézométriques permet d'obtenir un coefficient de corrélation dégradé par rapport à celui du scénario « Validation » (R²=0,68 contre R²=0,74). Malgré cette dégradation du coefficient de corrélation, les amplitudes et les fréquences des pics de niveau sont pratiquement toutes conservées. La modification la plus importante est la baisse de plus de 50 mm de la recharge moyenne annuelle pour obtenir une simulation des concentrations en nitrate avec un coefficient de corrélation suffisamment élevé (Illustration 41), ce qui correspond à une perte de cohérence globale du modèle.

⁷ Bilan azote = Application + Minéralisation du sol - Besoin des plantes +/- Résidus des plantes

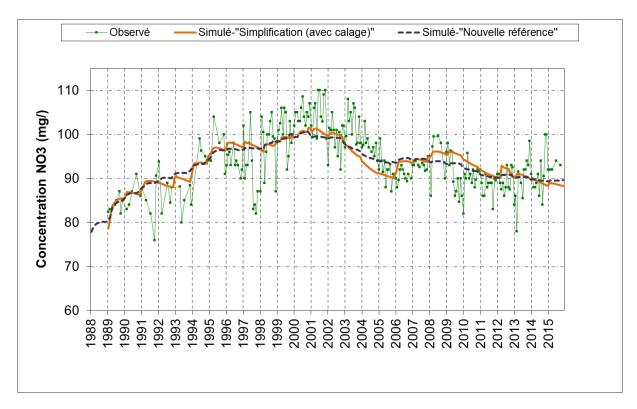


Paramètre du module « hydrologique »	Valeur optimisée « Simplification »	Valeur optimisée « Nouvelle référence »
Niveau de base (m NGF)	106.2	106.1
Coefficient d'emmagasinement équivalent (-)	3.56 e-2	2.45 e-2
Correction globale de la Pluie (%)	-7.3	-10
Correction globale de l'ETP (%)	-10	-5.8
Capacité de la réserve superficielle (RuMax) (mm)	122.1	50
Hauteur de répartition Ruissellement-Percolation (mm)	170	300
Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois)	6	6
Temps de 1/2 tarissement Souterrain 1 (mois)	1.66	1.08
R ²	0.68	0.74
Période de démarrage	6 x 5 années	6 x 5 années
Année de démarrage	1989	1988
Recharge annuelle 1995-2015	100 mm	147 mm

Illustration 41 : Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Simplification avec calage » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées.

Le scénario « Simplification » pour la simulation des concentrations en nitrate aboutit à un calage dégradé par rapport à la simulation réalisée pour le scénario « Validation » (R²= 0,61 contre R²=0,67).

La baisse de plus de 50 mm de la recharge moyenne annuelle entraine un volume d'eau mensuel entrant dans le système moins important et donc une inertie du modèle moins importante par rapport à la simulation « Nouvelle référence ». Cela explique donc que la courbe de la simulation « Simplification » a une allure moins lissée et visuellement plus satisfaisante, même si le R² est moins élevé.



Paramètre du module « agronomique »	Valeur optimisée « Simplification »	Valeur optimisée « Nouvelle référence »
Temps de mélange dans le réservoir Superficiel (mois)	2.54	0.25
Temps de mélange dans le réservoir Intermédiaire (mois)	10	10
Temps de mélange dans le réservoir Souterrain 1 (mois)	0.25	0.25
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Superficiel (mm)	697.5	4 013.5
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Intermédiaire (mm)	4 999.9	1 089.8
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Souterrain 1 (mm)	784.4	672.3
Coefficient de correction des Applications (%)	-5.0	5.0
Coefficient de correction des Besoins en NO3 (%)	-5.0	-5.0
Coefficient de correction de la Minéralisation (%)0	3.2	5.0
R ²	0.61	0.67
Période de démarrage	6 x 5 années	6 x 5 années
Année de démarrage	1989	1988

Illustration 42 : Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Simplification avec calage » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données observées de concentrations en nitrate : tableau des valeurs de calage associées.

La « simplification avec calage » conserve la cohérence entre les données observées et simulées au niveau des tendances et des valeurs moyennes. Les ajustements portent à la fois sur les paramètres hydrologiques et chimiques. Le nouveau calage est sensiblement de la même qualité que le calage de référence et les écarts maximaux entre les deux simulations sont de l'ordre de 15 % (Illustration 43).

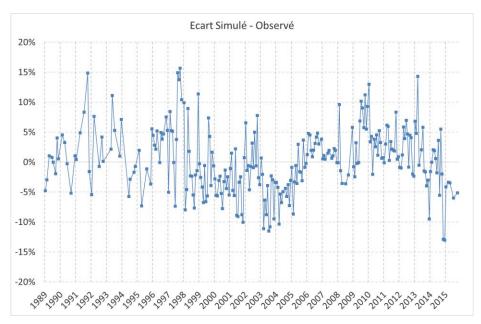


Illustration 43 : Pentvert : graphique des écarts entre les valeurs simulées et observées pour le scénario Simplification.

3.3.5. Scénario « Simplification » - Conclusion

Les modifications des données d'entrée apportées par la simplification de l'estimation des fertilisations proposées nécessitent pour au moins deux cas sur trois une recalibration du modèle. Cela résulte du fait que sur les sites de Plourhan et Pentvert, les fertilisations calculées sont significativement différentes des estimations obtenues sur le terrain. Dans ces deux cas, la méthode de simplification proposée surestime les intrants nitratés en fin de simulation. Toutefois après recalage, une nouvelle relation entrée/sortie est établie (la surestimation est compensée par un ajustement interne des paramètres). Les coefficients de corrélation hydrologique et chimique restent acceptables en comparaison de ceux obtenus dans le scénario « Nouvelle référence », mais la cohérence avec la valeur de recharge supposée est dégradée en ce qui concerne Pentvert.

En ce qui concerne le site de Montet-Chambon, l'impact du scénario « Simplification » est très faible. Les données calculées sont proches des données supposées réellement appliquées probablement parce que les agriculteurs suivent les préconisations de la Chambre d'Agriculture. Cette dernière fixe un objectif de rendement et calcule les quantités de fertilisants à appliquer. La méthode simplification considère les rendements obtenus et retrace les quantités de fertilisants qu'il a fallu appliquer. L'adéquation de l'un avec l'autre indique donc que les préconisations sont suivies et les rendements prévus globalement obtenus.

Cela prouve que dans certaines conditions il est possible d'utiliser des équations pour calculer la fertilisation et des bases de données pour obtenir le rendement. Dans d'autres cas, cette méthode dégrade plus ou moins la représentativité du modèle mais permet à celui-ci d'être utilisé dans un plus grand nombre de situations, lorsque les données agricoles sont fragmentaires ou absentes. La simplification ne dégrade pas forcément la performance du modèle et sa capacité à prédire les concentrations futures. Toutefois, l'écart obtenu entre les deux modes d'estimation des fertilisations ne permet pas de mélanger les deux types d'approche dans une même modélisation. Autrement dit, si les données de fertilisation ne sont disponibles que sur une courte période, il est préférable de ne pas s'en servir et d'utiliser un mode de calcul cohérent tout au long de la simulation.

L'exercice du scénario « Simplification » est intéressant car il illustre la multiplicité des solutions. Il serait erroné d'en déduire que n'importe quelle chronique de données peut être calée avec le modèle BICHE. Les données d'entrée sont certes parfois significativement modifiées mais elles demeurent dans des plages parfaitement plausibles ainsi que tous les paramètres de calage qui évoluent lors de l'optimisation à l'intérieur d'une plage de valeurs fixée par le modélisateur, et pour certains paramètres, très étroites (la pluie moyenne ne peut varier que globalement et dans une plage de -10 à 10 % de sa valeur, qui tient compte de l'incertitude et de la représentativité de la mesure pour le site). Ces considérations mettent en évidence l'importance d'analyser la sensibilité des paramètres du modèle, comme cela sera décrit ultérieurement.

3.4. RÉSULTATS: « STATISTIQUES COMMUNALES »

3.4.1. Principe

Pour ce scénario intitulé « Statistiques communales » il s'agit de n'utiliser que des données disponibles à l'échelle locale au travers des outils mis en place par le Ministère de l'Agriculture. On se prive donc volontairement des informations collectées au travers des enquêtes agricoles spécifiques dont l'existence avait en partie guidé le choix des sites lors de la première étude. L'objectif de cette dégradation des informations de base est d'évaluer quel aurait été la réponse du modèle si le modélisateur n'avait pas eu ces données à disposition pour constituer les données d'entrée. Pour générer les données d'entrée des scénarios « Statistiques communales », il n'a donc été utilisé que des données à l'échelle communale ou moins précises que celles-ci lorsque les données à l'échelle communale ne sont pas disponibles.

Dans le cadre de ce scénario, les données suivantes sont modifiées par rapport à la simulation de référence comme dans le cadre du scénario « Simplification » :

- la fertilisation (estimée par un calcul présenté en Annexe 2) ;
- la minéralisation (cf. § 2.2.4) car elle est liée à la fertilisation.

L'occupation du sol a été modifiée par rapport à la simulation de référence, elle a été estimée à partir du Recensement Général Agricole à l'échelle de la commune.

Ce scénario se base sur une chronique de fertilisation calculée à partir de la série de rendement qui n'est disponible que sur la période 1989-2015, les simulations ont donc été réalisées sur cette période. Pour conserver des durées de simulations équivalentes avec celles des autres scénarios, la durée de l'initialisation sur le site de Montet-Chambon a été augmentée pour atteindre 15 ans (3 cycles de 5 ans). Sur les deux autres sites, la durée d'initialisation n'a pas été modifiée. Les données d'entrée étant modifiées, les modèles sont systématiquement recalés.

3.4.2. Plourhan

a) Occupation du sol

Les statistiques disponibles à l'échelle de la commune de Plourhan sont basées sur les enquêtes du recensement agricole réalisé en 1988, 2000 et 2010. L'interpolation entre ces valeurs donne une image nettement moins contrastée qu'à l'échelle du site (Illustration 44).

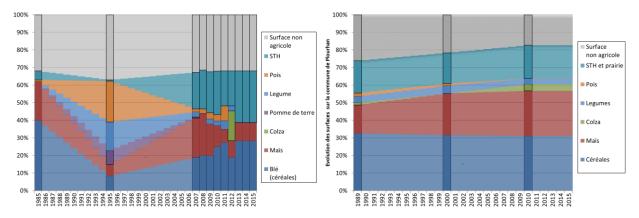
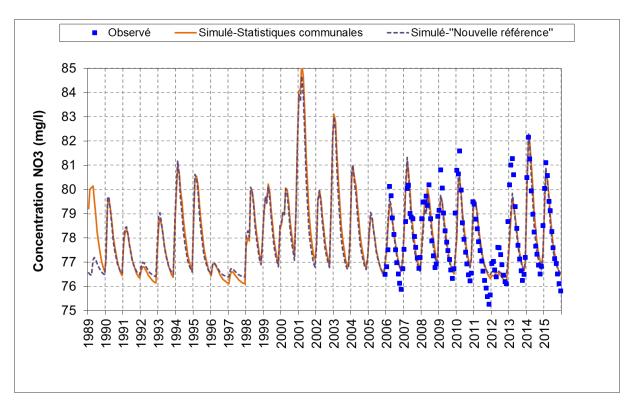


Illustration 44 : Plourhan : évolution de l'occupation du sol à l'échelle du site (à gauche) et de la commune de Plourhan (à droite), (Les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations).

Sur la commune, les cultures prépondérantes sont les céréales à pailles, le maïs fourrage et les surfaces en herbe. Les légumes occupent une proportion de la superficie beaucoup moins importante qu'à l'échelle du site d'étude. La superficie en maïs a doublé entre la première enquête prise en compte (1988) et la dernière (2010). La surface non agricole a diminué sur la période étudiée, elle est passée de 27 % à 17 % (alors qu'à l'échelle du site les surfaces non agricoles représentent plus de 30 % en moyenne sur tout l'historique).

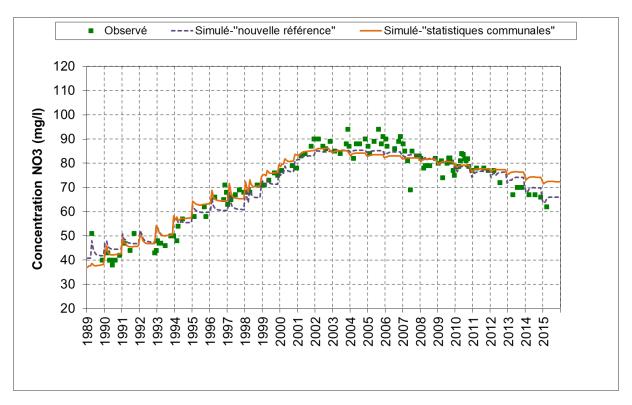
b) Simulations hydrologique et des concentrations en nitrate - avec calage

Le nouveau calage permet d'obtenir une simulation des niveaux piézométriques avec un coefficient de corrélation élevé (R²=0,87). Comme pour le scénario « Nouvelle référence », la partie « hydrologie » est bien simulée. La courbe ainsi que les paramètres du scénario « Statistique » sont très similaires à ceux du scénario « Nouvelle référence ».



Paramètre du module « hydrologique »	« Statistiques communales »	« Nouvelle référence »
Niveau de base (m NGF)	76.01	76.36
Coefficient d'emmagasinement équivalent (-)	4.451 e-3	5.32 e-3
Correction globale de la Pluie (%)	-10	-10
Correction globale de l'ETP (%)	-8.38	-4.9
Capacité de la réserve superficielle (RuMax) (mm)	150	150
Hauteur de répartition Ruissellement-Percolation (mm)	180	149.9
Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois)	2.82	1.93
Temps de 1/2 tarissement Souterrain 1 (mois)	1	1
R ²	0.87	0.89
Période de démarrage	4 x 5 années	4 x 5 années
Année de démarrage	1989	1985
Recharge moyenne annuelle (1995-2015)	119	114

Illustration 45 : Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et du scénario « Statistiques communales » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées.



Paramètre du module « agronomique »	Valeur optimisée	Valeur optimisée
	« Statistiques	« Nouvelle référence »
	communales »	
Temps de mélange dans le réservoir Superficiel (mois)	0.5	0.5
Temps de mélange dans le réservoir Interméd. (mois)	0.5	0.5
Temps de mélange dans le réservoir Souterrain 1 (mois)	0.5	0.5
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Superficiel (mm)	993	1 143
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Intermédiaire (mm)	841	904
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Souterrain 1 (mm)	725	725
Coefficient de correction des Applications (%)	-5	-5
Coefficient de correction des Besoins en NO3 (%)	5	0.7
Coefficient de correction de la Minéralisation (%)	-5	5
R ²	0.89	0.96
Période de démarrage	4 x 5 années	4 x 5 années
Année de démarrage	1989	1985

Illustration 46 : Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Statistiques communales » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données observées de concentrations en nitrates : tableau des valeurs de calage associées.

La perte de précision des données d'entrée en terme d'occupation du sol aboutit logiquement à une dégradation des simulations pour l'ensemble de la chronique (Illustration 46). La première partie de la courbe des concentrations en nitrate reste cependant bien représentée probablement parce que les pratiques anciennes (c'est-à-dire augmentation des fertilisations dans les années 1990 sur la plupart des cultures) sont proches de celles considérées dans la simulation « Nouvelle référence ». Malgré l'optimisation des paramètres par le modèle, la fin de la chronique est moins bien simulée. Le modèle perd de sa capacité prédictive.

3.4.3. Montet-Chambon

a) Occupation du sol

Pour le site de Montet-Chambon, l'évolution de l'occupation du sol a été établie sur la base des statistiques des deux principales communes concernées par le bassin d'alimentation du captage de Montet-Chambon (estimé à 46 km² dont 32 km² de surface agricole) : celle de Déols et celle de Montierchaume, qui totalisent une surface de 69 km². Selon les statistiques agricoles pour ces communes, la part de céréales à pailles a diminué de 1989 à 2015 et est moins importante que lors de la modélisation « Nouvelle référence » (c'est-à-dire à l'échelle du site d'étude). La part de surfaces en herbe est faible à l'échelle communale et à l'échelle du site (< 10 % en moyenne dans les deux cas sur l'ensemble de la période).

À l'échelle de la commune, le colza occupe une part plus importante depuis 2010, cette augmentation de colza se fait au détriment de celle des céréales à paille. Cette modification de surface entre céréales et colza ne se retrouve pas à l'échelle du site d'étude. La proportion de surface non agricole est passée de 33 % à 41 % entre le début et la fin de la période étudiée. Cette proportion est peu différente du scénario « Nouvelle référence » dans lequel la part de surface non agricole était constante sur l'ensemble de la période et égale à 30 %. Il y a donc un peu plus de surface agricole dans le site d'étude que dans les communes concernées.

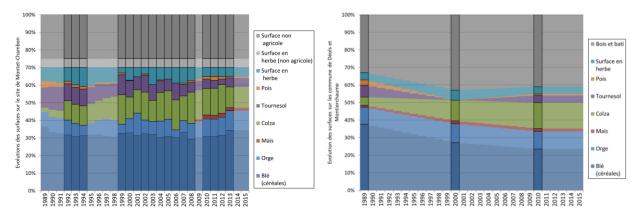
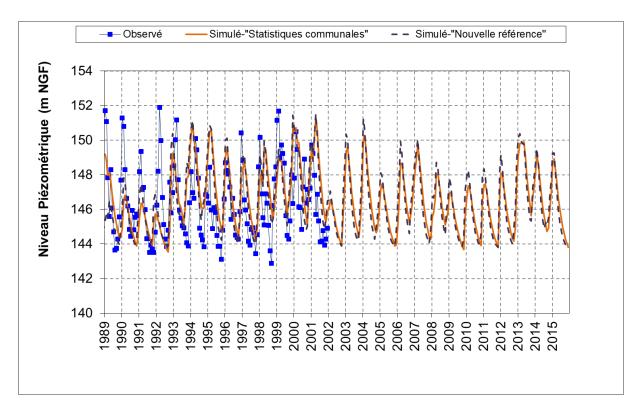


Illustration 47 : Montet-Chambon : évolution de superficie à l'échelle du site (à gauche) et des communes de Déols et Montierchaume (à droite), (Les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations).

b) Simulations hydrologique et des concentrations en nitrate - avec calage

Le nouveau coefficient de corrélation de la partie hydrologie est moins bon que celui observé pour le scénario « Nouvelle référence » (R²=0,79 contre R²=0,89) (Illustration 48).

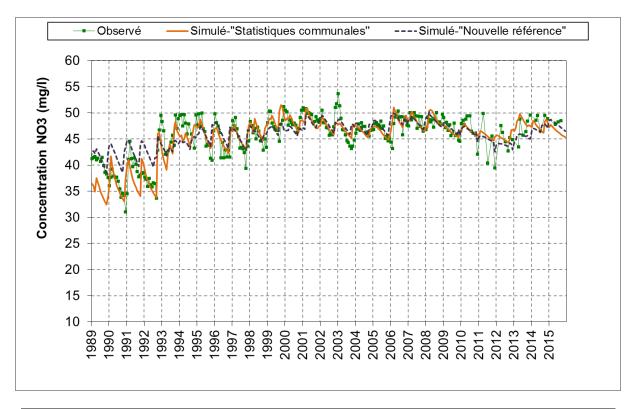
En outre, la simulation hydrologique aboutit à une recharge trop faible (79 mm) par rapport à ce qui est estimé comme minimum sur le bassin (131 mm).



Paramètre du module « hydrologique »	Valeur optimisée « Statistiques communales »	Valeur optimisée « Nouvelle référence »
Niveau de base (m NGF)	142.2	143.6
Coefficient d'emmagasinement équivalent (-)	1.49 e-3	8.72 e-3
Correction globale de la Pluie (%)	10	10
Correction globale de l'ETP (%)	-10	-10
Capacité de la réserve superficielle (RuMax) (mm)	79.8	54.5
Hauteur de répartition Ruissellement-Percolation (mm)	54.7	147
Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois)	8.7	1.127
Temps de 1/2 tarissement Souterrain 1 (mois)	1.0	1.5
R ²	0.79	0.89
Période de démarrage	5 x 5 années	2 x 5 années
Année de démarrage	1989	1975
Recharge moyenne annuelle (1995-2015)	79 mm	184 mm

Illustration 48 : Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Statistiques communales » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées.

Comme à Plourhan, la perte de précision des données d'entrée sur l'occupation du sol aboutit à une dégradation de la simulation des teneurs en nitrate (Illustration 49). Si l'on considère que les premières années de simulation sont impactées par la prise en compte de conditions initiales différentes entre les deux simulations, les écarts sont sensibles au niveau de l'amplitude des variations saisonnières mais dans l'ensemble la simulation reste dans le bon ordre de grandeur et respecte les tendances, probablement parce que la taille du bassin est relativement proche de celle des communes.



Paramètre du module « agronomique »	Valeur optimisée	Valeur
	« Statistiques	« Nouvelle référence »
	communales »	
Temps de mélange dans le réservoir Superficiel (mois)	0.43	0.62
Temps de mélange dans le réservoir Intermédiaire (mois)	5.72	0.23
Temps de mélange dans le réservoir Souterrain 1 (mois)	0.76	10
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Superficiel (mm)	3 295	2 261
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Intermédiaire (mm)	4 214	1 184
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Souterrain 1 (mm)	500	500
Coefficient de correction des Applications (%)	1.7	-0.1
Coefficient de correction des Besoins en NO3 (%)	2.0	0.9
Coefficient de correction de la Minéralisation (%)	2.8	-5.0
R ²	0.64	0.78
Période de démarrage	5 x 5 années	2 x 5 années
Année de démarrage	1989	1975

Illustration 49 : Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Statistiques communales » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données observées de concentrations en nitrates : tableau des valeurs de calage associées.

3.4.4. Pentvert

a) Occupation du sol

Pour Pentvert, l'occupation du sol à l'échelle de la commune a été calculée à partir des statistiques sur les communes de Saones et de Saint-Rémy-du-Val (cumul des superficies : 28 km²). La surface du bassin d'alimentation du captage est estimée à 24 km² dans l'étude BRGM de 2012 (dont 9 km² à pression agricole dominante) et 27 km² dans la délimitation de l'AAC (Chrétien, 2018 ; Rapport BRGM/RP-68522-FR). L'échelle du site et celle des communes concernées sont donc voisines. La même prépondérance des céréales à pailles qu'à l'échelle du site d'étude est retrouvée. Le colza et les surfaces en herbe occupent aussi une place importante.

Pour l'année 2000, les surfaces en maïs des deux communes sont soumises au secret statistique^s, ce qui explique que la surface en maïs disparait lors de l'enquête en 2000. Bien que ne disparaissant pas, le maïs voit tout de même ses surfaces diminuer grandement, il représentait 20 % des surfaces des communes en 1988 et représente moins de 10 % en 2010. La surface non agricole passe de 20 % à 9 % au cours de la période étudiée. Cette proportion est un peu différente de celle du scénario « Nouvelle référence » dans lequel la proportion de surface non agricole était constante sur l'ensemble de la période et égale à 12 %.

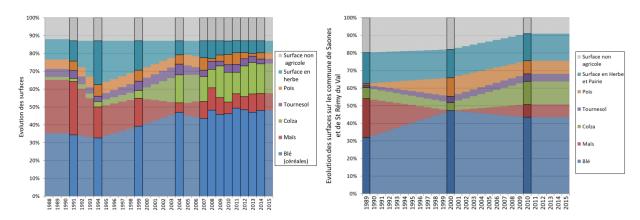


Illustration 50 : Pentvert : évolution de l'occupation du sol à l'échelle du site d'étude (à gauche) et des communes de Saones et Saint-Rémy-du-Val (à droite), (Les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations).

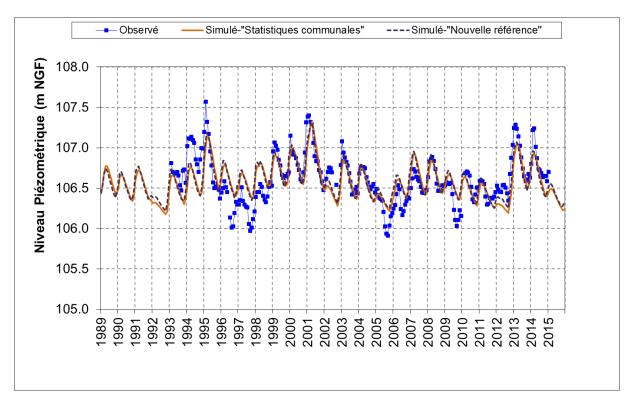
b) Simulations hydrologique et des concentrations en nitrate - avec calage

Le calage des niveaux piézométriques avec des données d'origine statistique dégrade la qualité de la simulation, même si le coefficient de corrélation (R²=0,73) est peu dégradé par rapport à celui obtenu dans le cadre du scénario « Nouvelle référence » (R²=0,74) (Illustration 51).

Comme dans le cas du scénario « Simplification », l'ajustement des paramètres du scénario « statistiques communales » a provoqué une diminution de la recharge moyenne annuelle. Les tentatives visant à conserver une recharge plus élevée ne permettaient pas d'obtenir une simulation des concentrations en nitrates avec un coefficient de corrélation suffisamment élevé.

_

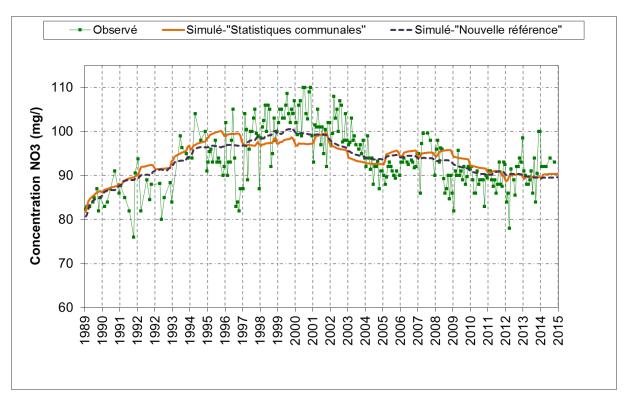
⁸ Dans la base de donnée Agreste, si moins de cinq exploitants produisent une culture sur une aire géographique donnée, les résultats de l'enquête ne sont pas publiés.



Paramètre du module « hydrologique »	Valeur optimisée	Valeur optimisée
, , ,	« Statistiques	« Nouvelle référence »
	communales »	
Niveau de base (m NGF)	106	106.1
Coefficient d'emmagasinement équivalent (-)	3.65 e-2	2.45 e-2
Correction globale de la Pluie (%)	-8.3	-10
Correction globale de l'ETP (%)	2.8	-5.8
Capacité de la réserve superficielle (RuMax) (mm)	70	50
Hauteur de répartition Ruissellement-Percolation (mm)	170	300
Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois)	6	6
Temps de 1/2 tarissement Souterrain 1 (mois)	1.88	1.08
R ²	0.73	0.74
Période de démarrage	6 x 5 années	6 x 5 années
Année de démarrage	1989	1988
Recharge moyenne annuelle (1995-2015)	114 mm	147 mm

Illustration 51 : Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Statistiques communales » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées .

Comme pour les simulations précédentes, la diminution de la précision des données d'entrée d'occupation du sol aboutit à une dégradation du modèle mais dans l'ensemble, les concentrations simulées restent dans le bon ordre de grandeur et respecte les tendances, probablement parce que la taille du bassin est proche de celle des communes (Illustration 52).



		1
Paramètre du module « agronomique »	Valeur optimisée	Valeur optimisée
	« Statistiques	« Nouvelle référence »
	communales »	
Temps de mélange dans le réservoir Superficiel (mois)	4.87	0.25
Temps de mélange dans le réservoir Intermédiaire (mois)	10	10
Temps de mélange dans le réservoir Souterrain 1 (mois)	0.25	0.25
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Superficiel (mm)	350.4	4 013.5
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Intermédiaire (mm)	185.6	1 089.8
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Souterrain 1 (mm)	1 219.1	672.3
Coefficient de correction des Applications (%)	3.5	5.0
Coefficient de correction des Besoins en NO3 (%)	9.6	-5.0
Coefficient de correction de la Minéralisation (%)0	10.0	5.0
R ²	0.48	0.67
Période de démarrage	6 x 5 années	6 x 5 années
Année de démarrage	1989	1988

Illustration 52 : Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Statistiques communales » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données observées de concentrations en nitrates : tableau des valeurs de calage associées.

3.4.5. Scénario « Statistiques communales » - Conclusion

Dans les trois cas, les simulations utilisant des données d'occupation du sol à l'échelle communale provenant de bases de données aboutissent à une dégradation plus ou moins prononcée des simulations, et pour deux d'entre elles, une diminution de la cohérence entre la recharge simulée par la simulation hydrologique et celle estimée par un bilan hydrologique sommaire. Rappelons que les besoins en azote et la fertilisation sont estimés sur la base de cette occupation du sol.

Néanmoins, pour les bassins de Montet-Chambon et Pentvert, les résultats globalement respectueux des tendances et des teneurs moyennes en nitrate montrent qu'il est possible de préparer des données d'entrée BICHE avec des données issues des bases de données nationales à l'échelle communale. En revanche, pour le petit bassin de Plourhan, où l'occupation du sol de la zone étudiée est très différente de la moyenne communale du fait d'une action locale de reconquête très forte, l'impact est important. Pour ce type de sites, des enquêtes de terrain seront nécessaires.

3.5. RÉSULTATS - STATISTIQUES DÉPARTEMENTALES

3.5.1. Principe

Pour générer les données d'entrée du scénario « Statistiques départementales », il n'a été utilisé que des données à l'échelle départementale. Le scénario « Statistiques départementales » a été réalisé avec toutes les données disponibles aussi bien pour la série des données piézométriques que pour la série des données de nitrate. Pour ce nouveau scénario, certaines données ont été calculées, il s'agit :

- de la fertilisation (estimée par un calcul présenté en Annexe 2);
- de la minéralisation (cf. § 2.2.4).

L'occupation du sol a été estimée à partir d'enquêtes agricoles à l'échelle départementale (cf. Annexe 2).

À cette échelle, les surfaces occupées par les cultures évoluent peu d'une année sur l'autre pour deux raisons. Premièrement, à l'échelle départementale, le changement d'1 % d'occupation des surfaces agricoles représente des surfaces importantes et deuxièmement les enquêtes ne sont réalisées que tous les dix ans. Pour mieux comprendre l'impact des modifications des données d'entrée agronomiques, aucune action sur le module hydrologique n'a été effectuée pour ce scénario. Les paramètres des parties hydrologiques sont les mêmes que ceux présentés dans le paragraphe « Nouvelle référence » (§ 3.2).

3.5.2. Plourhan

a) Occupation du sol

À l'échelle du département des Côtes d'Armor, les surfaces en céréales à pailles, en herbe et en maïs sont prépondérantes. Les surfaces en légume et en pois sont très faibles en comparaison avec les surfaces observées sur le site d'étude. En moyenne entre 1989 et 2015, 36 % de la surface du département n'est pas occupée par des terrains agricoles. Ce chiffre est peu différent de celui s'appliquant au bassin d'alimentation du captage (34 % de l'AAC - moyenne 1989-2016 - n'est pas occupé par des terrains agricoles).

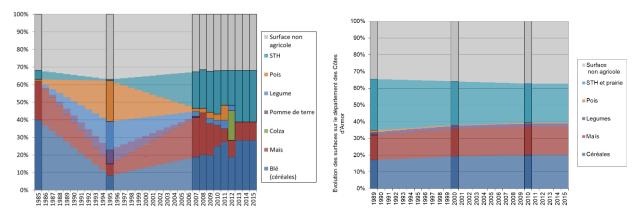
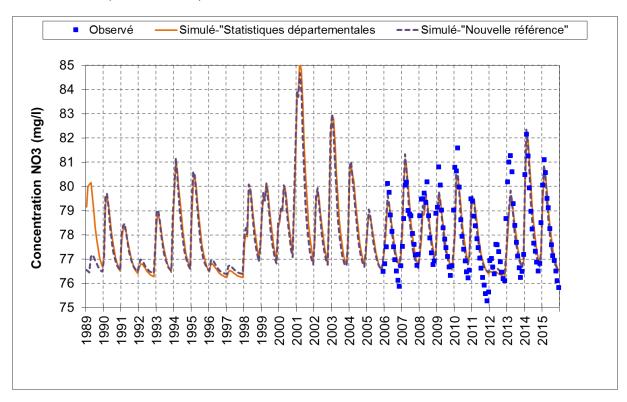


Illustration 53 : Plourhan : évolution de l'occupation du sol à l'échelle du site (à gauche) et du département des Cotes d'Armor (à droite), (Les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations).

b) Simulation hydrologique et des concentrations en nitrate - avec calage

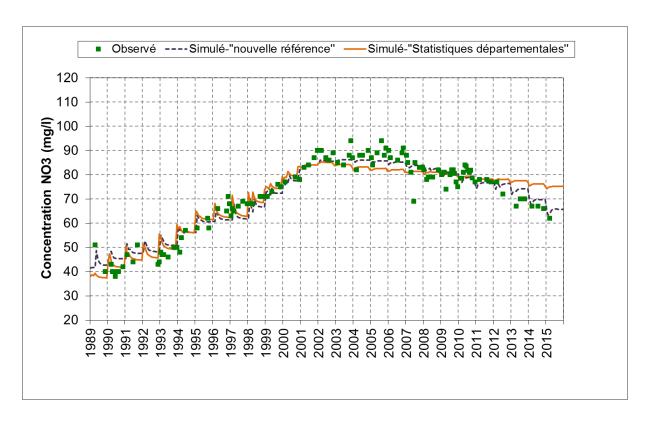
La valeur du R² est légèrement inférieure à celle obtenue pour le scénario « Nouvelle référence » (R²=0,85 contre R²=0,89). Les courbes simulées ainsi que les paramètres sont très similaires (Illustration 54).



Paramètre du module « hydrologique »	Valeur optimisée « Statistiques départementales »	Valeur optimisée « Nouvelle référence »
Niveau de base (m NGF)	76.20	76.36
Coefficient d'emmagasinement équivalent (-)	7.96 e-3	5.32 e-3
Correction globale de la Pluie (%)	-10	-10
Correction globale de l'ETP (%)	-3.9	-4.9
Capacité de la réserve superficielle (RuMax) (mm)	150	150
Hauteur de répartition Ruissellement-Percolation (mm)	180	149.9
Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois)	1.87	1.93
Temps de 1/2 tarissement Souterrain 1 (mois)	1.47	1
R ²	0.86	0.89
Période de démarrage	4 x 5 années	4 x 5 années
Année de démarrage	1989	1985
Recharge	117 mm	114 mm

Illustration 54 : Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et « Statistiques départementales » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées.

Le scénario « Statistiques départementales » pour la simulation des concentrations en nitrates aboutit à un calage dégradé par rapport à la simulation réalisée pour le scénario « Nouvelle référence » (R²=0,85 contre R²=0,96), (Illustration 55). Dans le scénario, une première partie (jusqu'en 2002) est bien retranscrite mais dans une seconde partie, les valeurs simulées ne retranscrivent pas la diminution de concentrations observée.



Paramètre du module « agronomique »	Valeur optimisée « Statistiques départementales »	Valeur optimisée « Nouvelle référence »
Temps de mélange dans le réservoir Superficiel (mois)	0.5	0.5
Temps de mélange dans le réservoir Intermédiaire (mois)	0.5	0.5
Temps de mélange dans le réservoir Souterrain 1 (mois)	0.5	0.5
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Superficiel (mm)	750	1 143
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Intermédiaire (mm)	750	904
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Souterrain 1 (mm)	750	725
Coefficient de correction des Applications (%)	5.0	-5.0
Coefficient de correction des Besoins en NO3 (%)	-5.0	0.7
Coefficient de correction de la Minéralisation (%)	5.0	5.0
R ²	0.85	0.96
Période de démarrage	4 x 5 années	4 x 5 années
Année de démarrage	1989	1985

Illustration 55 : Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et « Statistiques départementales » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées.

Le R² du scénario « Statistiques départementales » est pratiquement le même que celui du scénario « Statistiques communales ». Les deux courbes sont en fait très similaires. Comme dans le cas du scénario « Statistiques communales », il n'est pas possible, en utilisant des données à cette échelle, de prendre en compte l'augmentation importante des surfaces en herbe sur le bassin qui est propre à la politique locale du syndicat d'eau de Plourhan (Illustration 56).

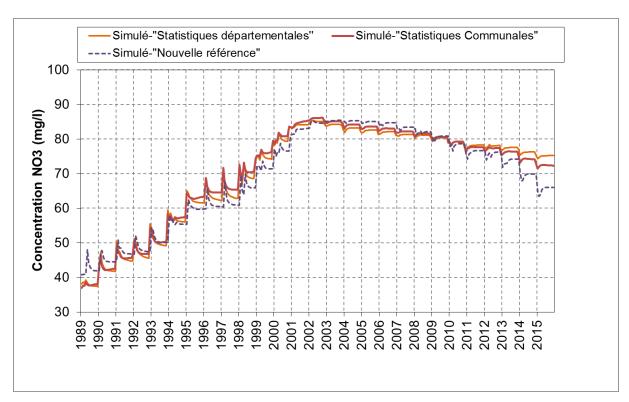


Illustration 56 : Plourhan : comparaison des simulations du scénario « Statistiques départementales » et du scénario « Statistiques communales » avec les résultats du scénario « Nouvelle référence ».

3.5.3. Montet-Chambon

a) Occupation du sol

À l'échelle du département de l'Indre, les surfaces en « céréales à pailles » et en « surface en herbe » sont prépondérantes. Depuis le milieu des années 1990, les surfaces en colza ont beaucoup augmenté. Les surfaces en tournesol, qui ont représenté jusqu'à 10 % en 1988, représentent moins de 5 % en 2010. Les surfaces non agricoles (bois et bâtis) représentent environ un tiers de la surface du département (32 % en moyenne entre 1989 et 2015) ce qui est très semblable aux surfaces occupées par les terrains non agricoles sur le bassin d'alimentation du captage (30 % en moyenne sur la même période).

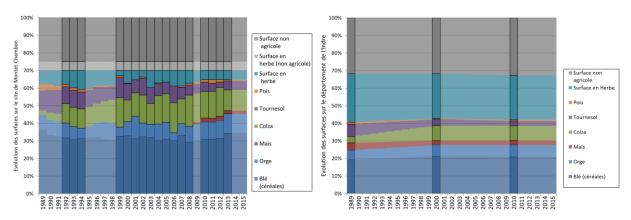
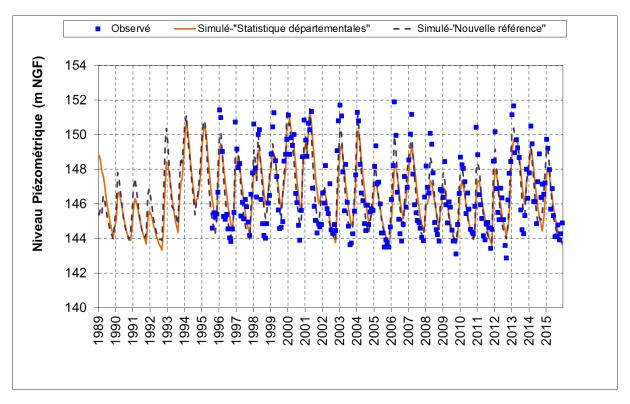


Illustration 57 : Montet-Chambon : évolution de l'occupation du sol à l'échelle du site d'étude (à gauche) et du département de l'Indre (à droite), (Les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations).

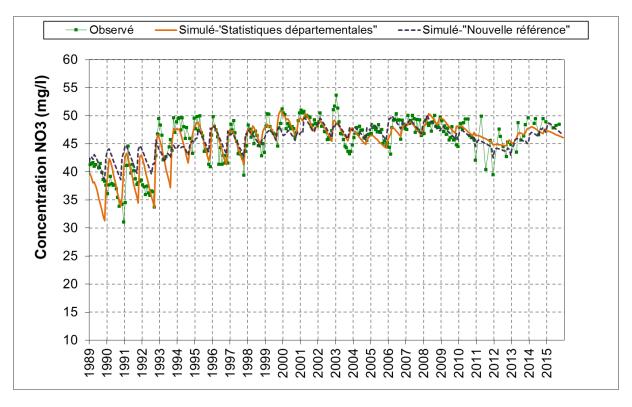
b) Simulation hydrologique et des concentrations en nitrate - avec calage



Paramètre du module « hydrologique »	Valeur optimisée	Valeur
	« Statistiques	« Nouvelle référence »
	départementales »	
Niveau de base (m NGF)	142.7	143.6
Coefficient d'emmagasinement équivalent (-)	1.82 e-2	8.72 e-3
Correction globale de la Pluie (%)	10	10
Correction globale de l'ETP (%)	6.7	-10
Capacité de la réserve superficielle (RuMax) (mm)	50	54.5
Hauteur de répartition Ruissellement-Percolation (mm)	250	147
Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois)	0.88	1.12
Temps de 1/2 tarissement Souterrain 1 (mois)	3.5	1.5
R ²	0.78	0.89
Période de démarrage	5 x 5 années	2 x 5 années
Année de démarrage	1989	1975
Recharge (1995-2015)	188 mm	184 mm

Illustration 58 : Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et du scénario « Statistiques départementales » avec les données observées deconcentrations en nitrates : tableau des valeurs de calage associées.

La valeur du R² est inférieure à celle obtenue pour le scénario « Nouvelle référence » (R²=0,78 contre R²=0,89), (Illustration 58).



Paramètre du module « agronomique »	Valeur optimisée « Statistiques	Valeur optimisée « Nouvelle référence »
	départementales »	
Temps de mélange dans le réservoir Superficiel (mois)	0.27	0.62
Temps de mélange dans le réservoir Intermédiaire (mois)	0.27	0.23
Temps de mélange dans le réservoir Souterrain 1 (mois)	8.37	10
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Superficiel (mm)	3 875	2 261
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Intermédiaire (mm)	500	1 184
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Souterrain 1 (mm)	786	500
Coefficient de correction des Applications (%)	2.8	-0.1
Coefficient de correction des Besoins en NO3 (%)	-0.1	0.9
Coefficient de correction de la Minéralisation (%)	5	-5
R ²	0.68	0.78
Période de démarrage	5 x 5 années	2 x 5 années
Année de démarrage	1989	1975

Illustration 59 : Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et « Statistiques départementales » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées.

Comme dans les cas des scénarios « Simplification » et « Statistiques communales », le R² est dégradé pour la simulation des concentrations en nitrate (Illustration 59). Les scénarios « Statistiques communales » et « Statistiques départementales » ont des courbes d'aspect relativement proches (Illustration 60). Les tendances générales sont bien retranscrites dans les deux cas, mais on remarquera que la chronique est moins contrastée que celle des deux autres sites. Elle est relativement plate avec de légères inflexions, probablement parce que les occupations du sol ont été peu modifiées dans les 25 dernières années.

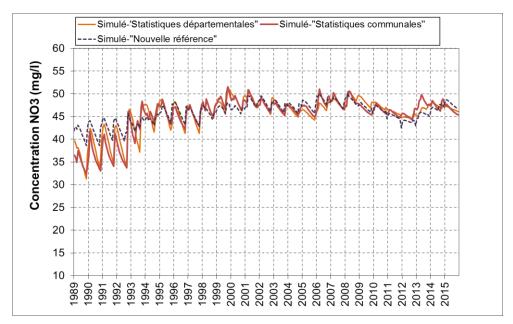


Illustration 60 : Montet-Chambon : comparaison des simulations du scénario « Statistiques départementales » et du scénario « Statistiques communales » avec les résultats du scénario « Nouvelle référence ».

3.5.4. Pentvert

a) Occupation du sol

À l'échelle du département de la Sarthe, les surfaces en céréales à pailles et en surface en herbe sont prépondérantes (Illustration 61). Le colza est la troisième production la plus cultivées sur le département. La surface non agricole occupe une place très importante, passant de 32 % en 1989 à 40 % en 2015. Dans le scénario « Validation », les surfaces non agricoles ne représentent que 12 % de la surface totale.

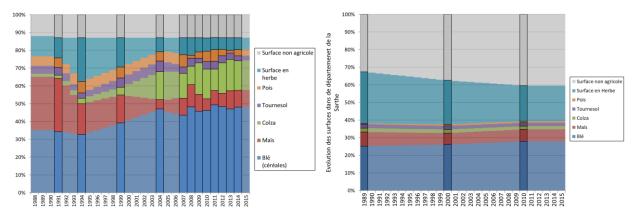
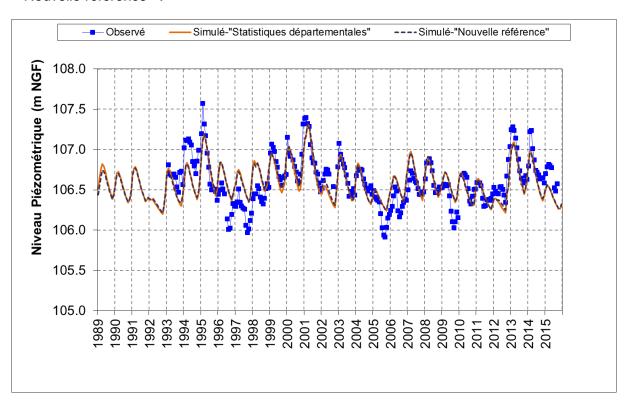


Illustration 61 : Pentvert : évolution de l'occupation du sol à l'échelle du site (à gauche) et du département de la Sarthe (à droite) (Les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations).

b) Simulation hydrologique et des concentrations en nitrate - avec calage

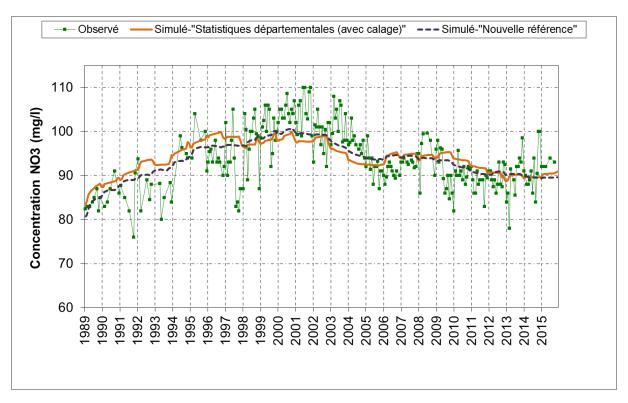
Après calage, le R² du scénario « Statistiques départementales » est de 0,73 pour le module « hydrologique » (Illustration 62). Ce coefficient de corrélation est identique à celui du scénario « Nouvelle référence ».



Paramètre du module « hydrologique »	Valeur optimisée « Statistiques	Valeur optimisée « Nouvelle référence »
	départementales »	
Niveau de base (m NGF)	106.1	106.1
Coefficient d'emmagasinement équivalent (-)	2.40 e-2	2.45 e-2
Correction globale de la Pluie (%)	-10	-10
Correction globale de l'ETP (%)	5.4	-5.8
Capacité de la réserve superficielle (RuMax) (mm)	50.0	50
Hauteur de répartition Ruissellement-Percolation (mm)	170.0	300
Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois)	6	6
Temps de 1/2 tarissement Souterrain 1 (mois)	1.23	1.08
R ²	0.74	0.74
Période de démarrage	6 x 5 années	6 x 5 années
Année de démarrage	1989	1988
Recharge annuelle 1995-2015	119	147

Illustration 62 : Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Statistiques départementales » et du scénario « Nouvelle référence » avec les données piézométriques observées : tableau des valeurs de calage associées.

Après calage, le R² du scénario « Statistiques départementales » n'est que de 0,53 pour le module « agronomie » (Illustration 63). Néanmoins, comme pour les simulations du scénario « Statistiques communales » les concentrations simulées restent dans le bon ordre de grandeur et respectent les tendances majeures.



Paramètre du module « agronomique »	Valeur optimisée	Valeur optimisée
	« Statistiques	« Nouvelle référence »
	départementales »	
Temps de mélange dans le réservoir Superficiel (mois)	3	0.25
Temps de mélange dans le réservoir Intermédiaire (mois)	10	10
Temps de mélange dans le réservoir Souterrain 1 (mois)	0.25	0.25
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Superficiel (mm)	587.7	4 013.5
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Intermédiaire (mm)	193.2	1 089.8
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Souterrain 1 (mm)	1 077.6	672.3
Coefficient de correction des Applications (%)	10	5
Coefficient de correction des Besoins en NO3 (%)	-10	-5
Coefficient de correction de la Minéralisation (%)0	10	5
R ²	0.53	0.67
Période de démarrage	6 x 5 années	6 x 5 années
Année de démarrage	1989	1988

Illustration 63 : Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Nouvelle référence » et du scénario « Statistiques départementales » avec les données observées piézométriques : tableau des valeurs de calage associées.

La simulation utilisant des données d'entrée dégradées à l'échelle départementale reproduit bien de longues périodes de la chronique (ex 1993-2000), néanmoins la première partie de la simulation est sous-estimée de même que la période 2000-2006.

Bien que le R² ne soit que de 0,53, la simulation retranscrit les grandes tendances de la chronique observée. Le calage est assez grossier mais si l'on considère que l'ensemble des données d'entrée est acquis à une échelle départementale, et que ces données sont considérablement différentes de celles du site en proportion et en évolution chronologique, il peut paraitre étonnant d'avoir un résultat aussi peu dégradé. Cela tient au recalage du modèle sur la partie « nitrate » qui permet, dans la limite des bornes que le modélisateur lui a fixé, d'obtenir une simulation différente mais acceptable sur le plan des tendances.

Le recalage ne peut compenser les différences importantes d'occupation du sol entre la zone d'étude de Pentvert (Illustration 15) et le département (Illustration 61). Les scénarios « Statistiques communales » et « Statistiques départementales » ont des courbes très similaires (Illustration 64).

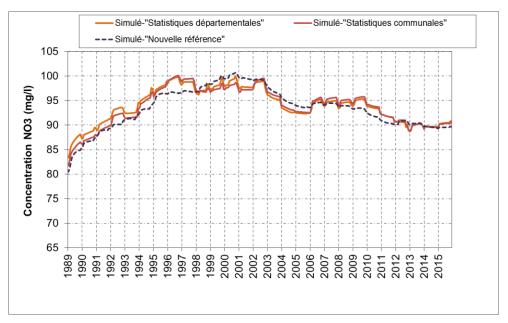


Illustration 64 : Pentvert : comparaison des simulations du scénario « Statistiques départementales » et du scénario « Statistiques communales » avec les résultats du scénario « Nouvelle référence ».

3.5.5. Scénario « Statistiques départementales» - Conclusion

Dans les trois cas, les simulations utilisant des jeux de données agricoles à l'échelle départementale provenant de bases de données aboutissent à une dégradation plus ou moins prononcée des simulations de référence. Néanmoins, pour les bassins de Montet-Chambon et de Pentvert, les résultats restent globalement respectueux des tendances et des teneurs moyennes en nitrate. En revanche, pour le petit bassin de Plourhan, où le parcellaire de la zone étudiée est très différent de la moyenne départementale, l'impact est important.

Tout comme pour le scénario « statistiques communales », ce scénario montre qu'il est possible de préparer des données d'entrée BICHE avec des données issues des bases de données nationales à l'échelle départementale, avec une légère dégradation en passant des « statistiques communales » aux « statistiques départementales ». Les différences restent assez faibles. L'une des raisons est que toutes les informations ne sont pas disponibles à l'échelle communale et le scénario « statistiques communales » a parfois dû recourir à des données départementales.

Considérant que l'effort nécessaire pour constituer les fichiers d'entrée sur la base de statistiques communales ou de statistiques départementales est équivalent et que les données sont disponibles pour les mêmes dates, l'utilisation de données communales est à privilégier afin de permettre de mieux refléter des spécificités locales (à l'exception de cas extrêmes comme à Plourhan pour lesquels des enquêtes restent nécessaires).

4. Nouveaux sites

À ce point de l'étude, l'objectif est d'appliquer la méthode « simplifiée » sur des sites ayant fait l'objet de moins d'études, donc moins bien connus, pour lesquels seules les informations provenant des bases de données existantes seront utilisées. Le choix s'est porté, en accord avec l'Agence de l'Eau, sur deux sites :

- Bonneval (28) : bassin du captage des Près Nollets ;
- Saint-Lactencin (36) : bassin du captage de Grosse Planche à Buzançais.

Pour constituer des exemples d'application avec peu de données, la constitution des fichiers de données agricoles a privilégié les estimations par le calcul laissant de côté les éventuelles informations complémentaires qui auraient sans doute permis de dégager des estimations à dire d'expert. En outre, seules les principales cultures présentes sur les bassins ont été prises en compte à partir des bases de données à l'échelle communale. La méthodologie appliquée ici se rapporte donc à la méthode des scénarios « simplification » et « statistique communale » et des chapitres précédents.

4.1. CAPTAGE DES PRÉS NOLLETS A BONNEVAL (28)

4.1.1. Présentation du site

Le captage des Près Nollets (n° BSS 0325-4X-0104), est situé sur la commune de Bonneval, dans la partie Sud du département de l'Eure-et-Loir, entre Châteaudun et Chartres, dans une zone agricole à l'ouest du plateau de Beauce.

Il s'agit d'un captage prioritaire. Son débit d'exploitation moyen, de 80 m³/h (386 000 m³/an), participe à l'alimentation de la communauté de communes du Bonnevalais. L'Aire d'Alimentation du Captage a été définie par Hydratec en 2013 (cité dans Terralys, 2016). Une étude complémentaire (Explore, 2015) a défini des zones de vulnérabilité. L'étude des pressions agricoles sur l'Aire d'Alimentation du Captage a été menée par Terralys (2016). Le périmètre de protection a été révisé en 2017 (Gombert, 2017).

4.1.2. Contexte hydrogéologique

Le captage capte la craie du Séno-Turonien entre 27 et 52 m de profondeur, sous une couverture de calcaire marneux (calcaire de Beauce) et d'argile à silex. En fonction des sources d'information, la coupe du forage varie. Les argiles à silex pour les uns, présentes jusqu'à 27 m de profondeur (Gombert, 2017), sont des craies tendres à silex pour les autres, jusqu'à 20 m de profondeur seulement (Alcayde, 2009). Le niveau statique (13 à 18 m de profondeur selon la saison) indique que la nappe est localement captive à semi-captive sous cet horizon semi-perméable. La carte géologique de l'Illustration 65 montre clairement la position périphérique du captage et de son AAC par rapport au calcaire de Beauce qui ne contient pas de nappe à cet endroit. La surface de l'AAC s'étend sur 77 km².

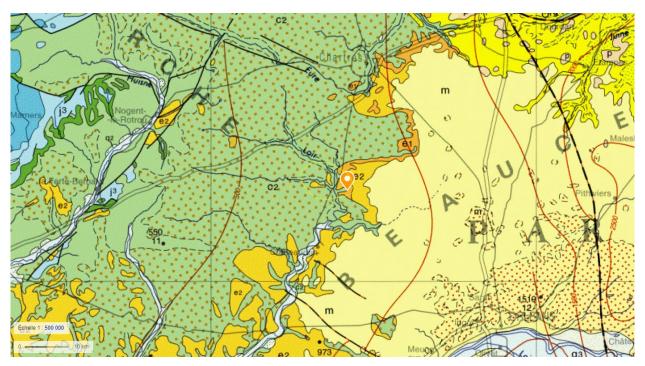


Illustration 65 : Extrait de la carte géologique au 1/1 000 000 (BRGM©) et positionnement du captage des Prés Nollet et de son AAC.

Toutes les cartes piézométriques disponibles (Basses eaux : 1999, 2005, 2008, 2013 et Hautes eaux en 2000) montrent des écoulements nord-ouest – sud-est et ouest- est semblant accompagner le Loir et convergeant vers le captage (Illustration 66).

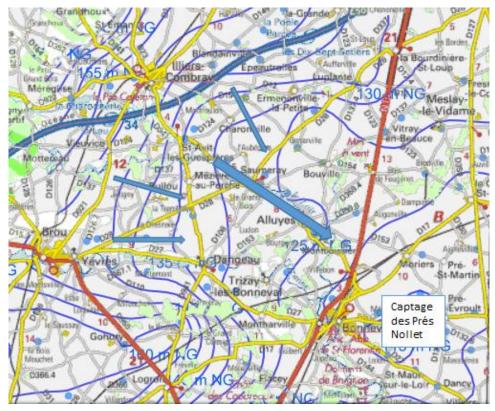


Illustration 66 : Piézométrie de la nappe de la Craie en amont de Bonneval (Source SIGES Centre-Val de Loire).

Les analyses caractérisent une eau de faciès bicarbonaté calcique, de conductivité électrique moyenne (611 μ S/cm), de pH proche de la neutralité (7,30 mesuré *in situ*), de faible turbidité (0,14 NFU) et sans bactéries pathogènes (ni Entérocoques ni E. coli). Par contre, on note la présence dans l'eau brute de traces de pesticides (simazine (0,006 μ g/L), atrazine-déséthyl (0,077 μ g/L) et d'oxadixyl (0,007 μ g/L)) ainsi que la présence de nitrates en excès (56 μ g/l de nitrates) (Gombert, 2017).

Ces caractères (nappe contrôlée par les écoulements de surface aux caractéristiques chimiques fortement affectées par les activités agricoles) indiquent, que les « argiles à silex » en surface ne rendent pas la nappe captive. Elle doit être considérée comme semi-captive, c'est-à-dire surmontée d'une couche moins perméable (mais pas imperméable) qui ne fait pas écran à sa recharge par les précipitations.

4.1.3. Données d'entrée

a) Chroniques Climatiques (P et ETP)

Pour le site de Bonneval, les données des pluies mensuelles et de l'ETP (Évapotranspiration potentielle) ont été achetées auprès de Météo-France. Les données de pluies ont été acquises pour la station de Bonneval (code Météo-France 28051001) et les données d'ETP ont dû être acquises pour la station de Chartres (code Météo-France 28070001) car la station de Bonneval ne dispose pas de calcul de l'ETP.

L'Illustration 67 présente les valeurs de précipitation et d'ETP annuelles (en année hydrologique) de 1989/1990 à l'année 2015/2016.

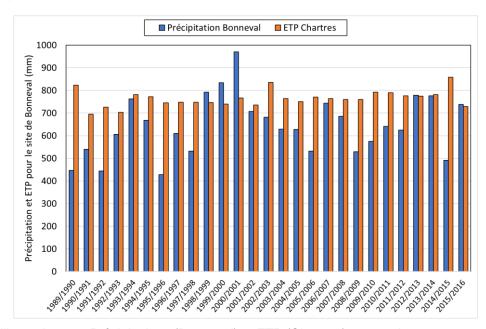


Illustration 67: Précipitations (Bonneval) et ETP (Chartres) au pas de temps annuel.

La station de Bonneval a été arrêtée en 2014 et a repris en 2015. Pour les simulations, l'année 2014 provient de la station de Chartres, sans correction particulière vu le faible nombre d'années complémentaires et la proximité de la station.

Si la chronique d'évaporation ne semble pas présenter une grande variabilité (moyenne de 756 mm et écart type de 58 mm), la série pluviométrique de Bonneval, de moyenne 618 mm et d'écart type 151 mm semble montrer des cycles contrastés de plusieurs années dont les maximums pluviométriques se rencontrent en 1993 (762 mm), 2000 (970 mm) et 2012 (778 mm).

b) Chroniques Piézométrique

La chronique piézométrique la plus longue disponible sur le bassin versant de Bonneval est celle recueillie au niveau du forage de Méroger (n° BSS 03254X0103/F) situé sur la commune de Bonneval, à 900 m du captage des Près Nollets. Le forage, d'environ 30 m de profondeur, capte la craie. Les données sont disponibles entre 1993 et 2019 dans la base de données ADES.

L' Illustration 68 présente l'ensemble de ces mesures transformées en moyennes mensuelles sur la période 1993-2016 pour les besoins de la modélisation. La chronique présente des variations saisonnières peu marquées par rapport aux variations interannuelles. On y repère les trois grands cycles hydrologiques montrant des niveaux de hautes eaux en 1995, 2001 et 2014, correspondant aux pluviométries importantes des années 1993, 2000 et 2012. Ce comportement traduit une inertie relativement importante de la nappe avec un délai de réaction supérieur à une année.

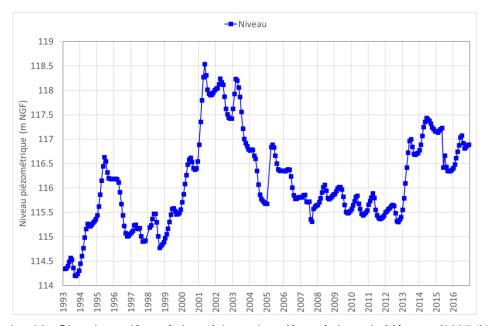


Illustration 68 : Chronique piézométrique à la station piézométrique de Méroger (03254X0103).

Sur le bassin d'alimentation du captage évalué à 77 km², l'alimentation de la nappe se fait dans les vallées lors de l'incision des formations superficielles par les cours d'eau et à travers les formations résiduelles à silex considérées comme semi-perméables. L'estimation de la recharge à travers ces horizons n'est pas aisée. En considérant que 20 % des précipitations contribuent à la recharge des nappes, celle-ci pourrait-être de l'ordre de 124 mm en moyenne.

c) Chroniques de concentration en nitrate

Plusieurs chroniques de concentrations en nitrates sont disponibles pour le captage des Près Nollets (03254X0104/S1). Les mesures disponibles proviennent de ADES et des rapports fournis par les études menées dans le cadre de l'étude des pressions agricoles sur l'AAC (Terralys, 2016).

L'Illustration 69 présente l'ensemble des mesures disponibles sur la période 1992-2016. La limite des 50 mg/l de nitrate est franchie en 2000. Les teneurs atteignent un maximum de 62 mg/l en 2003 puis redescendent, mais restent au-dessus de la norme. Le parallèle avec les données pluviométriques (années pluvieuses de 2000-2001) et piézométriques (pics de 2001-2003 puis 2014-2015) laisse penser que les fluctuations de niveau contrôlées par le climat ont un impact sur les concentrations dans la nappe.

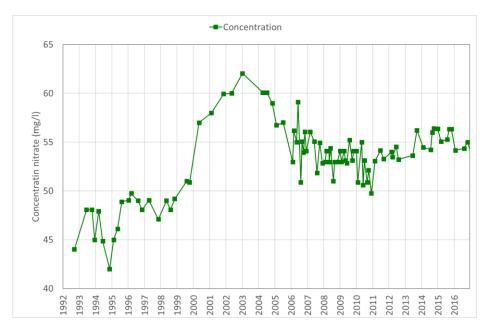


Illustration 69 : Chronique des concentrations en nitrate à Bonneval.

d) Occupation du sol

Pour obtenir une chronique continue d'occupation du sol, des extrapolations linéaires entre les données fournies par les enquêtes du RGA (1988, 2000 et 2010) ont été réalisées. Pour obtenir une date plus récente que la dernière enquête à l'échelle communale (2010), un traitement du RPG de 2016 a été réalisé (Illustration 70). Une seule date a été retenue après 2010 pour la démonstration, il faut savoir que des versions de RPG existent à partir de 2007 bien que certaines versions soient plus difficiles à obtenir. Dans ce scénario, seules les principales cultures présentes sur le bassin ont été prises en compte sur la base des statistiques agricoles à l'échelle communale.

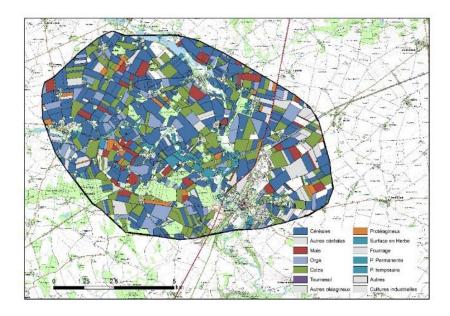


Illustration 70 : Traitement du RPG 2016 pour la zone d'étude de Bonneval.

Les surfaces cultivées dans le bassin de Bonneval sont occupées, pour une large part (proche de 50 % de la SAU), par les céréales à paille (blé, orge). Le colza est la culture qui occupe le plus de superficie derrière les céréales. Les superficies du colza sont celles qui ont le plus augmenté sur la période étudiée (de 110 ha en 1988 à 1100 ha en 2010) majoritairement au détriment des pois. Les surfaces des autres cultures sont relativement stables sur la période d'étude. Seules les surfaces en céréales à paille (blé tendre et blé dur) diminuent un peu.

L'ensemble des surfaces non agricoles occupe 18 % (1 300 ha) des 7 700 ha de la zone d'étude. Ces surfaces sont restées constantes sur l'ensemble de la période étudiée (1989-2016). Le graphique ci-dessous (Illustration 71) présente l'occupation du sol rapportée à la superficie totale du bassin d'alimentation du captage.

L'AAC est à dominante agricole avec près de la moitié de la SAU en céréales à paille (blé tendre, blé dur et orge) sur l'ensemble de la période étudiée. Néanmoins, la part des céréales à paille a diminué sur la période étudiée. La diminution s'est faite au profit du colza. Le fort développement du colza, influencé par la PAC 1993, a aussi eu pour conséquence la diminution des surfaces en tournesol et en pois (Illustration 71).

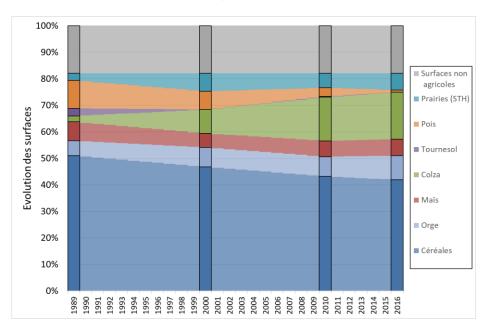


Illustration 71 : Bonneval : évolution de l'occupation du sol à l'échelle du site (Les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations).

e) Fertilisation et minéralisation

Les fichiers de minéralisation du sol sont élaborés selon la méthode décrite au § 2.2.4. Ce scénario se base sur une chronique de fertilisation calculée à partir des données de rendement provenant uniquement de bases de données départementales. Ces informations n'étant disponibles que sur la période 1989-2018, les simulations ont donc été réalisées sur cette période.

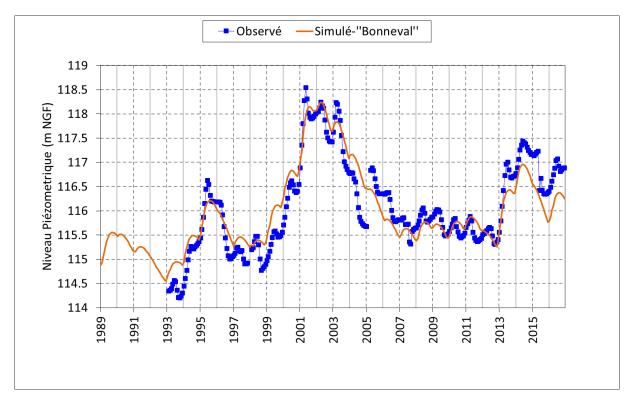
Pour la plupart des cultures, les rendements départementaux de la base de données sont proches des données décrites dans les rapports réalisés à partir d'enquêtes sur le bassin étudié (Terralys, 2016). Quand des différences de rendements apparaissent, il s'agit systématiquement de sous-estimation de rendements avec un écart maximal de 20 qx pour le maïs. En ce qui concerne les fertilisations, les valeurs obtenues restent proches des valeurs enquêtées bien que des sous-estimations apparaissent généralement en lien avec des sous-estimations de rendement. La sous-estimation de fertilisation la plus importante est calculée pour le maïs avec une différence de 40 Kg de N/ha sur la période 2008-2011.

4.1.4. Résultats des simulations

La date de la simulation commence en 1989. La durée de l'initialisation est de 25 ans (5 cycles de 5 ans). Rappelons que la simulation BICHE utilise le calage automatique des paramètres sous contrainte, c'est-à-dire en fixant certains paramètres ou en les laissant s'optimiser dans une plage de valeur plausibles. Le critère d'optimisation est le coefficient d'ajustement R² ou critère de Nash. Les simulations qui suivent incluent donc une phase de calage (correspondant à l'optimisation automatique des paramètres).

a) Simulation hydrologique

Après calage, le R² est de 0,91 pour le module « hydrologique » (Illustration 72). Les amplitudes interannuelles sont correctement représentées. Les dernières années (2014-2017) sont moins bien simulées, peut-être du fait des modifications apportées à la station pluviométrique de Bonneval.

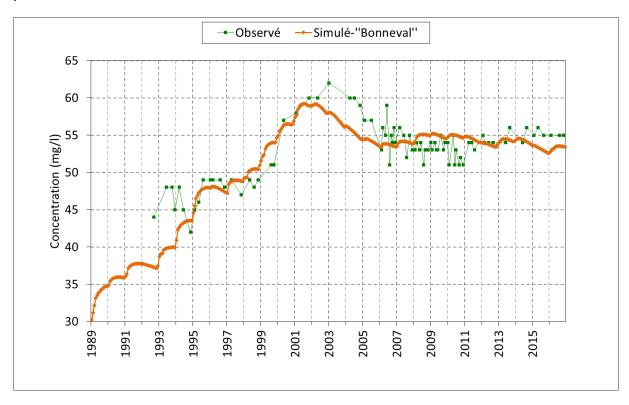


Paramètre du module « hydrologique »	Valeur optimisée
	« Nouveau site »
	Bonneval
Niveau de base (m NGF)	113.63
Coefficient d'emmagasinement équivalent (-)	2.70 e-2
Correction globale de la Pluie (%)	2.42
Correction globale de l'ETP (%)	-11.78
Capacité de la réserve superficielle (RuMax) (mm)	150.86
Hauteur de répartition Ruissellement-Percolation (mm)	3 500
Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois)	12.0
Temps de 1/2 tarissement Souterrain 1 (mois)	5.12
R ²	0.91
Période de démarrage	5 x 5 années
Année de démarrage	1989
Recharge annuelle 1995-2015	119

Illustration 72 : Bonneval : simulations pluie-niveau et tableau des valeurs de calage associées.

b) Simulation de concentrations en nitrate

La simulation des nitrates est ajustée avec un R² de 0,81 (Illustration 73). Les deux grandes tendances de la chronique de nitrate (croissance forte sur 1992-2003 puis stabilisation sont relativement bien représentées avec toutefois un pic sous-estimé en 2003-2005. Cela peut provenir de l'absence de détail sur les assolements entre 2000 et 2010.



Paramètre du module « agronomique »	Valeur optimisée
	« Nouveau site »
	Bonneval
Temps de mélange dans le réservoir Superficiel (mois)	0.20
Temps de mélange dans le réservoir Intermédiaire (mois)	10.0
Temps de mélange dans le réservoir Souterrain 1 (mois)	0.36
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Superficiel (mm)	3 396.1
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Intermédiaire (mm)	5 000.0.
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Souterrain 1 (mm)	512.8
Coefficient de correction des Applications (%)-3.9	-4.0
Coefficient de correction des Besoins en NO3 (%)	9.3
Coefficient de correction de la Minéralisation (%)	-10.0
R ²	0.81
Période de démarrage	5 x 5 années
Année de démarrage	1989

Illustration 73 : Bonneval : simulations des concentrations en nitrate et tableau des valeurs de calage associées.

4.2. CAPTAGE DE LA GROSSE PLANCHE À BUZANÇAIS (36)

4.2.1. Présentation du site

Le Forage de la Grosse Planche à Buzançais capte la nappe du Jurassique supérieur, aquifère vulnérable aux pollutions de surface, avec de nombreux gouffres repérables au sein des parcelles agricoles. Son aire d'alimentation correspond au bassin versant du ruisseau de la Grosse Planche, d'une surface de 4 177 ha et s'étend sur sept communes. Le captage participe à l'alimentation en eau potable d'environ 5 000 personnes à Buzançais et Saint-Lactencin. L'occupation du sol y est essentiellement agricole (SAU de 2868 ha, exploitée par 55 agriculteurs). Un plan d'action a été mis en œuvre afin de réduire les teneurs en nitrates et améliorer la qualité de l'eau (signature d'un contrat territorial 2013-2017). Différentes actions ont été mises en œuvre avec notamment la mise en place de mesures agroenvironnementales, ainsi qu'un suivi agronomique annuel.

Les périmètres de protection du captage de la Grosse Planche ont été validés en 2011 sur la base d'une étude préalable réalisée en 2002 par la société VECTRA (cité dans Comirem Scop, 2012) et d'un avis d'hydrogéologue agréé. Le Périmètre de Protection Éloigné et l'AAC sont pratiquement confondus.

4.2.2. Contexte hydrogéologique

Le captage de la Grosse Planche est un ouvrage de large diamètre (Ø850 mm et Ø630 mm) de 20 m de profondeur, situé à 85 m de la rivière La Grosse Planche, à 300 m à l'est du bourg de Buzançais, 23 km à l'ouest de Châteauroux. Il capte la nappe libre des calcaires jurassiques contenue dans les calcaires de Buzançais et les calcaires de Levroux. Ces calcaires sont très fins, parfois en plaquette ou à intercalation argileuses, très fracturés et karstifiés. En surface, de nombreuses morphologies karstiques sont visibles : dolines, généralement alignées sur des directions de fracturation et gouffres.

Les couches ont un pendage ouest, en direction de l'Indre. La nappe qu'elles contiennent est majoritairement libre. Elle devient captive au sud et à l'ouest lorsque les calcaires sont recouverts des formations argilo-sableuses du Cénomanien.

La direction d'écoulement de la nappe est contrôlée par le pendage des couches et le drainage par la rivière de la Grosse Planche (Illustration 74).

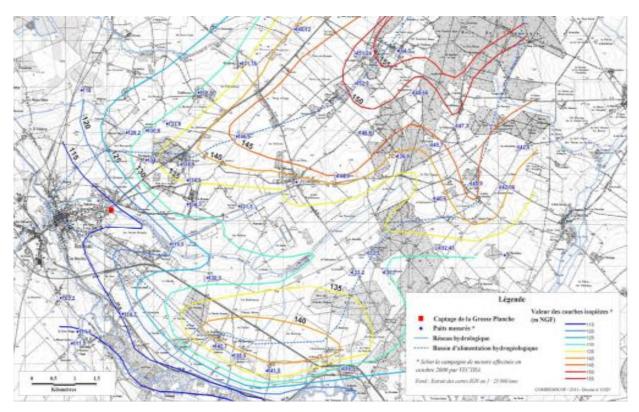


Illustration 74 : Carte piézométrique (octobre 2000), (source : Comirem Scop, 2012).

Les essais de pompage réalisés par VECTRA (2002) montrent que la rivière et le captage sont en connexion, ce dernier pouvant appeler l'eau de la rivière en pompage. Très fortement influencé par les écoulements de surface, le bassin d'alimentation du captage de La Grosse Planche est considéré comme pratiquement équivalent au bassin hydrologique, excepté dans la zone nord, sous la forêt du bois de Villegongis. Il a été redéfini par Comirem Scop, (2012) (Illustration 75). La recharge annuelle moyenne est estimée par VECTRA (2002) sur ce bassin à 8,5×10⁶ m³, soit 200 mm/an.

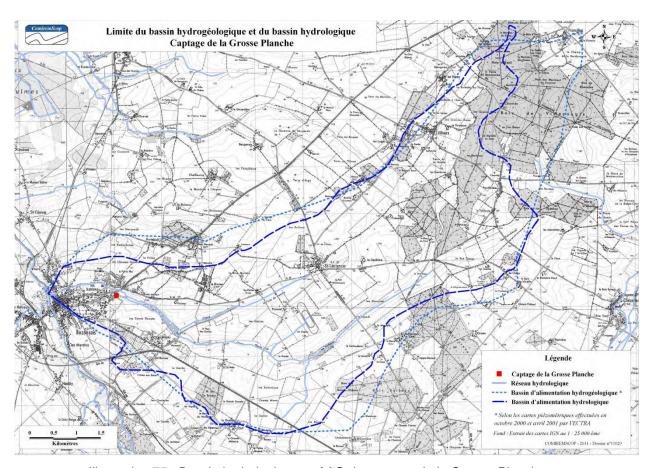


Illustration 75 : Bassin hydrologique et AAC du captage de la Grosse Planche. (source : Comirem Scop, 2012).

4.2.3. Données d'entrée

a) Données climatiques

Pour le captage de Buzançais, il n'existait pas de station Météo-France pouvant fournir des données sur le site sur la période désirée. Les données des pluies mensuelles et de l'ETP (Évapotranspiration potentielle) acquises auprès Météo-France à la station de Châteauroux (pour les simulations de Montet-Chambon) ont été utilisées à nouveau. Le captage de Buzançais est distant de la station de moins de 20 km.

Les chroniques d'ETP et de précipitations de la station Météo-France de Châteauroux (code station 36063001) sont décrites dans le paragraphe (cf. b)).

b) Chronique piézométrique

La chronique piézométrique la plus longue disponible sur le bassin versant du captage de Buzançais est celle recueillie au niveau du forage de Bel-air (n° BSS 05441X0090/P) localisé au nord du bassin sur la commune de Saint-Lactencin. Des données de niveaux piézométriques étaient disponibles entre 1995 et 2019 dans la base de données ADES.

L'Illustration 76 présente l'ensemble de ces mesures transformées en moyennes mensuelles sur la période 1995-2016. Contrairement à ce qui était observé sur la nappe de la Craie à Bonneval, ici, la nappe du calcaire est dominée par des fluctuations saisonnières d'amplitude plurimétriques (environ 6 m) tandis que les variations d'une année sur l'autre sont relativement masquées (les minima et maxima varient généralement de moins d'1 m entre deux années).

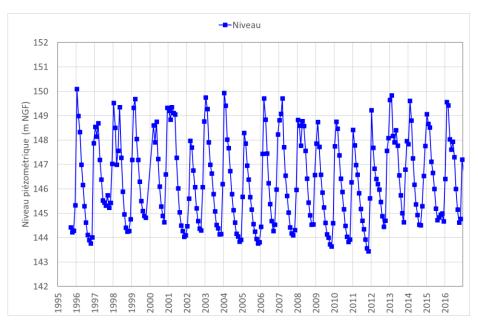


Illustration 76 : Série piézométrique à la station de Bel-Air (05441X0090).

c) Chroniques de concentrations en nitrate

Sur le captage de Buzançais, plusieurs sources de données ont permis d'élaborer la chronique de concentrations en nitrate utilisée pour la modélisation. Les mesures disponibles au forage de Grosse Planche (05441X0001/FAEP) proviennent de ADES et des études réalisées dans le cadre de l'AAC (NCA, 2019).

L'Illustration 77 présente l'ensemble de ces mesures sur la période 1983-2016. On peut s'interroger sur la validité de la toute première valeur en 1983, particulièrement élevée pour l'époque. Globalement, la chronique présente une tendance à la hausse, en particulier entre 1989 et 1994, passant de 45 à 62 mg/L, un plateau à forte variation saisonnière entre 50 et 55 mg/L durant les années 1995 – 2002 puis une nette décroissance dans les années postérieures. Audelà de 2002 les concentrations en nitrate repassent sous la barre des 50 mg/L. Cette inversion de tendance confère au site un intérêt particulier comme site test du modèle BICHE.

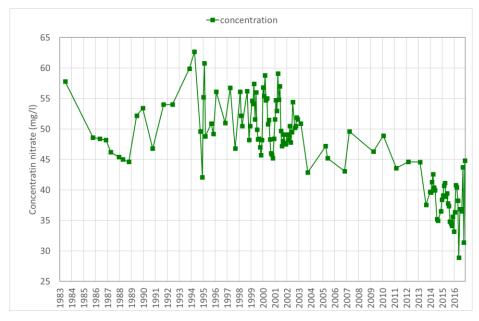


Illustration 77 : Chronique de concentration en nitrate à Lactencin.

d) Occupation du sol

Une chronique continue d'occupation du sol a été obtenue en réalisant des extrapolations linéaires entre les données fournies par les enquêtes du RGA (1988, 2000 et 2010). Afin obtenir une date plus récente que la dernière enquête à l'échelle communale (2010), un traitement du RPG de 2016 a été effectué (Illustration 78). Comme pour Bonneval, l'ensemble des données de RPG disponibles n'a pas été utilisé pour des fins de démonstration. Dans ce scénario, seules les cultures principales du bassin ont été prise en compte sur la base des statistiques agricoles à l'échelle communale.

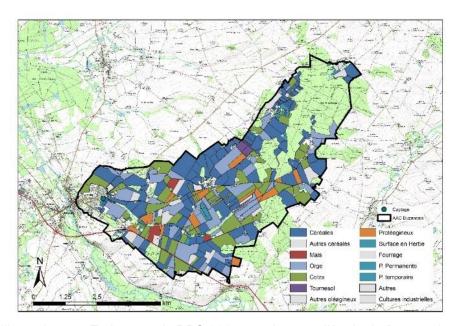


Illustration 78 : Traitement du RPG 2016 pour la zone d'étude de Buzançais.

Les surfaces cultivées dans l'AAC de Buzançais sont occupées, pour une large part, par les céréales à paille (proche de 50 % de la SAU). Le colza est la culture qui occupe le plus de superficie derrière les céréales, ces superficies sont celles qui ont le plus augmenté sur la période étudiée. Elles sont passées de 67 ha à 650 ha de 1988 à 2010.

L'AAC est à dominante agricole avec près de la moitié de la SAU en céréales sur l'ensemble de la période étudiée. Sur la période étudiée, l'évolution principale est l'apparition puis le développement de surfaces en colza. Ce développement s'est fait au détriment des surfaces en herbe et surtout du tournesol.

L'ensemble des surfaces non agricoles occupe 32 % (1 350 ha) des 4 200 ha de la zone d'étude. Ces surfaces ont été considérées comme constantes sur l'ensemble de la période étudiée (1989-2016). Le graphique ci-dessous (Illustration 79) présente l'occupation du sol rapportée à la superficie totale du bassin d'alimentation du captage.

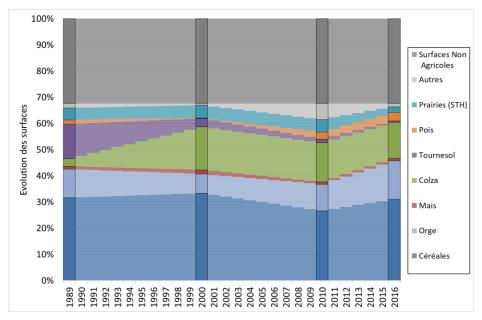


Illustration 79 : Buzançais : évolution de l'occupation du sol à l'échelle du site (Les couleurs foncées représentent les occupations réelles sur le bassin, les couleurs claires sont des interpolations).

e) Fertilisation et minéralisation

Les fichiers de minéralisation du sol sont élaborés selon la méthode décrite au § 2.2.4.

Ce scénario se base sur une chronique de fertilisation calculée à partir des données de rendement collectées à l'échelle départementale provenant uniquement de bases de données. Ces informations n'étant disponibles que sur la période 1989-2018, les simulations ont donc été réalisées sur cette période.

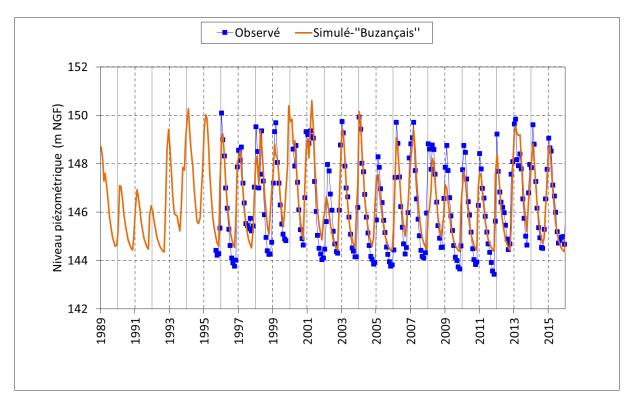
Pour la plupart des cultures, les rendements départementaux de la base de données sont proches des données décrites dans les rapports réalisés à partir d'enquêtes (Comirem Scop, 2012). Des différences de rendements peuvent exister, il s'agit systématiquement de sous-estimations. Puisque les fertilisations appliquées dans le modèle sont calculées à partir du rendement, les fertilisations sont aussi probablement sous-estimées par rapport à la réalité du terrain.

4.2.4. Résultat des simulations

La date de la simulation commence en 1989. La durée de l'initialisation est de 25 ans (5 cycles de 5 ans). Les mêmes contraintes de simulations que celles utilisées pour le scénario des Près Nollets ont été appliquées pour cette simulation.

a) Simulation hydrologique

Après calage, le R² de l'ajustement est de 0,85 pour le module « hydrologique ». Les amplitudes interannuelles sont correctement représentées. Les simulations ont tendance à mal simuler les basses eaux (Illustration 80). La recharge estimée par le module hydrologique n'est que de 140 mm. Elle peut être considérée comme faible au vu des connaissances du bassin. Un équilibre entre le calage de la partie hydrologique et le calage de la partie agronomique a dû être trouvé.

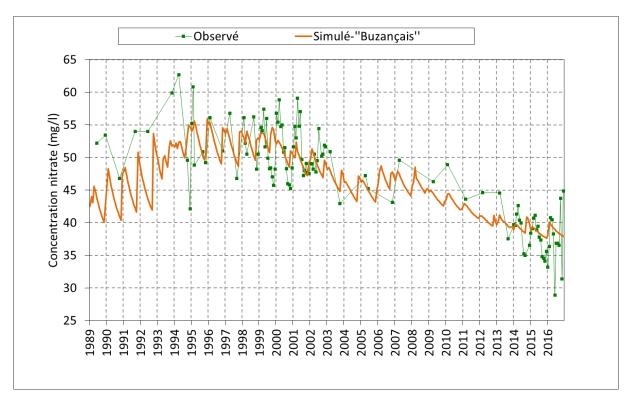


Paramètre du module « hydrologique »	Valeur optimisée « Nouveau site »		
	Buzançais		
Niveau de base (m NGF)	144.26		
Coefficient d'emmagasinement équivalent (-)	7.21 e-2		
Correction globale de la Pluie (%)	10.0		
Correction globale de l'ETP (%)	-10.0		
Capacité de la réserve superficielle (RuMax) (mm)	86.66		
Hauteur de répartition Ruissellement-Percolation (mm)	110.0		
Temps de 1/2 montée (temps de 1/2 Percolation) (mois)	1.53		
Temps de 1/2 tarissement Souterrain 1 (mois)	1.22		
R ²	0.85		
Période de démarrage	5 x 5 années		
Année de démarrage	1989		
Recharge annuelle 1995-2015	140		

Illustration 80 : Buzançais : Simulations Pluie-Niveau et tableau des valeurs de calage associées.

b) Simulation de concentrations en nitrate

Après calage, le R² de l'ajustement est de 0,85 pour le module « agronomique ». La tendance générale est respectée. Une diminution d'environ 10 mg/L entre 2002 et 2016 est bien restituée. Les variations annuelles entre 1994 et 1999 sont relativement bien restituées. Avant, la simulation sous-estime les concentrations. Le modèle reproduit mal les variations de concentration entre 2014 et 2016. Ainsi, il apparait, à nouveau comme cela a été observé à Pentvert, que BICHE simule mieux les grandes tendances que les petites variations.



Paramètre du module « agronomique »	Valeur optimisée		
	« Nouveau site »		
	Buzançais		
Temps de mélange dans le réservoir Superficiel (mois)	1.73		
Temps de mélange dans le réservoir Intermédiaire (mois)	0.26		
Temps de mélange dans le réservoir Souterrain 1 (mois)	12.0		
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Superficiel (mm)	1 089.72		
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Intermédiaire (mm)	2 282.71		
Volume d'Eau Liée dans le réservoir Souterrain 1 (mm)	638.68		
Coefficient de correction des Applications (%)	-5.0		
Coefficient de correction des Besoins en NO3 (%)	5.0		
Coefficient de correction de la Minéralisation (%)	-5.0		
R ²	0.85		
Période de démarrage	5 x 5 années		
Année de démarrage	1989		

Illustration 81 : Buzançais : Simulations des concentrations en nitrate et tableau des valeurs de calage associées.

4.3. CONCLUSION

Dans ce chapitre, BICHE a été utilisé de façon pratiquement opérationnelle. Les données de superficies communales ont été obtenues grâce aux RGA et au RPG, sources les plus facilement disponibles comparativement à des enquêtes de terrain. De même, les rendements à l'échelle départementale qui permettent de calculer les besoins et les fertilisations sont issus de bases de données du ministère de l'agriculture. Les données plus fines provenant d'enquêtes réalisées sur les sites ont été écartées uniquement dans un cadre de démonstration pour ce rapport. Elles ont toutefois été examinées pour juger de la représentativité des données communales ou départementales.

Les résultats de simulations sont bons pour les deux sites autant pour les simulations hydrologiques que pour les simulations des concentrations en nitrate. En effet, pour les simulations hydrologiques, le R² est de 0.90 à Bonneval et 0.85 à Buzançais. Pour les simulations des concentrations en nitrate, le R² est de 0.85 à Bonneval et 0.85 à Buzançais.

Ce chapitre a permis de montrer que :

- le modèle peut être utilisé de manière satisfaisante sur des sites moins bien connus que les trois sites de référence que sont Plourhan, Montet-Chambon et Pentvert ;
- toutefois, bien que l'outil soit plus facile d'appréhension et d'utilisation qu'un modèle maillé, il nécessite une utilisation experte mettant en œuvre des compétences en agronomie et en hydrologie.

5. Analyse de sensibilité

L'objectif de l'analyse de sensibilité est d'étudier dans quelle mesure une variation ou une incertitude sur les données d'entrée influence le résultat du modèle. Jacques (2011) distingue trois classes d'analyse de sensibilité :

- le screening, qui consiste en une analyse qualitative de la sensibilité de la variable de sortie aux variables d'entrée ;
- l'analyse locale, qui évalue quantitativement l'impact d'une petite variation autour d'une valeur de donnée d'entrée ;
- l'analyse globale, qui s'intéresse à la sortie du modèle dans l'intégralité de son domaine de variation.

Identifier les variables les plus influentes sur le modèle permet de mettre l'accent sur la qualité de leur estimation : réduire l'incertitude de ces variables améliorera la qualité du modèle.

Identifier les variables les moins influentes, permet à l'inverse de se contenter de valeurs moyennes et de les fixer lors de l'optimisation ou d'en réduire la plage de variation possible, concentrant les efforts de calage sur les variables les plus sensibles.

L'intérêt majeur est d'identifier quelles sont les variables indépendantes et celles qui interagissent entre elles. Si des variables sont liées, l'augmentation de l'une et la réduction d'une autre peut produire un résultat de qualité comparable. Le choix des valeurs des paramètres dépendra alors de l'expérience ou de l'habitude du modélisateur, sans pour autant qu'une valeur soit meilleure qu'une autre tant que le résultat est bon. En effet, en modélisation il est fréquent que plusieurs jeux de paramètres aboutissent à un résultat d'une même qualité.

Dans les sous-chapitres qui suivent, l'analyse de sensibilité est abordée de deux façons différentes :

- en faisant varier chacune des variables indépendamment de toutes les autres, ce qui est à la fois une méthode de screening pour identifier les variables les plus sensibles et une méthode d'analyse locale;
- en observant les variations induites par des modifications conjointes de variables, ce qui est une forme d'analyse globale.

Il est également possible d'analyser toutes les interactions entre les paramètres par une matrice de corrélation.

Il serait possible de distinguer une analyse visant à déterminer le poids des incertitudes des données d'entrée sur le résultat, d'une analyse du choix des valeurs des paramètres du modèle. Les données d'entrée (pluie, évapotranspiration, fertilisation, besoins culturaux, résidus, minéralisation) sont le résultat de mesures directes ou indirectes introduites au pas de temps mensuel dans le modèle. Les deuxièmes sont des paramètres fixés par le modélisateur ou optimisés par le modèle pour le calage. Ils ne résultent pas d'un calcul, mais tout au plus de l'estimation d'un ordre de grandeur.

En fait, cette distinction n'est pas utile car elle serait redondante. Il existe dans les paramètres de calage des coefficients correcteurs des données d'entrée qui se chargent de prendre en compte les incertitudes. Bornés par des limites plausibles, les coefficients correcteurs proposent, après ajustement, la meilleure correction globale sur les données d'entrée. Ainsi, l'analyse de sensibilité sur les paramètres du modèle englobe celle sur les données d'entrée, puisqu'elle portera, entre autres, sur les coefficients correcteurs des pluies, de l'ETP et des données agricoles (sauf les résidus).

5.1. ANALYSE « ONE FACTOR AT A TIME »

Jolicoeur (2002) a décrit cette méthode relativement simple à mettre en œuvre. Elle consiste à modifier chaque paramètre du modèle par une variation en plus et en moins par rapport à sa valeur initiale. La valeur de référence pour le paramètre à tester est celle retenue pour le calage du modèle. L'effet de chaque modification opérée est observé sur les concentrations calculées par le modèle Biche et quantifié par le calcul d'un indice appelé « Indice de Sensibilité » et par un pourcentage de variation.

En fait, la modification de chaque paramètre d'entrée d'un facteur +x % et -x % produit deux valeurs de sortie. La valeur d'entrée produisant la plus grande variation au niveau d'une sortie donnée est retenue pour l'évaluation et par conséquent pour le calcul de son indice de sensibilité (IS).

Le pourcentage de variation est calculé par

%variation =
$$\left(\frac{S2 - S1}{S1}\right) * 100$$

Avec S1 le résultat du modèle calé (S1 correspond au coefficient de Nash calculé sur la calibration des concentrations) et S2 résultat de la modification par le facteur +x % et -x % de la valeur du paramètre d'entrée considéré (soit la valeur du paramètre retenu pour le calage). L'indice de sensibilité est obtenu par la formule (Jolicoeur, 2002) :

$$IS = \frac{\left(\frac{S2 - S1}{Smoy}\right)}{\left(\frac{E2 - E1}{Emoy}\right)}$$

avec E1 le paramètre de référence retenu pour le calage, E2, le paramètre modifié par le facteur +x % et -x %, S1 et S2 leurs résultats respectifs, Smoy et Emoy leurs moyennes respectives.

Pour ce test, les simulations « Nouvelle référence » du modèle Biche de Pentvert ont été utilisées. Les pourcentages de variation de -25 % et +25 % ont été appliqués à chaque variable (paramètre de calage de Biche). Le principe étant de modifier les paramètres d'un pourcentage constant pour connaître la modification finale du résultat et donc de l'IS (Félix *et al.*, 2005). L'estimation qualitative du résultat du modèle est représentée par le coefficient d'ajustement R² sur les concentrations en nitrate observées. Les résultats de cette analyse sont présentés dans le tableau de l'Illustration 82.

Cette analyse fait clairement ressortir l'importance des paramètres suivants :

- la réserve utile maximale ;
- le volume d'eau lié dans le réservoir superficiel ;
- le volume d'eau lié dans le réservoir intermédiaire.

		П							% variation	
			E1	E2	Emov	S1	ca	Smou		ıc
			ET	EZ	Emoy	21	S2	Smoy	du resultat	IS
Coefficient correcteur de ETP	+25%	Н	-5.5	-6.9	-6.2	0.71	0.71	0.71	0.70%	0.022
Coefficient correcteur de	+25%		-5.5	-0.9	-0.2	0.71	0.71	0.71	0.70%	-0.032
			0.0	1 5	0.0	0.71	0.70	0.71	1.000/	0.000
la pluie	S	Н	0.0	1.5	0.8	0.71	0.70	0.71	1.69%	-0.009
Déficit maximal du sol	+25%		145.9	182.4	164.1	0.71	-1.04	-0.16	245.99%	48.138
Déficit maximal du sol	-25%	Н	145.9	109.4	127.7	0.71	-1.15	-0.22	261.18%	-29.883
Hauteur d'équi	250/		20.0	27.5	22.0	0.74	0.74	0.74	0.040/	0.000
Ruissellement Percolation	+25%		30.0	37.5	33.8	0.71	0.71	0.71	0.84%	-0.038
Hauteur d'équi	250/		20.0	22.5	26.2	0.74	0.60	0.50	5.050/	0.400
Ruissellement Percolation	-25%	Н	30.0	22.5	26.3	0.71	0.68	0.69	5.06%	0.182
Temps1/2montée	+25%	Н	6.0	7.5	6.8	0.71	0.69	0.70	3.66%	-0.168
Temps1/2montée	-25%	\vdash	6.0	4.5	5.3	0.71	0.55	0.63	22.36%	0.881
Temps1/2tarrissement	+25%		1.4	1.7	1.5	0.71	0.71	0.71	0.14%	0.006
Temps1/2tarrissement	-25%	Ш	1.4	1.0	1.2	0.71	0.71	0.71	0.28%	0.010
Temps de mélange dans le										
réservoir superficiel	+25%	Ш	0.3	0.3	0.3	0.71	0.70	0.71	1.55%	-0.070
Temps de mélange dans le										
réservoir superficiel	-25%		0.3	0.2	0.2	0.71	0.71	0.71	0.28%	-0.013
Temps de mélange dans le										
réservoir intermédiaire	+25%	Ш	4.6	5.8	5.2	0.71	0.57	0.64	19.97%	-0.998
Temps de mélange dans le				•						
réservoir intermédiaire	-25%		4.6	3.5	4.1	0.71	0.51	0.61	28.55%	1.166
Temps de mélange dans le										
réservoir souterrain	+25%		0.3	0.3	0.3	0.71	0.70	0.71	1.27%	-0.057
Temps de mélange dans le										
réservoir souterrain	-25%		0.3	0.2	0.2	0.71	0.72	0.71	0.56%	-0.025
Volume d'eau liée dans le										
réservoir superficiel	+25%		3758.5	4698.1	4228.3	0.71	-1.14	-0.21	260.20%	38.902
Volume d'eau liée dans le	ľ			1						
réservoir superficiel	-25%		3758.5	2818.9	3288.7	0.71	-1.32	-0.31	286.08%	-23.265
Volume d'eau liée dans le	ľ									
réservoir intermédiaire	+25%		2834.8	3543.5	3189.2	0.71	0.53	0.62	25.60%	-1.321
Volume d'eau liée dans le										
réservoir intermédiaire	-25%		2834.8	2126.1	2480.5	0.71	0.21	0.46	71.17%	3.867
Volume d'eau liée dans le										
réservoir souterrain	+25%		179.4	224.2	201.8	0.71	0.68	0.70	3.94%	-0.181
Volume d'eau liée dans le										
réservoir souterrain	-25%		179.4	134.5	157.0	0.71	0.68	0.70	3.94%	0.141
Coefficient de correction des										
applications	+25%		5.0	6.3	5.6	0.71	0.56	0.64	20.68%	-1.038
Coefficient de correction des										
applications	-25%		5.0	3.8	4.4	0.71	0.56	0.63	21.94%	0.863
Coefficient de correction des										
besoins	+25%		-5.0	-6.3	-5.6	0.71	0.53	0.62	25.46%	-1.313
Coefficient de correction des		П								
besoins	-25%		-5.0	-3.8	-4.4	0.71	0.52	0.62	27.00%	1.093
Coefficient de correction de la										
minéralisation	+25%		5.0	6.3	5.6	0.71	0.69	0.70	2.53%	-0.115
Coefficient de correction de la									- 3,1	
minéralisation	-25%		5.0	3.8	4.4	0.71	0.69	0.70	2.95%	0.105
		لـــا		2.0						230

Illustration 82 : Analyse « One-factor-at-a-time » sur le modèle « Nouvelle référence » de Pentvert.

5.2. ANALYSE GLOBALE

Dans cette analyse, un très grand nombre de simulations sont réalisées, chacune testant le résultat du modèle (via le coefficient d'ajustement R²) pour des valeurs de paramètre variant à l'intérieur d'une plage prédéfinie. La plupart des paramètres sont ainsi balayés puis ils sont comparés deux à deux. Ces comparaisons sont présentées en annexe 3. Le modèle choisi pour réaliser cette analyse est celui de Pentvert.

Cette méthode montre en premier lieu la sensibilité du paramètre sur l'ajustement. Si la variation du paramètre entraine une faible dégradation de R², le paramètre est peu sensible. Il faut tenir compte toutefois de l'échelle de variation. Afin de mettre en évidence le rôle de chaque paramètre, les bornes entre lesquelles ils varient sont parfois volontairement exagérées. En second lieu, la méthode permet d'identifier les liens entre deux paramètres. Lorsque des paramètres sont liés, ils peuvent se compenser, c'est-à-dire qu'il existe plusieurs configurations donnant un résultat équivalent.

Dans les paragraphes qui suivent, l'analyse est examinée d'une part pour les données d'entrée et d'autre part pour les paramètres du modèle apparus comme les plus importants dans l'analyse « one factor at a time ».

5.2.1. Analyse de sensibilité sur les données d'entrée

Cette analyse est réalisée en travaillant sur les coefficients de correction des données d'entrée. Elle est donc équivalente à une analyse de sensibilité sur les données d'entrée.

L'analyse des résultats peut être fastidieuse et difficile à interpréter. C'est pourquoi, une représentation 3D avec un code de couleur a été adoptée. Quelques clés de lecture sont nécessaires.

Sur l'Illustration 83, les paramètres % d'application et % de minéralisation sont comparés. Chacun de ces paramètres correspond à un coefficient de correction i) des quantités de fertilisants appliquées et ii) des quantités de nitrates minéralisés. La couleur jaune représente la ou les meilleures simulations. Il est évident sur cet exemple que les deux paramètres sont liés car la zone de meilleur ajustement occupe une diagonale du graphique. Augmenter le premier paramètre peut être compensé par une diminution sur le second. Le flux de nitrates atteignant la nappe pourra être identique en diminuant la minéralisation et augmentant la fertilisation. L'explication étant que le modèle prend en compte la somme Application + Minéralisation, ainsi en augmentant un terme et en diminuant l'autre : la somme est identique.

Autre, exemple, l'Illustration 84 représente la comparaison du coefficient correcteur de la fertilisation (% d'application) et celui des besoins des plantes. Intuitivement, on conçoit qu'il existe une relation entre ces données. C'est ce que montre le graphique : si les besoins sont faibles, les applications doivent être diminuées pour conserver un flux de nitrate identique vers la nappe. La zone jaune occupe l'autre diagonale du graphique.

Les deux graphiques ont une zone d'ajustement élevée qui occupe une crête bien marquée. Elles évoquent la forme d'un oiseau en vol. Le modèle est rapidement dégradé lorsque l'on s'éloigne de la crête (pour poursuivre la métaphore, vers les ailes de l'oiseau). Plus cette pente est forte, plus le paramètre est sensible. Les variables considérées sont donc sensibles sur les résultats du modèle. Plus la pente des ailes est forte, plus cette sensibilité est importante.

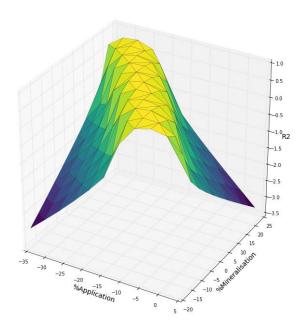


Illustration 83 : Estimation de la qualité de la simulation (R²) lorsque les paramètres % de correction d'application et % de correction de minéralisation varient (la couleur jaune indique la meilleure simulation).

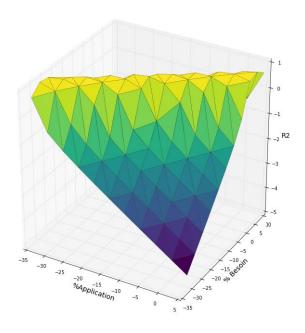


Illustration 84 : Estimation de la qualité de la simulation (R²) lorsque les paramètres % de correction d'application et % de correction de besoin varient (la couleur jaune indique la meilleure simulation).

D'autres comparaisons présentent une forme en dôme. Cela signifie qu'il existe un optimum pour les deux paramètres considérés. Ainsi, le coefficient correcteur des pluies et le coefficient correcteur des applications de fertilisant (en d'autres termes, la pluie et la fertilisation) présentent une plage de valeur compatible au-delà de laquelle le modèle est dégradé. Ces données d'entrée sont donc sensibles.

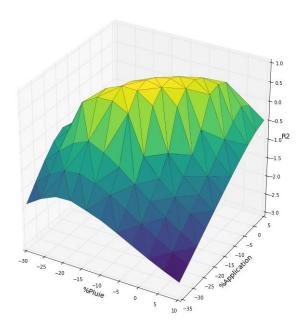


Illustration 85 : Estimation de la qualité de la simulation (R²) lorsque les paramètres % de correction des pluie et % de correction d'application varient (la couleur jaune indique la meilleure simulation).

Enfin, certaines comparaisons présentent la forme d'un tunnel parallèle à l'un des axes X ou Y. Cela revient à dire que la variation du paramètre X n'a pas d'influence sur le résultat pour une valeur de Y donnée, comme par exemple sur l'Illustration 86. Les deux paramètres ne sont pas liés.

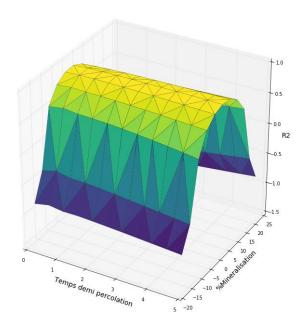


Illustration 86 : Estimation de la qualité de la simulation (R²) lorsque le temps de percolation et % de correction de minéralisation varient (la couleur jaune indique la meilleure simulation).

5.2.2. Analyse de sensibilité sur les paramètres

Comparer les paramètres d'ajustement du modèle deux à deux permet d'identifier les paramètres liés et leur sensibilité. Ainsi, l'Illustration 87 nous montre que les paramètres volume d'eau des réservoirs intermédiaire et souterrain sont fortement liés et relativement robustes (large zone jaune sur le graphique). C'est également le cas pour les volumes d'eau liée des réservoirs superficiel et intermédiaire ou superficiel et souterrain (cf. annexe 3).

En revanche, les paramètres Temps de demi-percolation et volume d'eau liée dans le réservoir superficiel (Illustration 88), ainsi que la hauteur de répartition ruissellement percolation (Ruiper) et volume d'eau dans le réservoir superficiel (Illustration 89) sont peu liés et peu sensibles.

Enfin, un troisième type de relation est mis en évidence. Elle présente la forme d'un dôme, c'est-à-dire qu'il existe une valeur optimale (ou une zone optimale) pour les deux paramètres. C'est le cas de l'Illustration 90, qui représente le paramètre réserve utile maximale (Rumax) et le volume d'eau liée dans le réservoir souterrain.

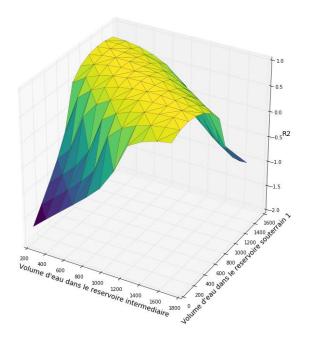


Illustration 87 : Estimation de la qualité de la simulation (R²) lorsque le volume d'eau dans le réservoir intermédiaire et le volume d'eau dans le réservoir souterrain varient.

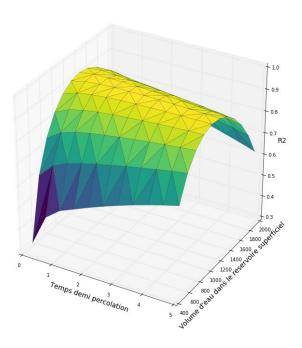


Illustration 88 : Estimation de la qualité de la simulation (R²) lorsque le temps de demi-percolation et le volume d'eau dans le réservoir superficiel varient.

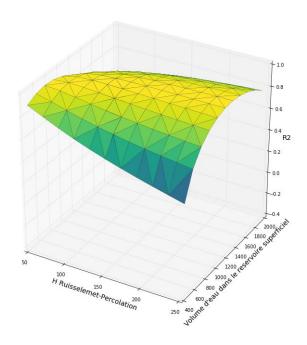


Illustration 89 : Estimation de la qualité de la simulation (R²) lorsque le paramètre hauteur de répartition ruissellement percolation (Ruiper) et le volume d'eau dans le réservoir superficiel varient.

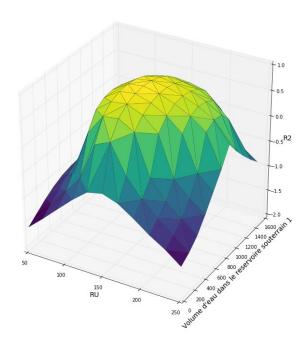


Illustration 90 : Relation en forme de dome : Estimation de la qualité de la simulation (R²) lorsque les paramètres RUmax et Volume d'eau dans le réservoir souterrain varient.

5.2.3. Conclusion sur l'analyse de sensibilité à paramètres séparés

En conclusion, le mode de représentation 3D choisi pour rendre compte de l'analyse de sensibilité globale permet de caractériser visuellement les relations entre les paramètres :

- en forme d'oiseau sur une diagonale : les paramètres sont sensibles et interdépendants ;
- en forme de dôme : il existe une combinaison optimale des paramètres considérés ;
- en forme de tunnel parallèle à un axe : les paramètres sont indépendants.

Les situations intermédiaires entre ces formes existent. De même l'étalement de la zone jaune rend compte de la sensibilité (zone jaune réduite) ou de la robustesse (zone jaune étalée) des paramètres considérés.

On retiendra en particulier de cette analyse que les données d'entrée agricoles sont toutes assez fortement liées : ajouter des nitrates en augmentant les applications et augmenter les prélèvements par les cultures par exemple sont équivalents.

On notera également l'importance du paramètre Réserve Utile Maximale dont la sensibilité est grande et qui présente un optimum à rechercher dans le processus de calage.

5.3. ANALYSE MULTI-PARAMÈTRES ET INTERVALLES DE CONFIANCE

Ce chapitre décrit la méthode d'analyse de sensibilité multi-paramètres qui permet, moyennant des hypothèses de régularité, de calculer :

- un écart-type sur chaque paramètre, donc un intervalle de confiance de chaque paramètre ;
- une matrice de corrélation entre les paramètres ;
- un écart-type sur une prévision de concentration en NO₃.

Cette méthode, décrite par exemple par Thiéry 1989, 1993, utilise la dérivée par rapport à chaque paramètre retenu de la série des concentrations calculées pendant la période de calibration.

La concentration calculée dépend de *n* paramètres p₁, p₂, ..., p_n.

La dérivée par rapport au paramètre p_k de la série des concentrations Conc(t) calculées à chacun des pas de temps t est notée $d_{-}Conc_{-}k(t)$. À chaque pas de temps t on a :

$$d_{Conc_k(t)} = [Conc(p_1, p_2, ..., p_k+dp_k, ...p_n; t) - Conc(p_1, p_2, ..., p_k, ...p_n; t)] / dp_k$$

avec : dp_k = Petite variation du paramètre p_k .

En pratique, si on veut analyser m paramètres parmi les n paramètres: on réalise (automatiquement) m simulations successives en modifiant à chaque fois un seul des m paramètres. Si c'est le paramètre p_k qui a été modifié, on obtient, à chaque pas de temps, la série de la dérivée de la concentration par rapport au paramètre p_k en faisant la différence Dif_Conc de cette concentration modifiée et de la concentration de référence, puis en divisant la différence Dif_Conc par dp_k .

Cette méthode est en fait une linéarisation locale, du modèle par rapport aux dérivées, au voisinage de la simulation de référence.

On suppose donc, en négligeant les dérivées d'ordre supérieur à 1, que si tous les m paramètres sont modifiés d'une valeur $D_1, D_2, ..., D_m$ on obtiendra, au pas de temps t, une variation de concentration **D_Conc** donnée par :

$$D_{Conc} = D_1 \cdot d_{Conc} + D_2 \cdot d_{Conc} + ... + D_m \cdot d_{Conc}$$

Et donc la concentration:

On obtient alors une relation linéaire identique à une « régression multiple » pour laquelle on peut calculer classiquement :

- un écart-type sur chaque paramètre, donc un intervalle de confiance de chaque paramètre ;
- une matrice de corrélation de chaque paramètre avec chacun des autres paramètres ;
- un écart-type sur une prévision de concentration en NO₃.

Ces calculs prennent en compte en particulier les corrélations entre les dérivées dont certaines sont très fortes comme on le montrera dans les applications.

Les limites d'application sont cependant les suivantes :

- l'hypothèse de linéarité locale de l'influence des paramètres est vérifiée uniquement si les paramètres restent proches des paramètres de référence ;
- en particulier, les paramètres doivent rester entre les bornes fixées par l'utilisateur, et bien entendu entre les bornes physiques (par exemple pas de capacité négative).

Cette méthode a été appliquée aux trois sites suivants :

- le site de Plourhan;
- le site de Pentvert :
- le site de Montet-Chambon.

Pour cette analyse, on a fait le choix d'étudier uniquement la sensibilité des paramètres de transfert de nitrates (capacité en eau fixe des réservoirs, corrections globales des intrants et besoins en azote, etc.), en supposant que les paramètres hydroclimatiques (capacité de la « réserve utile », temps de percolation, etc.) étaient déterminés par la calibration sur les niveaux piézométriques observés. Il aurait été possible d'étudier simultanément tous ces paramètres (de transfert d'azote et de bilan hydroclimatique), mais dans un but de simplification ce n'est pas le choix qui a été retenu.

5.3.1. Analyse multi-paramètres de la modélisation du site de Plourhan

Pour la simulation de ce site on a retenu 10 paramètres de transferts d'azote (Illustration 91).

Paramètre	Description	Valeur	Unité
T_Mélang_RU	Temps de Mélange dans le Réservoir	0.5	(mois)
T M41	Superficiel RU	0.5	(
T_Mélang_H	Temps de Mélange dans le Réservoir Intermédiaire H	0.5	(mois)
Eau_Liée_RU	Eau liée dans le Réservoir Superficiel RU	1 144	(mm)
Eau_Liée_H	Eau liée dans le Réservoir Intermédiaire H	904	(mm)
Eau_Liée_G1	Eau liée dans le Réservoir Souterrain G	725	(mm)
Cor_Épanda_%	Correction globale d'Application de Fertilisant	-5	(%)
Cor_Besoin_%	Correction globale de Besoins en NO3	0.7	(%)
Cor_Minéra_%	Correction globale de Minéralisation dans le sol	5	(%)
Temps_Lib_Racin	Temps de Libération du NO ₃ fixé par les Racines	1	(mois)
Concen_Libr_0	Concentration initiale dans l'eau Libre	0	(mg/L)

Illustration 91 : Tableau des paramètres de transferts d'azote du site de Plourhan analysés.

L'analyse des 10 <u>séries de dérivées</u> montre de très fortes corrélations entre 11 couples dont 8 couples ont un coefficient de corrélation supérieur à 0.97 (en valeur absolue) (Illustration 92).

Variable n° 1	Variable n° 2	Corrélation
Eau_Liée_H	Eau_Liée_RU	0.997
Eau_Liée_G1	Eau_Liée_RU	0.99
Eau_Liée_G1	Eau_Liée_H	0.99
Cor_Besoin_%	Cor_Épanda_%	-0.97
Cor_Minéra_%	Cor_Épanda_%	0.98
Cor_Minéra_%	Cor_Besoin_%	-0.999
Temps_Lib_Racin	T_Mélang_H	0.88
Concen_Libr_0	Cor_Épanda_%	-0.89
Concen_Libr_0	Cor_Besoin_%	0.98
Concen_Libr_0	Cor_Minéra_%	-0.97
Concen_Libr_0	Temps_Lib_Racin	0.90

Illustration 92 : Tableau des fortes corrélations entre les <u>dérivées</u> par rapport aux paramètres. Site de Plourhan.

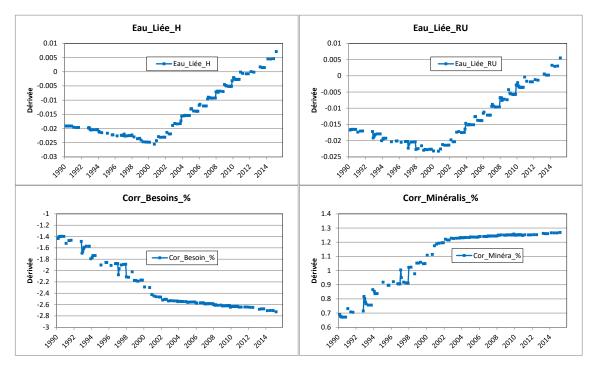


Illustration 93 : Comparaison des dérivées des concentrations par rapport à 4 paramètres. Site de Plourhan.

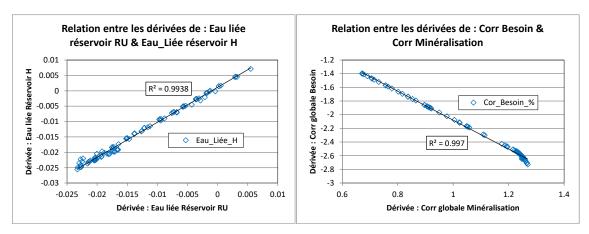


Illustration 94 : Mise en évidence des corrélations entre des séries de dérivées des concentrations par rapport à certains paramètres. Site de Plourhan.

Le coefficient « t de Student » d'un paramètre est le rapport de la valeur de ce paramètre divisé par son écart-type. Pour qu'un paramètre soit bien identifié, il faut que son écart-type soit nettement inférieur à sa valeur, ce qui correspond donc à un coefficient « t de Student » supérieur à 1. Si le paramètre de référence a une valeur égale à 0, le coefficient « t de Student » ne peut pas être calculé, mais c'est l'écart-type du paramètre qui doit être examiné. L'analyse multi-paramètres à 10 paramètres montre que, compte tenu de ces fortes corrélations entre dérivées, les coefficients « t de Student » sont tous nettement inférieurs à 1 et donc que les paramètres sont mal identifiés, c'est-à-dire qu'ils peuvent être compensés les uns par les autres.

Paramètre	t de Student	Écart-type
T_Mélang_RU	0.13	
T_Mélang_H	0.22	
Eau_Liée_RU	0.11	
Eau_Liée_H	0.12	
Eau_Liée_G1	0.65	
Cor_Épanda_%	-0.02	
Cor_Besoin_%	0	
Cor_Minéra_%	0	
Temps_Lib_Racin	0.05	
Concen_Libr_0	n.a.	37.8 mg/L

Illustration 95 : Tableau des coefficients « t de Student » de la modélisation à 10 paramètres des concentrations du site de Plourhan.

L'analyse de sensibilité multi-paramètres donne également les coefficients de corrélations <u>entre les 10 paramètres</u>. Six couples de paramètres présentent de très forts coefficients de corrélation (valeur absolue supérieure à 0.88) (Illustration 96). Par exemple le fort coefficient de corrélation négatif (-0.96) entre l'Eau-liée du réservoir RU et celle du réservoir H montre qu'une forte eau-liée dans un réservoir peut être compensée par une faible eau liée dans l'autre réservoir. Le fort coefficient de corrélation positif (+0.95) entre la correction globale de minéralisation et la correction globale de besoin des plantes montre qu'une correction positive de minéralisation peut être compensée par une correction positive des besoins.

Paramètre n° 1	Paramètre n° 2	Corrélation
Eau_Liée_RU	T_Mélang_H	0.94
Eau_Liée_H	T_Mélang_H	-0.88
Eau_Liée_H	Eau_Liée_RU	-0.96
Cor_Minéra_%	Cor_Besoin_%	0.95
Temps_Lib_Racin	Cor_Épanda_%	-0.90
Temps_Lib_Racin	Cor_Minéra_%	0.92

Illustration 96 : Tableau des forts coefficients de corrélation entre paramètres de la modélisation à 10 paramètres des concentrations du site de Plourhan.

Pour obtenir une modélisation plus « robuste », on réduit le nombre de paramètres considéré comme inconnus, donc à calibrer. C'est-à-dire qu'on considère que les autres paramètres ont une valeur de référence raisonnable, ou sont inactifs (par exemple « pas de correction de minéralisation » ni de « correction de besoin »). On procède de manière itérative en excluant de la calibration les paramètres les moins significatifs, c'est-à-dire ceux qui ont un coefficient « t de Student » faible et/ou qui sont très corrélés avec d'autre paramètres.

Une modélisation à 4 paramètres à calibrer (au lieu de 10) donne encore des coefficients « t de Student » tous (en valeur absolue) nettement inférieurs à 1.

On réduit alors à 3 le nombre de paramètres à calibrer. Les coefficients « t de Student » sont alors tous (en valeur absolue) significativement supérieurs à 1.

Paramètre	Valeur Optimale	Écart-type	t de Student
Eau_Liée_RU	1 144	193 mm	5.9
Cor_Épanda_%	-5.0	1.0 %	-5.3
Concen_Libr_0	0	8.5 mg/L	n.a.

Illustration 97 : Tableau des écarts-types et des coefficients « t de Student » des paramètres de modélisation des concentrations du site de Plourhan, avec trois paramètres à calibrer.

Matrice de corrélation

Eau_Liée_RU	1		
Cor_Épanda_%	0.28	1	
Concen_Libr_0	0.83	-0.21	1
	Eau_Liée_RU	Cor_Épanda_%	Concen_Libr_0

Illustration 98 : Tableau de la matrice de corrélation des paramètres de modélisation des concentrations du site de Plourhan, avec trois paramètres à calibrer.

En conclusion les trois paramètres significatifs à calibrer sont : « Eau-liée du réservoir RU », « Correction globale d'Application » et « Concentration libre initiale en début de simulation ».

Comme il n'est pas possible de calibrer automatiquement le paramètre « Concen_Libr_0 », c'est-à-dire la concentration initiale en début de simulation, on a retiré ce paramètre de l'analyse de sensibilité. Une modélisation à uniquement deux paramètres à calibrer (« Eau_Liée_RU » et « Cor_Épanda_% ») a alors donné des coefficients « t de Student » encore plus grands (respectivement 10.6 et -5.4). Vérification de la légitimité de la diminution du nombre de paramètres de transfert à calibrer (site de Plourhan).

L'Illustration 99 montre la comparaison de la simulation de la concentration obtenue avec calibration de 10 paramètres de transfert (en bleu) avec la simulation obtenue avec calibration de seulement 2 paramètres (en rouge). On voit nettement que les deux simulations sont quasiment indiscernables et qu'il n'y a pas de diminution de la qualité de la simulation. Ceci valide le calcul de l'analyse de sensibilité multi-paramètres.

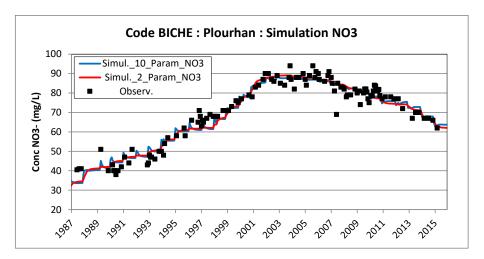


Illustration 99 : Site de Plourhan : Comparaison de la simulation des concentrations avec calibration de 10 paramètres (en bleu) avec la simulation avec calibration d'uniquement deux paramètres (en rouge).

À partir des écarts-types des paramètres et de la matrice de corrélation, il est possible de calculer l'intervalle de confiance de la simulation des concentrations dû à l'incertitude sur les paramètres. Cet intervalle de confiance peut être calculé sur la période de calibration, mais aussi en extrapolation sur les scénarios prévisionnels.

Pour le calcul d'extrapolation, on a supposé que :

- les données météorologiques de la période 2016-2025 étaient identiques à celles de la période 2006-2015 ;
- les données de pratiques culturales (applications, minéralisation, besoins en azote) de la période 2016-2025 étaient identiques à celles de l'année 2016.

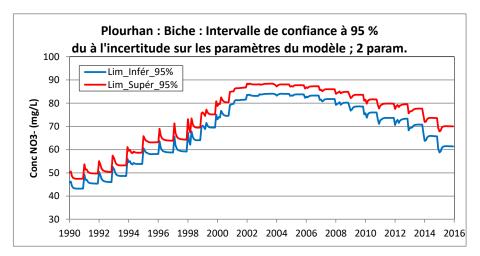


Illustration 100 : Intervalle de confiance, dû à l'incertitude sur les paramètres, de la modélisation des concentrations du site de Plourhan sur la période de calibration.

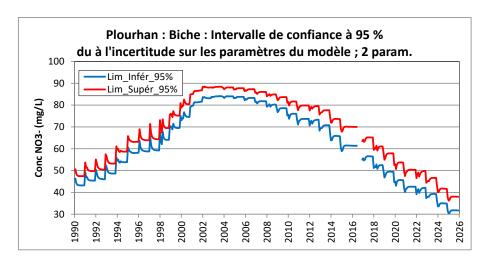


Illustration 101 : Intervalle de confiance, dû à l'incertitude sur les paramètres, de la modélisation des concentrations du site de Plourhan également en <u>extrapolation pendant 10 ans</u>.

On remarque Illustration 100 et Illustration 101 que logiquement la fourchette de l'intervalle de confiance est un peu plus large en extrapolation quand on s'éloigne des conditions « moyennes », c'est-à-dire ici quand les applications de fertilisants sont diminuées pendant une longue période.

5.3.2. Analyse multi-paramètres de la modélisation du site de Montet-Chambon

L'Illustration 102 montre la simulation des concentrations en nitrates avec le modèle BICHE de référence sur la période 1980-2015 choisie pour l'analyse de sensibilité. Initialement 12 paramètres de transfert ont été calibrés. Par rapport à l'exemple précédent on a calibré initialement 2 paramètres en plus : le Temps de Mélange dans le réservoir souterrain et la concentration initiale dans l'eau immobile.

L'analyse des 12 <u>séries de dérivées</u> montre de très fortes corrélations entre 9 couples dont 8 couples ont un coefficient de corrélation supérieur à 0.87 (en valeur absolue) (Illustration 103).

On remarque comme pour le site de Plourhan un fort coefficient de corrélation entre la <u>dérivée</u> de l'Eau-liée du réservoir RU et celle du réservoir H, un fort coefficient de corrélation négatif entre <u>les dérivées</u> des corrections globales d'application ou de minéralisation et de besoin.

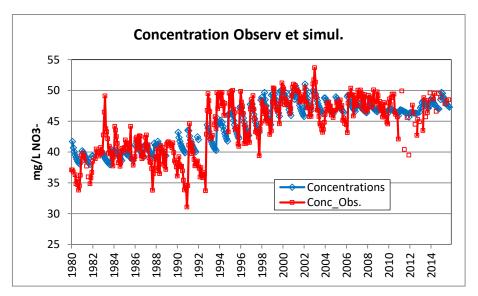


Illustration 102 : Simulation de la concentration en nitrate de référence sur le site de Montet-Chambon choisie pour l'analyse de sensibilité.

Variable n°1	Variable n°2	Corrélation
Eau_Liée_H	Eau_Liée_RU	0.81
Cor_Besoin_%	Cor_Épanda_%	-0.94
Cor_Minéra_%	Cor_Besoin_%	-0.87
Temps_Lib_Racin	Cor_Minéra_%	0.96
Concen_Libr_0	T_Mélang_RU	0.88
Concen_Libr_0	Cor_Épanda_%	-0.95
Concen_Fixe_0	T_Mélang_RU	0.93
Concen_Fixe_0	Cor_Épanda_%	-0.91
Concen_Fixe_0	Concen_Libr_0	0.99

Illustration 103 : Tableau des fortes corrélations entre les <u>dérivées</u> par rapport aux paramètres. Site de Montet-Chambon.

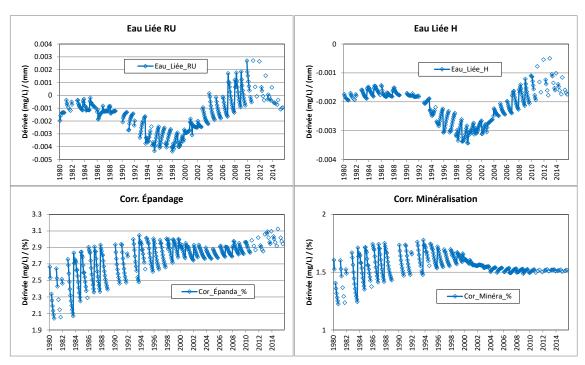


Illustration 104 : Comparaison des dérivées des concentrations par rapport à 4 paramètres. Site de Montet-Chambon.

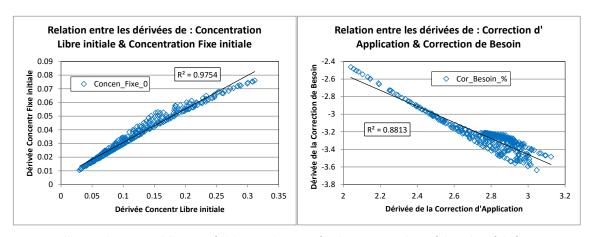


Illustration 105 : Mise en évidence des corrélations entre des séries de dérivées des concentrations par rapport à certains paramètres. Site de Montet-Chambon.

Avec les 12 paramètres à calibrer, les paramètres sont mal déterminés. Aucun coefficient « t de Student » n'atteint la valeur « 1 » et les corrélations entre paramètres sont fortes.

On a alors réduit à 8 le nombre de paramètres à calibrer, puis dans un deuxième temps on a conservé uniquement 3 paramètres à calibrer, c'est-à-dire qu'on a considéré que les autres avaient une « valeur de référence raisonnable ». L'Illustration 106 montre que ces 3 paramètres sont bien définis (faible écart-type). Par ailleurs la matrice de corrélation, non représentée, ne montre aucune corrélation forte entre ces <u>paramètres</u>.

L'Illustration 107 montre l'intervalle de confiance des concentrations calculées dû à l'incertitude sur les paramètres. La comparaison avec l'intervalle de confiance résultant de la modélisation initiale avec 12 paramètres inconnus à calibrer (non représentée) montre une largeur de l'intervalle de confiance approximativement divisée par 2.

Paramètre	Valeur Optimale	Écart-type	t de Student
Eau_Liée_RU	710	485	1.5
Cor_Épanda_%	-5.7	0.5	-11.5
Concen_Libr_0	25	8.9	2.8

Illustration 106 : Tableau des écarts-types et des coefficients « t de Student » des paramètres de modélisation des concentrations du site de Montet-Chambon, avec 3 paramètres à calibrer.

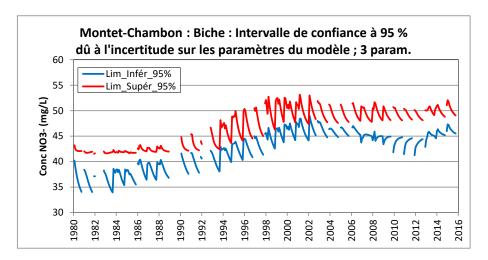


Illustration 107 : Intervalle de confiance, dû à l'incertitude sur les paramètres, de la modélisation des concentrations du site de Montet-Chambon.

On a également réalisé une calibration avec uniquement 2 paramètres à calibrer : « Eau_Liée_RU » et « Cor_Épanda_% », car on peut analyser la sensibilité du paramètre « Concen_Libr_0 » mais on ne peut pas le calibrer automatiquement.

 Vérification de la légitimité de la diminution du nombre de paramètres de transfert à calibrer (site de Montet-Chambon)

Différentes calibrations :

L'Illustration 108 montre la comparaison de la simulation de la concentration obtenue avec calibration de 10 paramètres de transfert (en bleu) avec des simulations obtenues avec calibration de seulement 2 paramètres (en rouge et en vert). (Ces deux simulations à 2 paramètres diffèrent selon la valeur de référence fixée aux paramètres non calibrés). On voit nettement que les trois simulations sont quasiment indiscernables et qu'il n'y a pas de diminution sensible de la qualité de la simulation. Ceci valide le calcul de l'analyse de sensibilité multi-paramètres.

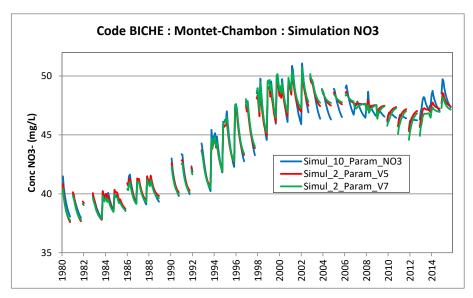


Illustration 108: Site de Montet-Chambon: Comparaison de la simulation des concentrations avec calibration de 10 paramètres (en bleu) avec deux simulations avec calibration d'uniquement 2 paramètres (en rouge et en vert).

5.3.3. Analyse multi-paramètres de la modélisation du site de Penvert

Initialement 10 paramètres de transfert ont été calibrés pour ce site.

L'analyse des 10 séries <u>de dérivées</u> montre de très fortes corrélations entre dérivées. En particulier 13 couples ont un coefficient de corrélation supérieur à 0.93 (en valeur absolue). Avec ces 10 paramètres, seul un paramètre à un coefficient « t de Student » supérieur à « 1 » et 3 couples de paramètres sont reliés par de très forts coefficients de corrélation.

Une réduction à 5 paramètres à calibrer donne des coefficients « t de Student » tous supérieur à « 1 », mais deux paramètres sont reliés par un coefficient de corrélation égal à 0.97.

On a alors réduit à 3 le nombre de paramètres à calibrer : on obtient 2 ensembles de 3 paramètres biens identifiés (Illustration 109 et Illustration 110).

Nom du paramètre	Valeur Optimale	Écart-type	t de Student
T_Mélang_RU	0.25	0.12	2.1
Eau_Liée_RU	3736	111	33.5
Cor_Épanda_%	5	0.3	15

Illustration 109 : Tableau des écarts-types et des coefficients « t de Student » des paramètres de modélisation des concentrations du site de Penvert, avec 3 paramètres à calibrer : Premier jeu de 3 paramètres.

Paramètre	Valeur Optimale	Écart-type	t de Student
T_Mélang_RU	0.25	0.12	2.1
Eau_Liée_RU	3736	104	36.0
Eau_Liée_H	2720	122	22.4

Illustration 110 : Tableau des écarts-types et des coefficients « t de Student » des paramètres de modélisation des concentrations du site de Penvert, avec 3 paramètres à calibrer : Deuxième jeu de 3 paramètres.

En ne calibrant pas le paramètre « T_Mélang_RU », donc en calibrant uniquement 2 paramètres, on obtient les résultats décrits sur l'Illustration 111.

L'intervalle de confiance obtenu avec ce jeu de 2 paramètres à calibrer est étroit (Illustration 112), mais la simulation de la concentration de ce site présente cependant des écarts assez grands.

L'Illustration 113 montre qu'avec uniquement 2 paramètres de transfert à calibrer (les autres étant considérés comme fixés à une valeur raisonnable) la largeur de l'intervalle de confiance est considérablement réduite par rapport à la calibration de 10 paramètres très interdépendants.

Nom du paramètre	Valeur Optimale	Écart-type	t de Student
Eau_Liée_RU	3736	77	48.5
Cor_Épanda_%	5	0.3	15

Illustration 111 : Tableau des écarts-types et des coefficients « t de Student » des paramètres de modélisation des concentrations du site de Penvert, avec 2 paramètres à calibrer.

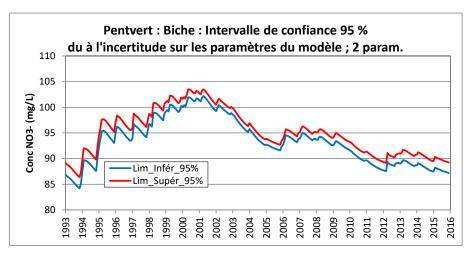


Illustration 112 : Intervalle de confiance, dû à l'incertitude sur les paramètres, de la modélisation des concentrations du site de Pentvert.

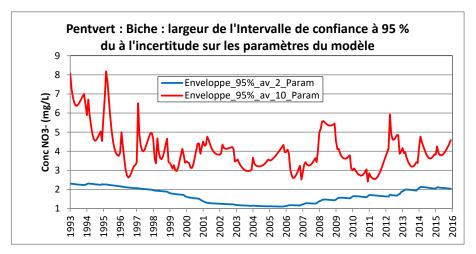


Illustration 113 : largeur de l'intervalle de confiance, dû à l'incertitude sur les paramètres, de la modélisation des concentrations du site de Pentvert.

10 paramètres à calibrer et 2 paramètres à calibrer.

5.3.4. Conclusion de l'analyse de sensibilité multi-critère

La méthode d'analyse de sensibilité multi-critère a été appliquée à trois sites: Plourhan, Montet-Chambon et Pentvert. Cette méthode a permis d'analyser les corrélations simultanées entre les influences de tous les paramètres de transferts. Elle a montré en particulier que si on calibre simultanément un grand nombre de paramètres, de l'ordre de 10 paramètres, les coefficients de corrélation entre les paramètres de modélisation sont très élevés et donc les paramètres sont mal déterminés. Cette incertitude sur la valeur des paramètres est due en particulier aux compensations possibles entre paramètres: par exemple une augmentation des applications d'azote peut être en grande partie compensée par une diminution de la minéralisation dans le sol.

L'incertitude sur les paramètres n'a pas forcément de conséquences très graves sur la période de calibration, dans les conditions de fonctions « courantes ». En revanche, en extrapolation avec des modifications significatives d'applications, ou de cultures, donc de besoins, ou de climat, l'incertitude sur la valeur des paramètres pourrait générer des extrapolations peu fiables.

Pour augmenter la robustesse des simulations et des extrapolations, la méthode d'analyse de sensibilité multicritère permet de sélectionner les seuls paramètres qui doivent être calibrés, les autres étant fixés à une valeur égale à 0 (pour des coefficients de correction), ou à une valeur réaliste.

La mise en œuvre de cette méthode d'analyse multicritère nécessite une certaine expertise pour choisir, quand deux paramètres sont très corrélés, celui qui est assez bien connu et dont on peut raisonnablement fixer une valeur a priori, et celui qui doit être calibré.

La méthode est itérative, puisqu'on retire successivement de la calibration les paramètres les moins bien identifiés jusqu'à obtenir des paramètres d'une valeur bien définie.

Une vérification a posteriori permet de vérifier que cette réduction du nombre de paramètres à calibrer permet une simulation quasi aussi bonne, tout en étant plus robuste, c'est-à-dire avec une réduction significative de l'intervalle de confiance dû à l'incertitude sur les paramètres.

6. Conclusions et perspectives

Trois sites soigneusement choisis en fonction des données disponibles pour les caractériser sur le plan hydrologique et surtout sur le plan de la connaissance de l'occupation agricole du territoire dans le temps et des pratiques (fertilisation, rendement), ont fait l'objet lors d'une étude précédente (Baran *et al.*, 2011) d'une modélisation globale du transfert de nitrate depuis le sol vers la nappe à l'aide du modèle BICHE (Thiéry, 1990). Cinq ans plus tard, ces trois modèles ont été confrontés à l'actualisation des observations.

Il ressort de cette confrontation que les trois modèles se comportent bien, parvenant à reproduire les tendances observées dans les cinq années complémentaires sans modification des paramètres obtenus lors du premier calage (en particulier pour le modèle de Montet-Chambon) tant du point de vue hydrologique que des concentrations en nitrate dans la nappe. Cet exercice tient lieu de validation et conforte l'utilisation du modèle en mode prédictif, lorsque le calage initial et la durée de simulation ont été jugées suffisants par le modélisateur. Rappelons que la qualité du calage dépend de la chronique utilisée à ce titre. Ainsi, des chroniques présentant plusieurs changements de tendance et des amplitudes marquées permettent de mieux contraindre le modèle et conduisent à un calage plus robuste.

Il est bien évident que le modèle ne peut prédire ni le climat, ni l'occupation du sol des années futures, mais il se révèle un outil particulièrement intéressant pour établir des scénarios (climatiques ou agricoles) et en mesurer les conséquences sur la qualité de la nappe. La validation des modèles démontrée ici donne du poids aux résultats des scénarios et à l'utilisation de BICHE pour ce type d'exercice.

Toutefois, les résultats obtenus ne sont-ils pas biaisés par le choix des sites ?

Les trois sites ont été choisis pour être représentatifs de bassins très différents les uns des autres : petit bassin en zone de socle en Bretagne (4 km²), bassin de taille intermédiaire en milieu calcaire fissuré dans la Sarthe, bassin karstique de près de 50 km² près de Châteauroux. Chacun de ces bassins est soumis à une forte pression agricole mais de nature diverse. Le petit bassin breton était à vocation maraichère alors que les deux autres sites sont plutôt dans un secteur de grandes cultures. Le modèle BICHE semble donc approprié pour tous ces types de milieux.

En revanche, la connaissance relativement détaillée des sites, en particulier de leur historique d'occupation du sol, des quantités utilisées de fertilisants et des rendements des cultures sur ces bassins sur une période longue pourrait induire un biais. Pour savoir si un tel résultat aurait pu être obtenu à partir de données moins précises, de nouvelles modélisations ont été réalisées en prenant comme données d'entrée des données simplifiées ou « dégradées ». Ces données sont soit simplifiées dans leur calcul (scénario « simplification » portant essentiellement sur l'estimation de la fertilisation), soit dégradées pour reconstituer l'occupation du sol et les données associées (rendements et donc besoins en azote et fertilisation) en utilisant des sources de données largement disponibles à l'échelle du bassin Loire-Bretagne mais aussi nationale telles les statistiques agricoles communales, voire départementales.

Pour juger de la pertinence de l'utilisation de ces différentes données simplifiées ou dégradées, une « simulation de référence » calée sur l'ensemble de la chronique avec la totalité des informations détaillées disponibles a été réalisée sur les trois sites. Elle sert de comparaison aux simulations utilisant des données simplifiées ou dégradées.

Ces données (simplifiées ou dégradées) sont ainsi introduites dans le modèle BICHE pour chacun des sites comme si elles constituaient les seules données disponibles (en faisant donc abstraction de la connaissance détaillée des sites). Chaque site est simulé en sollicitant l'optimisation des paramètres par le modèle (calage automatique). D'une manière générale, les simulations sont très concordantes sur les données anciennes (avant 2000), excepté pour les premières années à Montet-Chambon car la période d'initialisation du modèle est différente (artéfact). Ensuite, la situation est différente selon les sites. Les données agricoles à l'échelle communale et départementale n'étant disponibles qu'à l'occasion de cinq enquêtes ponctuelles de 1970 à 2010 et pour des surfaces plus grandes que celle du seul bassin d'alimentation du captage, l'occupation du sol parait plus homogène au cours du temps que celle utilisée dans la simulation de référence, reflet de la réalité du site. Ainsi, pour le petit bassin de Plourhan, dont l'occupation du sol est bien différente à l'échelle du bassin (notamment du fait d'une politique du syndicat de favoriser les surfaces toujours en herbe) par rapport aux échelles communales et départementales, les simulations s'écartent légèrement des observations pour le scénario « statistiques communales » et plus franchement pour le scénario « statistiques départementales ». Le modèle perd de sa capacité prédictive. En revanche, pour les deux autres sites qui s'étendent sur plusieurs communes, l'occupation du sol estimée par les statistiques est plus proche de la simulation de référence reprenant la réalité du terrain, du moins dans les grandes tendances. L'optimisation permet d'obtenir des résultats acceptables avec ces données simplifiées et dégradées.

Il semble donc que la taille du bassin est déterminante, particulièrement dans les cas où des actions de gestion telles que des acquisitions foncières ont déjà été mises en œuvre sur une grande partie du bassin. Si l'on veut utiliser des statistiques communales ou départementales, la taille du bassin devra couvrir plusieurs communes à vocation agricole ou une partie du département. Si des données détaillées d'occupation du sol existent pour quelques années (a minima les dernières informations du RPG sont disponibles), elles devront être examinées pour juger de la pertinence d'utiliser ces statistiques pour couvrir une période plus longue. Les sites étudiés ne comprennent pas de très grands bassins dont l'hétérogénéité et la diversité des usages de l'eau complexifient le système de transfert des nitrates dans les nappes. Pour des situations plus complexes que celles examinées ici, il est conseillé d'utiliser un autre modèle basé sur la même approche (modèle global), EROS-BICHE (Thiéry, 2018, http://eros.brgm.fr/) qui n'est pas utilisé dans cette étude et qui permet de « spatialiser » les données par sous-secteurs pour lesquels les données resteront globalisées (modèle semi-global).

L'ensemble des résultats obtenus pour les trois sites a permis d'envisager l'utilisation du modèle sur deux nouveaux sites (Bonneval, craie du séno-turonien, grandes cultures dont céréales à paille représentant plus de 50 % de la SAU et Buzançais, jurassique supérieur, grandes cultures dont céréales à paille représentant presque 50 % de la SAU) pour lesquels des données simplifiées ont été utilisées pour la fertilisation et où l'évolution de l'occupation des sols est estimée des bases de données statistiques agricoles (RGA et RPG). Les données détaillées existantes n'ont pas été utilisées en tant que telles mais ont permis de juger de la pertinence d'utiliser une interpolation des données communales d'occupation du sol disponibles pour quatre dates (1988, 2000, 2010 et 2016). Pour ces deux sites, les résultats obtenus sont satisfaisants tant sur l'hydrologie que sur la modélisation des concentrations en nitrate, mais pour cette dernière une connaissance plus fine de l'évolution de l'occupation du sol permettrait une meilleure simulation des périodes d'inversions de tendance. Ces résultats confirment la possible utilisation du modèle sur des sites moins bien renseignés, dans différents contextes hydrogéologiques et de pression agricole.

Les travaux réalisés permettent d'encadrer une utilisation opérationnelle du modèle BICHE en complément à une application jusqu'à présent limitée à des projets sur des sites connus en détail. Toutefois, l'utilisation du modèle requiert à la fois une expertise agronomique et une expertise hydrogéologique ainsi que la définition préalable d'une stratégie de mise en œuvre.

En effet, selon que la mise en œuvre du modèle est envisagée sur des sites disposant d'informations détaillées (notamment de fertilisation) sur une longue période ou sur des sites moins renseignés, l'opérateur devra faire des choix dans le type de données à utiliser y compris dans la phase de calage. En particulier, le modélisateur s'efforcera de conserver une cohérence dans l'échelle de ses sources d'information, surtout si le bassin modélisé est petit en regard de la surface concernée par les variables globalisées (statistiques départementales par exemple). De même, le calage ne devra pas être fait sur la base d'un type de données et le modèle ensuite exploité avec un autre type de données. L'expertise du modélisateur sera également nécessaire pour juger de la possible robustesse du modèle (calage initial et durée de simulation). Les expertises hydro(géo)logiques et agronomiques seront nécessaires à plusieurs titres : détermination des bornes pour chaque paramètre au sein desquelles le calage automatique pourra être fait, vérification entre la cohérence des flux atteignant la nappe, calculés par le modèle, et la recharge estimée reconstitution des chroniques globalisées de fertilisation etc.

En plus de la nécessaire expertise pour la mise en œuvre du modèle. l'opérateur pourra asseoir ses choix sur l'examen de la sensibilité des paramètres. Dans le cas présent, plusieurs méthodes sont décrites et ont été mises en œuvre sur un ou plusieurs sites pour juger de la sensibilité des paramètres sur les variables de sortie (principalement, la concentration en nitrate dans l'eau souterraine). Il s'agit de déterminer comment une variation du paramètre d'entrée se traduit sur la sortie du modèle. En complément, l'examen des corrélations entre paramètre est effectué puisque certains paramètres peuvent avoir des effets compensés (positivement ou négativement). Les analyses de sensibilité proposées ici sont de deux natures : i) locales (chaque paramètre est modifié un par un pendant que les autres paramètres sont maintenus à une valeur centrale) ou ii), globale (tous les paramètres varient simultanément). Elles peuvent être mises en œuvre pour tous les paramètres (hydrologiques ou relatifs au transfert des nitrates uniquement) ou sur un groupe restreint de paramètres. Ainsi à titre d'exemple, l'analyse multi-paramètres menée sur les trois sites, restreinte aux paramètres spécifiques au transfert des nitrates a permis de valider la méthode d'estimation de la sensibilité, d'identifier les paramètres les plus sensibles et donc de réduire le nombre de paramètres à calibrer (qui peuvent différer d'un cas à l'autre) et de calculer un intervalle de confiance des simulations tant sur la période de calibration que sur la période d'extrapolation (utilisation du modèle en mode prédictif). Ces analyses de sensibilité peuvent également permettre d'évaluer l'importance relative des efforts à fournir pour préparer les données d'entrée.

Les différentes analyses de sensibilité montrent notamment que les données d'entrée agricoles (fertilisation, besoins, minéralisation en particulier) sont liées. Les coefficients qui les affectent pour tenir compte de leurs incertitudes peuvent se compenser si bien qu'il n'existe pas de solution unique au modèle BICHE. Le fait que plusieurs jeux de données puissent conduire à des simulations très acceptables n'est pas un problème en modélisation globale, à condition de rester dans des pratiques culturales peu différentes. La réduction du nombre des paramètres calibrés permet d'augmenter la « robustesse » des extrapolations. On peut ainsi obtenir une configuration qui permet d'obtenir un résultat satisfaisant pour décrire les grandes tendances à partir duquel seront déclinés les scénarios. L'utilisation du modèle BICHE à des fins prédictives, qui est bien évidemment dépendant des incertitudes sur le climat à venir par exemple, a pour objectif de décrire les grandes tendances résultant par exemple de changements de pratiques agricoles et non pas d'estimer une concentration absolue.

Rappelons qu'au-delà du travail méthodologique présenté ici, les modèles de Plourhan et Pentvert ont été utilisés en complément d'une approche économique permettant de travailler sur les coûts-efficacité de programmes de mesures visant à reconquérir la qualité de l'eau visà-vis du paramètre nitrate, que ces programmes soient déjà engagés ou co-construits avec les acteurs locaux.

Bibliographie

Agreste (2010) - Pratique culturale 2006. Les Dossiers, n° 8. 77p

Agreste (2014) - Enquête - Pratiques Culturales 2011 - Principaux résultats. Les Dossiers, n° 21. 70p

Agreste (2018) - Données en ligne - Available on internet on https://stats.agriculture.gouv.fr/disar-web/disaron/%21searchurl/searchUiid/search.disar.

Arrêté "GREN" (2015) - Arrêté 148/2015/DRAAF-DREAL établissant le référentiel régional de mise en oeuvre de l'équilibre de la fertilisation azotée pour la région Pays de la Loire. Prefet de la région Pays de la Loire.

ASP (2012) - Registre Parcellaire Graphique 2012: contours des îlots culturaux et leur groupe de cultures majoritaire des exploitations. Agence de services et de paiement (ASP). Diponible à : https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/.

Baran N., Gourcy L., Lopez B. *et al.* (2009) - Transfert des nitrates vers les eaux souterraines à l'échelle du bassin Loire-Bretagne — Phase 1 : temps de transfert, tendances et typologie des aquifères. BRGM/RP-56884-FR. 105 p.

Baran N., Gutierrez A., Lopez B. *et al.* (2011) - Transfert de nitrates à l'échelle du bassin d'alimentation de captages d'eau souterraine du bassin Loire-Bretagne : modélisation et datation. Rapport BRGM. RP-60280-FR. 146p

Barthelemy Y., Seguin J.-J. (2016) - Modélisation maillée des écoulements souterrains. Principes, démarche et recommandations. Rapport final. Version 2. BRGM/RP-62549-FR. 140p.

Blum A., Gravier A., Mardhel V. *et al.* (2006) - Élaboration d'un réseau de surveillance de la qualité des masses d'eau souterraine en Loire-Bretagne conforme aux prescriptions de la Directive Cadre sur l'Eau. Rapport final. BRGM/RP-54830-FR. 76 p.

Buscarlet E., Surdyk N., Pickaert, L. *et al.* (2012) - Modèlisation de la nappe de la craie du Nord-Pas de Calais - Rapport final - Modélisation simplifiée du tansport des nitrates - Étude des tendances par masse d'eau. BRGM/RP-61250-FR. 107p.

CA Bretagne (2008) - Guide pratique 2008. Fertilisation des légumes frais de plein champ. Chambre d'Agriculture de Bretagne. Juillet 2008. 47p.

CA Bretagne (2013) - Outil de référence pour la réalisation du Plan prévisionnel de fumure azote. 32 p.

CA Côtes d'Armor (1996) - Périmétres de protection autour des captages de la ville hellio et Beaugouyen. Suivi agricole. Bilan de 4 années. Chambre d'Agriculture des Côtes d'Armor. 14p.

CA Indre (2004) - Année culturale 2003-2004 - Suivi agronomique des pratiques de fertilisation azotée sur le bassin versant d'alimentation des captages du Montet-Chambon. Communauté d'agglomération Castelroussine. Chambre d'Agriculture de l'Indre. 37p.

CA Sarthe (2010a) - Chambre d'agriculture Sarthe - Comité de pilotage du 5 mars 2010 - Capatage de Pentvert.

CA Sarthe (2010b) - Enquête FERTI-SAOSNOIS 1991/94-1999-2000-2007. Chambre d'Agriculture de la Sarthe.

CA Sarthe (2014) - Contrat Territorial du Captage de Pentvert 2009-2014 - Bilan évaluatif du Contrat territorial. Chambre d'agriculture Sarthe. 82p.

Casagrande P., Chapelle C. (2001) - Fertilisation azotée minérale : assagissement à la fin des années 80. Agreste Cahier, 3-10p.

Chrétien P. (2018). Vulnérabilité de quatre aires d'alimentation de captages dans la Sarthe. BRGM/RP-68522-FR.

CIPF (2006) - (Centre Indépendant de Promotion Fourragère) - La fertilisation en culture de maïs. Available on internet at: http://www.cipf.be/fr/files/Ferti_mais.pdf.

Codarini S. (1994) - La protection des captages d'eau potable de la ville de Châteauroux. Mémoire à L'institut national agronomique Paris-Grignon. 42p.

COMIFER (2013) - Calcul de la fertilisation azotée - Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales. COMIFER - Groupe Azote, 159 p

Comirem Scop (2012). Étude diagnostic du Bassin d'Alimentation du Captage de la Grosse Planche - Mairie de Buzançais. Dossier n°11029 - Mai 2012.

De Willigen P. (1991) - Nitrogen turnover in the soil-crop system; comparison of fourteen simulation models. . Fertilizer Research, 27: 141-149.

EXPLOR-E (2015) - Étude diagnostic de l'Aire d'Alimentation du Captage des Près-Nollet.

Félix R., Xanthoulis D. (2005) - Analyse de sensibilité du modèle mathématique "Erosion Productivity Impact Calculator" (EPIC) par l'approche One-Factor-At-A-Time (OAT). Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 2005 9 (3), 179–190.

Gourcy L., Surdyk N., Thiery D. *et al.* (2008) - Caractérisation de l'inertie des systèmes aquifères vis-à-vis des apports diffus d'origine agricole. Application à l'aquifère de la plaine de l'Ain. Rapport final de phase 1. Rapport BRGM/RP-56694-FR. 100p.

Gombert P. (2018) - Avis de l'hydrogéologue agréé en matière d'hygiène publique pour le département de l'Eure-et-Loir concernant la délimitation des périmètres de protection à instaurer et les mesures de protection à mettre en oeuvre sur leur emprise pour le captage d'alimentation en eau potable des Prés Nollets à Bonneval.

GREN Centre (2015) - Rapport élaboré par le Groupe Régional d'Expertise Nitrates du Centre-Val de Loire Remis à M. le Préfet de la région Centre-Val de Loire - Quatrième rapport du GREN Centre-Val de Loire – février 2015. 18p.

Guézengar A. (2016) - Reliquat sortie hiver 2016 sous céréales et colza. Terra: 26-27.

Gutierrez, **A.**, **Surdyk**, **N.**, **Lamotte**, **C.** *et al.* (2011) - Réduction de l'apport azoté dans les Aires d'alimentation des Captages AEP de la plaine de Mauguio. Compléments de modélisation et de datation. Rapport BRGM/RP-60094-FR. 49p.

Hérivaux C., Neverre N., Grémont M. *et al.* (2019) - Implications économiques de la reconquête de la qualité (nitrate) des eaux souterraines pour l'alimentation en eau potable. Rapport BRGM/RP-69435-FR. 121p.

INRA (2013) - Réseau Mh Bretagne - Bilan de campagne 2012 -Réunion de 17 janvier 2013. 55 diapositives.

Jacques J. (2001) - Pratique de l'analyse de sensibilité : comment évaluer l'impact des entrées aléatoires sur la sortie d'un modèle mathématique. PUB. IRMA, 71(III): 1-19.

Jolicoeur (2002) - Screening designs sensitivity of a nitrate leaching model (ANIMO) using a one-at-a-time method. USA: State University of New York at Binghampton,. 14p.

Lebreton M. & Seguin J.-J. (1999) – Syndicat Mixte de Production d'Eau Potable du Nord Sarthe. Modélisation de l'aquifère du captage de Pentvert. Phase 2 : modélisation. Rapport ANTEA A016174, 100 p.

Layer B., LeGall A., Lafrechoux M. (2009) - Suivi agronomique des pratiques de fertilisation azotée sur le bassin versant d'alimentation des captages du Montet-Chambon. Communauté d'agglomération Castelroussine. Année culturale 2007-2008. 55p.

Layer B., LeGall A., Lafrechoux M. (2010) - Suivi agronomique des pratiques de fertilisation azotée sur le bassin versant d'alimentation des captages du Montet-Chambon. Année culturale 2008-2009. Communauté d'agglomération Castelroussine. 55p.

Malon J.-F., BLum A., Mardhel V. *et al.* (2006) - Élaboration d'un réseau de surveillance de la qualité des masses d'eau souterraine en Loire-Bretagne conforme aux prescriptions de la Directive Cadre sur l'eau. Rapport final. 73p.

NCA (2019) - Étude bilan du contrat terrirorial 2013-2017. Champ captant de la Grosse Planche (36). Perspectives et proposition du n nouveau programme d'action. 69p.

Palacio-Rabaud V. (2000) - La conduite des prairies en France : pratiques intensives et rendements élevés dans le nord-ouest. In Agreste Cahier. pp 15-26.

Quete Y. (2008) - Rapport de l'hdrogéologue agrée. Demande de révision de la délimitation des périmètres de protection. 19p.

Soltner D. (1999) - Les grandes productions végétales. Sciences et Techniques Agricoles, Sainte-Gemmes-sur-Loire. 464 p.

Terralys (2016) - Étude multi-pression de l'Alre d'Alimentation du Captage des Près Nollets - Partie agricole.

Thiéry D. (1990) - Modélisation des transferts de nitrates dans un bassin versant - validation du modèle BICHE et analyse de sensibilité. BRGM/RR-30976-FR. 78p.

Thiéry D. (1993) - Optimisation des champs captants. le logiciel capucine. principes et domaine d'application. BRGM/RR-37811-FR.

Thiéry D. (2014) - Logiciel GARDENIA, version 8.2. Guide D'utilisation. BRGM/RP-62797-FR. 137p.

Thiéry D. (2015) - Validation du code de calcul GARDÉNIA par modélisations physiques comparatives. BRGM/RP-64500-FR.

Thiéry D. (2018) - Logiciel ÉROS version v7.1. Guide d'utilisation. Rapport BRGM/RP-67704-FR, 177 p., 82 fig.

Thiéry D., Seguin J.-J. (1985) - First model of nitrate transfert of a river basin with a lumped moded- application to Rembercourt bassin (France). Hydrogeology in the Service of Man, Memoires of the 18th Congress of the International Association of Hydrogeologists, Cambridge, 1985.

Valé M. (2006) - Quantification et prédiction de la minéralisation nette de l'azote du sol in situ, sous divers pédoclimats et systèmes de culture français. Thèse à INPT-ENSAT, 183 p.

Valé M., Laurent F., Champolivier L. *et al.* (2007) - Amélioration de la prédiction de la minéralisation de l'azote organique du sol in situ pour une large gamme de sols français Colloque GEMAS – COMIFER, Blois, 20 – 21 novembre.

YARA (2004) - Dynamique des éléments. Les compartiments azotés du sol. YARA, 15 p.

Annexe 1

Équation de fertilisation

L'équation retenue pour le calcul de la fertilisation est une équation basée sur le bilan de masse prévisionnel. Cette méthode est la plus préconisée en France (COMIFER, 2013). Une version simplifiée de l'équation proposée a été utilisée. La simplification porte notamment sur l'absence de prise en compte des effets des engrais organiques et des retournements de prairie. Le calcul de fertilisation a été réalisé en utilisant l'équation suivante :

$$X = Pf - Pi - Ri - Mh + Rf$$

Avec:

X = fertilisation (kg de N/ha)

Pf = besoin de la plante kg de N/ha) = b x y

b = besoin d'azote par unité de production (kg de N/qx)

y = rendement objectif (qx/ha)

Pi = azote absorbé par la plante à l'ouverture du bilan (kg de N/ha)

Ri= azote minéral dans le sol à l'ouverture du bilan (kg de N/ha)

Mh = minéralisation de l'humus du sol (kg de N/ha)

Rf = quantité d'azote minéral dans le sol à la fermeture du bilan

Le besoin d'azote par unité de production (b) est disponible pour la plupart des cultures.

En ce qui concerne le site de Plourhan, les données utilisées proviennent de sources locales fournies par la chambre d'agriculture (CA Bretagne, 2008, CA Bretagne, 2013). Pour l'étude sur le site de Montet-Chambon, les sources régionales ont été utilisées (GREN Centre, 2015). Pour l'étude sur le site de Pentvert, des sources régionales ont également été utilisées (Arrêté « GREN », 2015).

Le rendement objectif (y) correspond à la moyenne des rendements réels sur 5 ans en excluant les deux valeurs extrêmes en accord avec les pratiques agricoles actuelles. En fonction des scénarios, les valeurs utilisées sont d'origine statistiques ou ont été fournies pour par les chambres d'agriculture (voir §2.3.2).

Pi est un terme qui dépend de l'état de croissance du peuplement au moment où le calcul de la dose d'engrais azoté est effectué. Pour les cultures d'hiver, une valeur moyenne de 20 kg de N/ha a néanmoins été utilisée pour les trois sites (Arrêté « GREN » 2015, CA Bretagne, 2013, GREN Centre, 2015), cela représente l'azote déjà consommé entre le semis et les applications d'engrais en fin d'hiver.

Le Ri est souvent désigné sous le nom « Reliquat Azoté ». Si le bilan est ouvert à la fin de l'hiver (pratique classique pour une céréale d'hiver par exemple), il prend souvent le nom de Reliquat Sortie Hiver. Aucune donnée n'est disponible sur aucun des sites d'étude pour l'ensemble de la période. Au vu des études sur la zone de Plourhan (Guézengar, 2016) et des valeurs par défaut à disposition (CA Bretagne, 2013) , la moyenne estimée pour les calculs est de 20 kg/ha. La même valeur a été sélectionnée pour le site de Montet-Chambon. Pour le site de Pentvert, au vu des études à disposition, la moyenne estimée pour les calculs est de 20 kg/ha pour les cultures de printemps et de 30 kg/ha pour les céréales et le colza (Arrêté « GREN », 2015).

En ce qui concerne le terme « Mh », il dépend du type de sol et donc de l'emplacement de la parcelle dans le bassin. Des tableaux ont été proposés par les instituts locaux pour déterminer la valeur de la minéralisation en fonction du sol. Néanmoins, le travail étant fait à l'échelle du bassin versant voire du département, une valeur moyenne a dû être utilisée. Une valeur de 40 kg/ha a été utilisée pour le « Mh » sur les trois sites (Arrêté « GREN », 2015, CA Bretagne, 2013, GREN Centre, 2015, INRA, 2013).

Pour certaines cultures, il est d'usage d'ajouter un terme (Rf) pour marquer le fait qu'une culture n'est pas capable d'absorber la totalité de l'azote minéral du sol durant son cycle. Une valeur d'azote de Rf de 30-40 kg/ha a été utilisée sur le site de Plourhan pour l'ensemble des cultures (CA Bretagne, 2013).

La fertilisation de la surface toujours en herbe est gérée de manière différente car il n'y a pas d'ouverture de bilan ni fermeture. Aucune valeur de Pi ou Ri n'est donc à retrancher de la valeur du forfait, celle-ci est à utiliser sans modification. 74 % de parcelles de prairies permanentes de la région Bretagne sont fertilisées avec des engrais minéraux. 67 % des parcelles de la région Centre et 73 % des parcelles de prairies de la région Pays-de-la-Loire le sont également (Palacio-Rabaud, 2000). Une moyenne de 85 kg de N/ha est appliquée sur les prairies permanentes en Bretagne. Une moyenne de 57 kg de N/ha et de 70 kg de N/ha sont respectivement appliqués sur les prairies dans le Centre et dans les Pays de la Loire (Palacio-Rabaud, 2000). En termes de simulation, deux types de surface en herbe ont été simulés, une partie fertilisée et une partie non fertilisée. En ce qui concerne les zones en herbe de la zone sensible de Plourhan, il a été considéré qu'aucune fertilisation n'était appliquée.

Annexe 2

Sources des données d'entrée spécifiques à chaque scénario

Site de Plourhan

Occupation du sol

Pour l'étude détaillée à l'échelle du bassin versant sur le secteur de Plourhan (scénarios « validation » et « nouvelle référence »), les données des rapports de l'hydrogéologue agréé (Quete, 2008) et de la chambre d'agriculture (CA Côtes d'Armor, 1996) ont été utilisées. Durant le premier projet, en 2011, des enquêtes sur le terrain ont aussi permis d'acquérir la connaissance du parcellaire sur les campagnes de 2009 à 2010 (Baran, et al., 2011). Pour les années 2011-2013, un traitement sous SIG du RPG³ a été réalisé pour connaitre les proportions des différentes cultures sur les années plus récentes (ASP, 2012). Les cartes ont été rapprochées de celles réalisées dans les rapports de 2008 (Quete, 2008) et de 2011 (Baran, et al., 2011) pour réaliser une évolution la plus précise possible du parcellaire de la zone.

En ce qui concerne les simulations de Plourhan, pour le scénario dont les valeurs d'entrées sont dégradées à l'échelle du département (« Statistiques départementales »), les statistiques d'occupation du sol pour les Côtes d'Armor ont été utilisées. Pour le scénario dont les valeurs d'entrées sont dégradées à l'échelle de la commune (« Statistiques communales »), les données de superficies rapportées pour la commune de Plourhan uniquement ont été utilisées. En effet, le captage est entièrement inclus dans le territoire de la commune.

Pour les années sans information, l'information voisine est extrapolée linéairement en fonction des bornes qui encadrent les données absentes ou de la tendance des données voisines. Il en est de même pour tous les sites.

Le tableau 1 de l'Annexe 2 résume les sources de données de fertilisation en fonction du scénario utilisé.

Besoins des plantes

Pour le site de Plourhan, l'ensemble des données agronomiques provient de sources statistiques et de données fournies par la chambre d'agriculture. Le tableau 2 de l'Annexe 2 résume les sources de données de rendement (à partir desquels les besoins sont estimés) en fonction du scénario utilisé pour le site de Plourhan.

⁹ Registre parcellaire graphique (RPG) : zones de cultures déclarées par les exploitants.

Fertilisation en nitrates des plantes

Pour le site de Plourhan, la série de fertilisation pour le scénario « Validation », a été estimée selon un avis d'expert pour la période 1989-2015. Cela correspond à la méthode adoptée lors de la précédente étude (Baran, *et al.*, 2011). Plusieurs études ont été utilisées pour construire cet avis (CA Bretagne, 2008,CA Côtes d'Armor, 1996). Des études nationales ont aussi servi de base à cet avis en cas de défaut d'information au niveau local (Agreste, 2010, Casagrande, *et al.*, 2001). Les séries de fertilisation pour le scénario « Statistique communales » et pour le scénario « Statistique départementales » ont été calculées avec l'équation du bilan de masse (Annexe 1).

Site de Montet-Chambon

Occupation du sol

Pour l'étude détaillée à l'échelle du bassin versant dans le secteur de Montet-Chambon, les rapports de la chambre d'agriculture de l'Indre (36) (Layer, et al., 2009, Layer, et al., 2010) et de l'INA-PG (Codarini, 1994) ont été utilisés. L'utilisation du RPG a permis de réaliser des travaux SIG à l'échelle du bassin versant pour les années 2011 à 2015 (ASP, 2012).

Pour les scénarios « Statistiques départementales » pour les simulations de Montet-Chambon, les surfaces d'occupation du sol du département de l'Indre ont été utilisées. En ce qui concerne les scénarios « Statistiques communales », l'ensemble des superficies rapportées pour les communes Déols et Montierchaume ont été utilisées. Les communes de Coins, Diors, Étrechets ont été ignorées bien que faisant partiellement, partie du bassin versant car la somme des surfaces de toutes ces communes aurait représenté un différentiel de surface trop importance par rapport au bassin versant en lui-même.

Le tableau 1 de l'Annexe 2 résume les sources de données de fertilisation en fonction du scénario utilisé.

Besoin des plantes

Contrairement au site de Plourhan, pour ce site dans le scénario « Validation », des données de la chambre d'agriculture de l'Indre (Layer, *et al.*, 2009, Layer, *et al.*, 2010) ont été utilisées. Le tableau 2 de l'Annexe 2 résume les sources de données de rendement en fonction du scénario utilisé pour le site de Montet-Chambon.

Fertilisation

Pour le site de Montet-Chambon, la série de fertilisation pour la période 1989-2015, a été construite en se basant sur des avis d'expert. Plusieurs documents ont été utilisés pour consolider ces avis (Layer, et al., 2009, Layer, et al., 2010). La Chambre d'Agriculture de l'Indre utilise la méthode SCAN (CA Indre, 2004) qui permet de modifier de manière annuelle l'apport d'azote pour mettre au point des recommandations. Grâce à ces documents, la fertilisation moyenne est connue à certaines dates et pour certaines cultures. Les séries de fertilisation pour le scénario « Statistiques communales » et pour le scénario « Statistiques départementales » ont été calculées avec l'équation du bilan de masse (calcul à partir de la valeur du rendement).

Pentvert

Occupation du sol

Pour l'étude détaillée à l'échelle du bassin versant, des enquêtes agricoles ont été réalisées à cinq dates sur le bassin (1991, 1994, 1999, 2004, 2007) par la Chambre d'Agriculture de la Sarthe (CA Sarthe, 2010a). Un rapport édité en 2014 par la Chambre d'Agriculture de la Sarthe (CA Sarthe, 2014) a permis de collecter les données pour les années 2011 à 2014. Le tableau 1 de l'Annexe 2 résume les sources de données de fertilisation en fonction du scénario utilisé.

Pour les scénarios « Statistiques » à l'échelle du département pour les simulations de Pentvert, les valeurs pour la Sarthe ont été utilisées. En ce qui concerne les scénarios « Statistiques » à l'échelle de la commune, l'ensemble des superficies rapportées pour les communes Saones et de Saint Remi du Val ont été utilisées. En effet, la superficie de la zone d'étude recouvre au moins une partie de ces communes.

Besoin des plantes

En fonction du scénario, des estimations supplémentaires ont pu être apportées. En effet, pour le scénario « Validation » des données provenant de la chambre d'agriculture de la Sarthe à l'échelle du captage de Pentvert ont été utilisées (CA Sarthe, 2010a, CA Sarthe, 2014). Le tableau 2 de l'Annexe 2 résume les sources de données de rendement en fonction du scénario utilisé pour le site de Pentvert.

Fertilisation

Pour le site de Pentvert, la série de fertilisation du scénario « Validation » a été construite en se basant sur des avis d'experts. Plusieurs documents ont été utilisés pour consolider ces avis. (CA Sarthe, 2010a, CA Sarthe, 2010b, CA Sarthe, 2014) Les séries de fertilisation pour le scénario « Statistiques communales » et pour le scénario « Statistiques départementales » ont été calculées avec l'équation du bilan de masse (calcul à partir de la valeur du rendement).

	Scénario	Scénario	Scénario	Scénario "Statistiques	Scénario "Statistiques
	Plourhan	Montet Chambon	Pentvert	communales	departementales
1975		répétition			
1976		répétition			
1977		répétition			
1978		répétition			
		-			
1979		répétition			
1980		répétition			
1981		répétition			
1982		répétition			
1983		répétition			
1984		répétition			
1985	Extrapolation	répétition			
	Extrapolation	répétition			
	Extrapolation	-			
		répétition	F. A I - Al	Formation Application	Formula Amelicals
	Extrapolation	Extrapolation	Extrapolation	Enquete Agricole	Enquete Agricole
	Extrapolation	Extrapolation	Extrapolation	Interpolation	Interpolation
1990	Extrapolation	Extrapolation	Extrapolation	Interpolation	Interpolation
	Données Chambre		Données Chambre		
1991	Agriculture	Extrapolation	Agriculture	Interpolation	Interpolation
	Données Chambre	Données Chambre			
1992	Agriculture	Agriculture	Interpolation	Interpolation	Interpolation
	Données Chambre	Données Chambre			
1993	Agriculture	Agriculture	Interpolation	Interpolation	Interpolation
1333	Données Chambre	Données Chambre	interpolation	interpolation	interpolation
1004	Agriculture		Intornalation	Internalation	Internalation
1994	•	Agriculture	Interpolation	Interpolation	Interpolation
	Données Chambre				
	Agriculture	Interpolation	Interpolation	Interpolation	Interpolation
1996	Interpolation	Interpolation	Interpolation	Interpolation	Interpolation
1997	Interpolation	Interpolation	Interpolation	Interpolation	Interpolation
1998	Interpolation	Interpolation	Interpolation	Interpolation	Interpolation
		Données Chambre	Données Chambre		
1999	Interpolation	Agriculture	Agriculture	Interpolation	Interpolation
		Données Chambre			
2000	Interpolation	Agriculture	Interpolation	Enquete Agricole	Enquete Agricole
2000	interpolation	Données Chambre	interpolation	Linquete Agricole	Liiquete Agricole
2001	Internaletien		Intornalation	Internalation	Internalation
2001	Interpolation	Agriculture	Interpolation	Interpolation	Interpolation
		Données Chambre			
2002	Interpolation	Agriculture	Interpolation	Interpolation	Interpolation
		Données Chambre			
2003	Interpolation	Agriculture	Interpolation	Interpolation	Interpolation
		Données Chambre			
2004	Interpolation	Agriculture	Interpolation	Interpolation	Interpolation
	'	Données Chambre	·	·	·
2005	Interpolation	Agriculture	Interpolation	Interpolation	Interpolation
_003		Données Chambre	miter polation	c. polation	mice polation
2000	Internalation		Interpolation	Internalation	Internelation
2006	Interpolation	Agriculture		Interpolation	Interpolation
200-	latera eletter	Données Chambre	Données Chambre	Internal-ti	Inhous -1-41-
2007	Interpolation	Agriculture	Agriculture	Interpolation	Interpolation
	Données Chambre	Données Chambre	Données Chambre		
2008	-	Agriculture	Agriculture	Interpolation	Interpolation
	Données Chambre	Données Chambre	Données Chambre		
2009	Agriculture/BRGM	Agriculture	Agriculture	Interpolation	Interpolation
			Données Chambre		
2010	Interpolation	Interpolation	Agriculture	Enquete Agricole	Enquete Agricole
	Registre parcellaire	Registre parcellaire	Données Chambre	-	-
2011	graphique	graphique	Agriculture	Répétition	Répétition
_011	Registre parcellaire	Registre parcellaire	Données Chambre		
2012		graphique	Agriculture	Répétition	Répétition
2012				Répétition	nepetition
	Registre parcellaire	Registre parcellaire	Données Chambre	5/ ////	B (() ()
	graphique	graphique	Agriculture	Répétition	Répétition
2013		1	Données Chambre		1
	Répétition	Répétition	Agriculture	Répétition	Répétition

Tableau 1 : Sources des données d'occupation du sol utilisées selon les scénarios.

	Scénario	Scénario	Scénario	Scénario "Statistiques	Scénario "Statistiques
	Plourhan	Montet Chambon	Pentvert	communales	departementales
1975		Extrapolation			
1976		Extrapolation			
1977		Extrapolation			
1978		Extrapolation			
1979		Extrapolation			
1980		Extrapolation			
1981		Extrapolation			
1982		Extrapolation			
1983		Extrapolation			
1984		Extrapolation			
1985	Extrapolation	Extrapolation			
1986	Extrapolation	Extrapolation			
1987	Extrapolation	Extrapolation			
1988	Extrapolation	Extrapolation	Extrapolation		
1989	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Extrapolation	Enquete Agricole	Enquete Agricole
1990	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Extrapolation	Enquete Agricole	Enquete Agricole
			Données Chambre		
1991	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Agriculture	Enquete Agricole	Enquete Agricole
1992	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Interpolation	Enquete Agricole	Enquete Agricole
1993	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Interpolation	Enquete Agricole	Enquete Agricole
1994	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Interpolation	Enquete Agricole	Enquete Agricole
1995	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Interpolation	Enquete Agricole	Enquete Agricole
1996	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Interpolation	Enquete Agricole	Enquete Agricole
1997	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Interpolation	Enquete Agricole	Enquete Agricole
1998	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Interpolation	Enquete Agricole	Enquete Agricole
			Données Chambre		
1999	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Agriculture	Enquete Agricole	Enquete Agricole
2000	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Interpolation	Enquete Agricole	Enquete Agricole
		Données Chambre			
2001	Enquete Agricole	Agriculture Données Chambre	Interpolation	Enquete Agricole	Enquete Agricole
2002	Enquete Agricole	Agriculture	Interpolation	Enquete Agricole	Enquete Agricole
2002	Enquete / Gireore	Données Chambre	THE POTUTION	Enquete / Greore	Enquete Agricore
2003	Enquete Agricole	Agriculture	Interpolation	Enquete Agricole	Enquete Agricole
		Données Chambre			
2004	Enquete Agricole	Agriculture	Interpolation	Enquete Agricole	Enquete Agricole
		Données Chambre			
2005	Enquete Agricole	Agriculture	Interpolation	Enquete Agricole	Enquete Agricole
2006	Engueto Agricolo	Données Chambre Agriculture	Internalation	Fraucto Agricolo	Engueto Agricolo
2006	Enquete Agricole	Données Chambre	Interpolation Données Chambre	Enquete Agricole	Enquete Agricole
2007	Enquete Agricole	Agriculture	Agriculture	Enquete Agricole	Enquete Agricole
	4 0	Données Chambre	Données Chambre	4,	4,
2008	Enquete Agricole	Agriculture	Agriculture	Enquete Agricole	Enquete Agricole
		Données Chambre	Données Chambre		
2009	Enquete Agricole	Agriculture	Agriculture	Enquete Agricole	Enquete Agricole
			Données Chambre		
2010	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Agriculture Données Chambre	Enquete Agricole	Enquete Agricole
2011	Enqueto Agricole	Enqueto Agricolo	Agriculture	Enqueto Agricolo	Enqueto Agricolo
2011	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Données Chambre	Enquete Agricole	Enquete Agricole
2012	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Agriculture	Enquete Agricole	Enquete Agricole
	, 0	, 0	Données Chambre	1, 0	1 0
2013	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Agriculture	Enquete Agricole	Enquete Agricole
			Données Chambre		
2014	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Agriculture	Enquete Agricole	Enquete Agricole
2015	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Enquete Agricole	Enquete Agricole

Tableau 2 : Sources des données de rendement utilisées selon les scénarios.

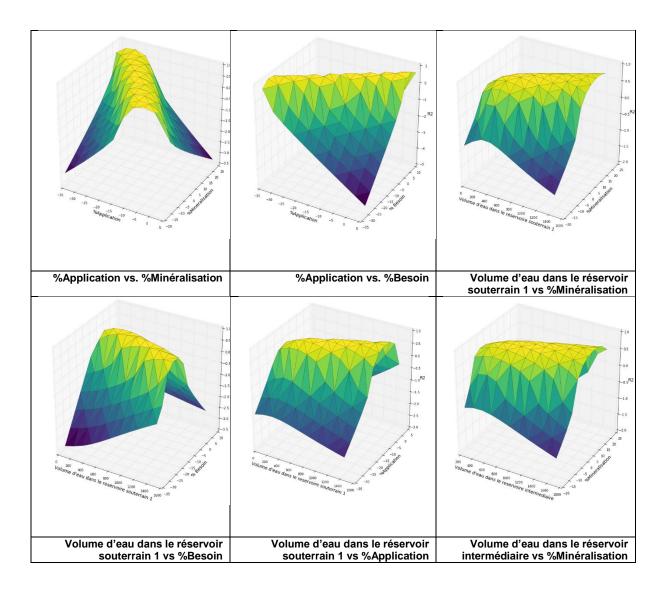
Annexe 3

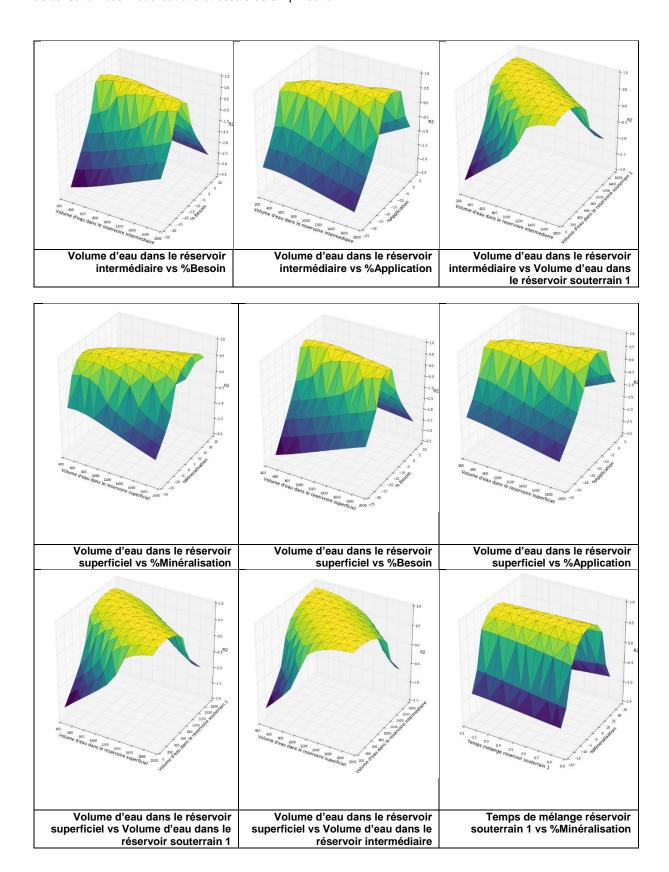
Analyse de sensibilité

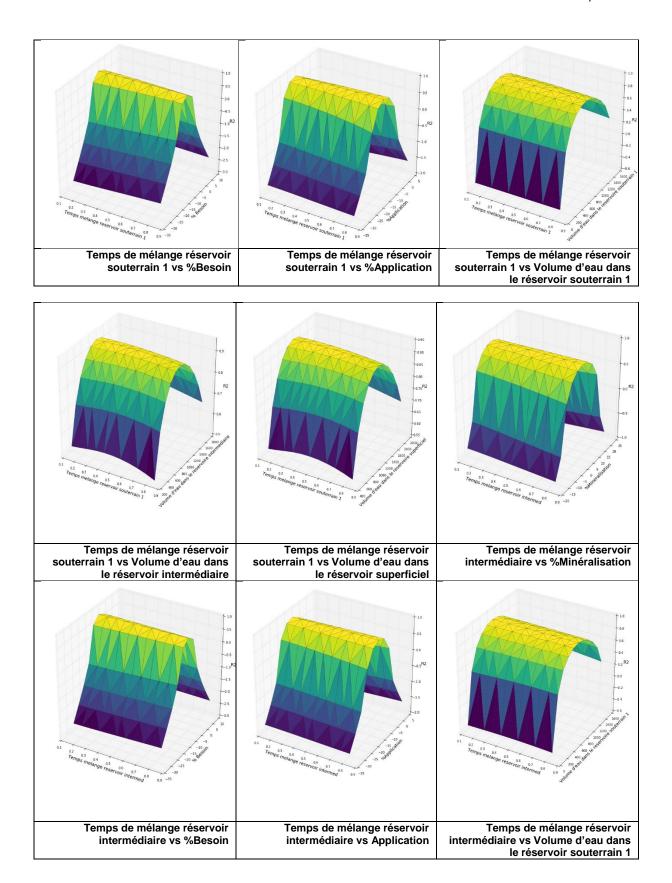
Représentation graphique des résultats de l'analyse globale où les paramètres sont comparés deux à deux.

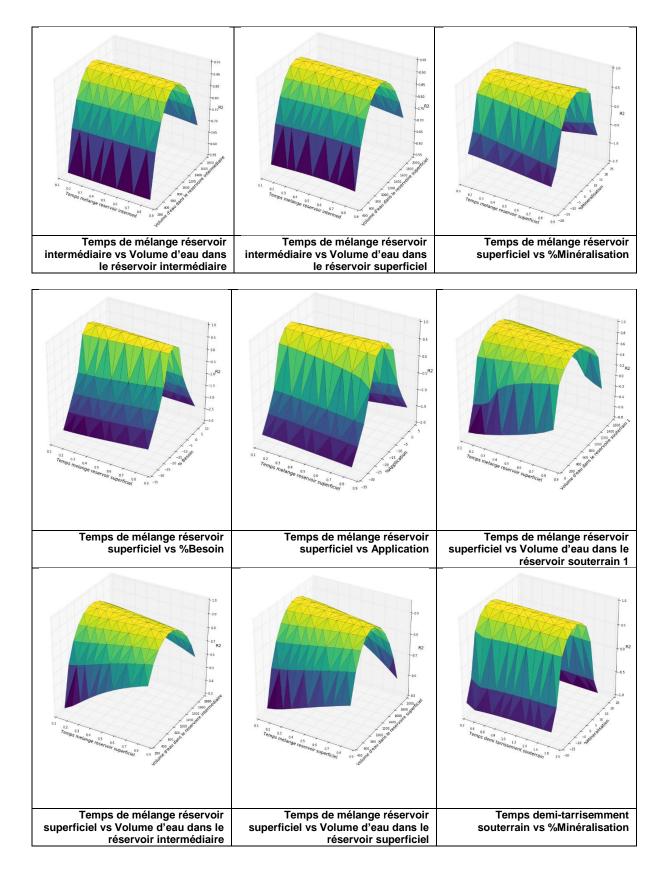
La couleur jaune représente la ou les meilleures simulations. Cette représentation permet de juger de la sensibilité du modèle à chaque paramètre et d'identifier les paramètres liés entre eux.

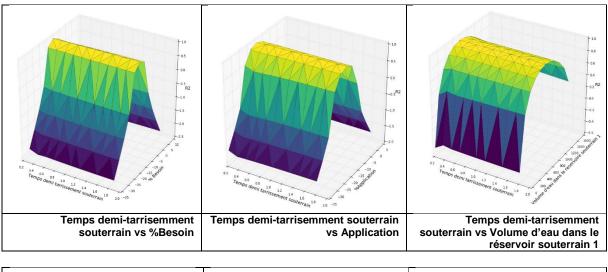
Schématiquement : En forme d'oiseau sur une diagonale : les paramètres sont sensibles et interdépendants ; En forme de dôme : il existe une combinaison optimale des paramètres considérés ; En forme de tunnel parallèle à un axe : les paramètres sont indépendants.

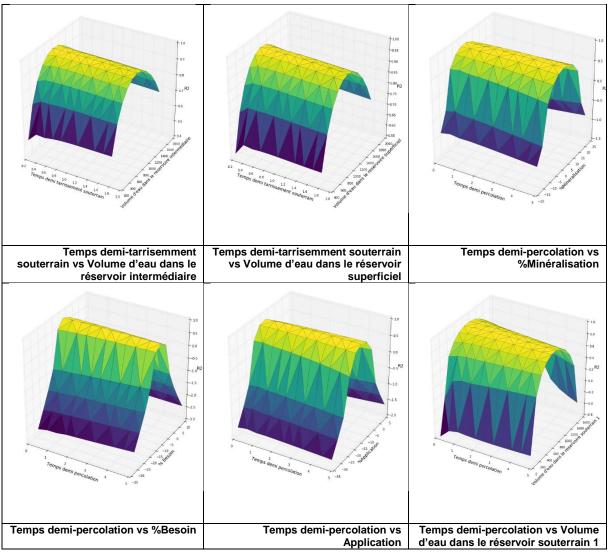


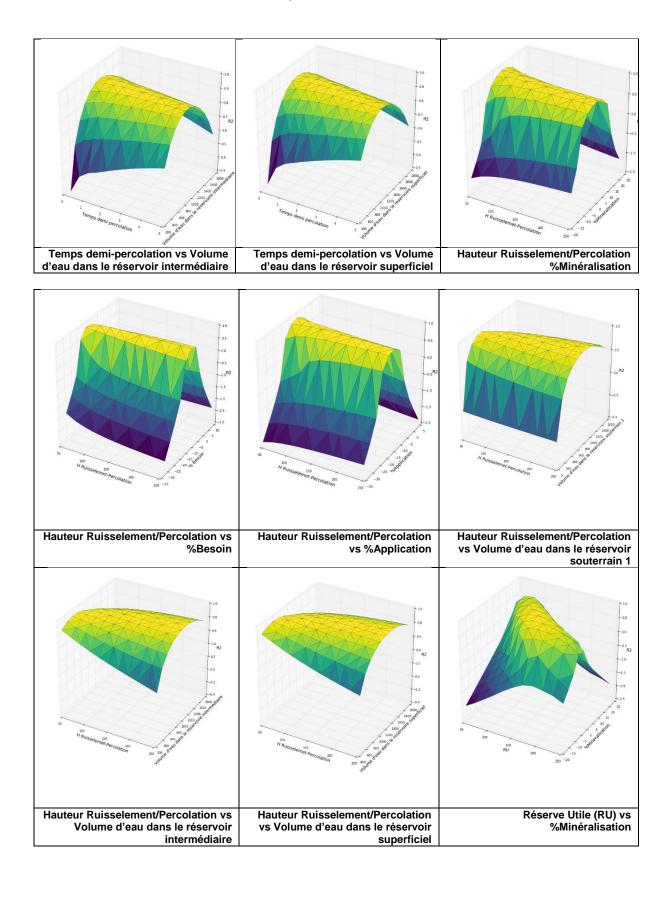


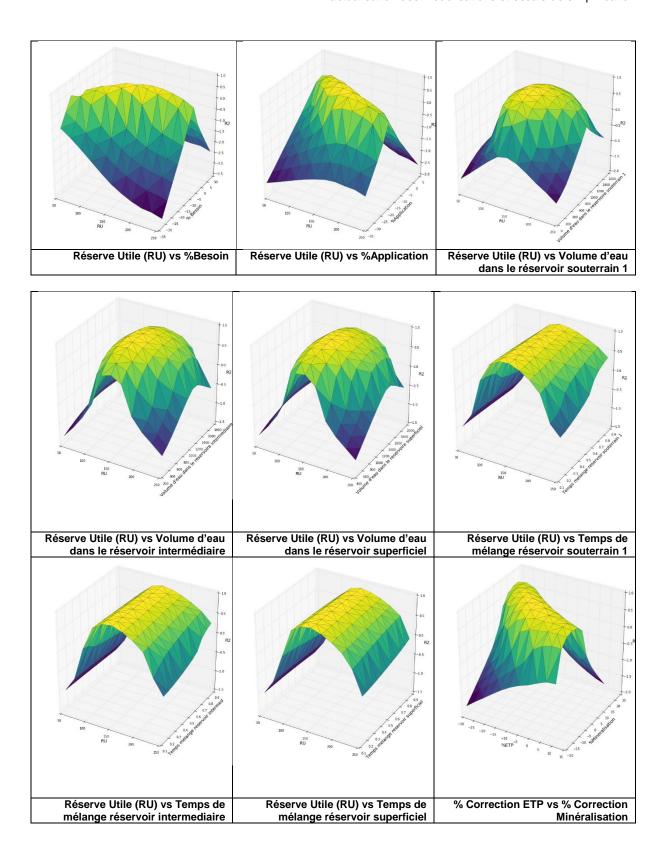


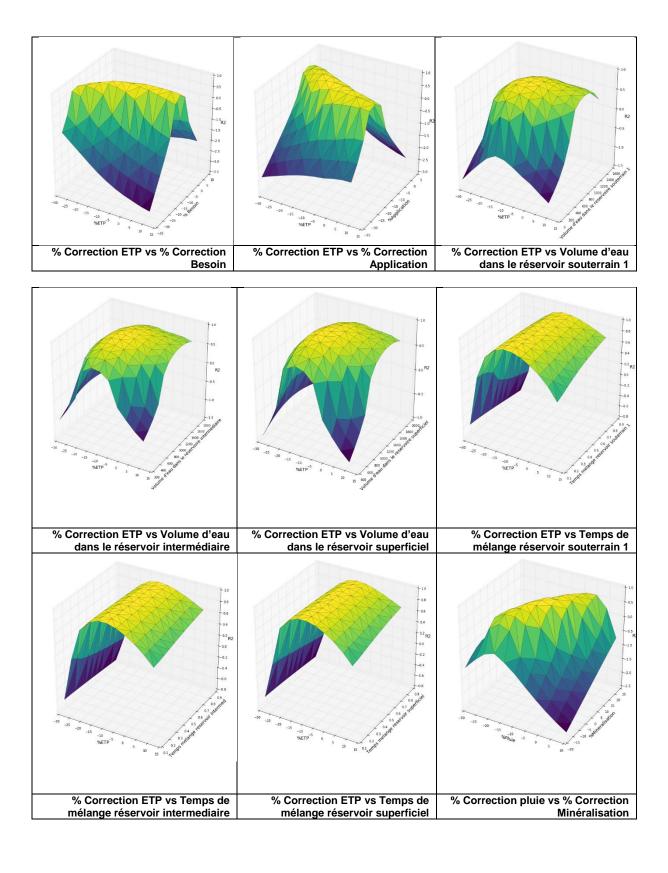


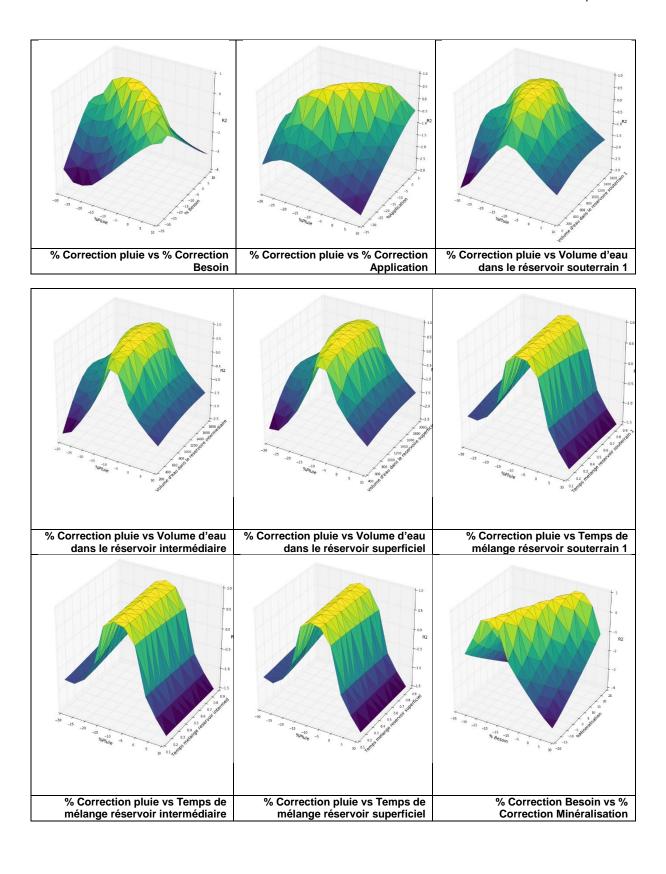














Centre scientifique et technique Direction DEPA

3, avenue Claude-Guillemin BP 36009 - 45060 Orléans Cedex 2 - France - Tél. : 02 38 64 34 34 www.brgm.fr