

PROGRAMME D' ACTIONS POUR LA
PROTECTION DES CAPTAGES CONTRE
LES CONTAMINATIONS D'ORIGINE
AGRICOLE

BASSINS PILOTES D'ARQUENNES



RAPPORT D'ACTIVITÉS ANNUEL INTERMÉDIAIRE 2009
Cinquième année



Ce rapport doit être cité de la manière suivante :

Deneufbourg M.¹, Vandenberghe C.¹, Benoit J.¹, Gaule D.², Khalidi M.³, Corswarem I.³, Bolly P.-Y.², Hupin F.³, Marcoen J.M.¹ (2009). *Programme d'actions pour la protection des captages contre les contaminations d'origine agricole. Bassins pilotes d'Arquennes. Rapport d'activités annuel intermédiaire 2009. Cinquième année. Convention S.P.G.E. – Nitrawal, 74p.*

1 : Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux – Laboratoire de Géopédologie – Groupe de Recherche ENvironnement et Ressources Azotées (GRENeRA) (www.grenera.be)

2 : AQUALE sprl ¹ (www.aquale.com)

3 : Nitrawal asbl (www.nitrawal.be)

Animateur du Programme d'actions : Prof. J.M. Marcoen (FUSAGx – GRENeRA)

Le comité d'accompagnement de cette convention est composé de la manière suivante :

- un représentant de la SPGE ;
- un représentant de la SWDE ;
- un représentant de l'Observatoire des Eaux souterraines ;
- trois représentants de la structure d'encadrement Nitrawal.

Sont invités en tant qu'observateurs :

- un représentant de la Direction Générale de l'Agriculture (actuellement Direction Générale opérationnelle Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement) ;
- un représentant de la Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement (actuellement Direction Générale opérationnelle Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement).

Le Comité d'accompagnement est présidé par le représentant de la SPGE.

¹ Bureau d'études spécialisé en valorisation des ressources en eau et du sous-sol, en étude des sols et aquifères pollués, en étude de risques pour l'environnement et la santé humaine.

Table des matières

	LISTE DES FIGURES, TABLEAUX ET PHOTOS.....	5
1	PRÉAMBULE.....	6
1.1	CONTEXTE DE L'ÉTUDE	6
1.2	PROGRAMME DE TRAVAIL.....	8
1.3	RAPPEL DE L'ÉTAT D'AVANCEMENT DES ACTIONS EN 2008	9
2	CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DES DEUX BASSINS PILOTES	10
3	ENCADREMENT DES AGRICULTEURS.....	11
3.1	LES EXPLOITATIONS AGRICOLES	11
3.2	TAUX DE LIAISON AU SOL	11
	3.2.1 <i>Taux de liaison au sol 2008</i>	11
	3.2.2 <i>Comparaison taux de liaison au sol de 2004 à 2008</i>	12
3.3	MISE AUX NORMES DES BÂTIMENTS D'ÉLEVAGE.....	13
3.4	DÉMARCHE TRANSITOIRE	14
3.5	CONCENTRATION EN AZOTE NITRIQUE DANS LE SOL EN AUTOMNE 2008.....	14
	3.5.1 <i>APL dans les bassins pilotes</i>	14
	3.5.2 <i>Mode opératoire pour l'évaluation</i>	15
	3.5.3 <i>Evaluation des résultats 2008</i>	16
	3.5.4 <i>Comparaison des résultats APL depuis 2005</i>	22
3.6	CONTRAT D'ENCADREMENT SUR L'ENSEMBLE DES PARCELLES DE CHAQUE EXPLOITATION.....	22
3.7	ASSOLEMENT 2009.....	24
3.8	CONSEILS DE FERTILISATION 2009 SUR LES PARCELLES DES BASSINS PILOTES	24
3.9	CONSEIL DE FERTILISATION EN COLZA SUR BASE DE LA RÉGLETTE CETIOM	25
3.10	SUIVI DE CULTURE DE POMMES DE TERRE AVEC LE CHLOROPHYLLOMÈTRE.....	25
3.11	RESPECT DU PGDA	26
4	L'EAU SOUTERRAINE	27
4.1	MONITORING DU NIVEAU PIÉZOMÉTRIQUE.....	27
4.2	CARTES PIÉZOMÉTRIQUES.....	30
5	LE DÉBIT DES PRISES D'EAU ET DU RUISSEAU	32
5.1	LES PRISES D'EAU	32
5.2	LE RUISSEAU	33
6	LE NITRATE DANS LES EAUX SOUTERRAINES.....	36
6.1	AUX PRISES D'EAU.....	36
6.2	AUX PIÉZOMÈTRES	37
7	LES ESSAIS DE MULTITRACÉ.....	40
7.1	L'ESSAI DE MULTITRACÉ EN MILIEU NON SATURÉ	40
	7.1.1 <i>Rappel du dispositif</i>	40
	7.1.2 <i>Echantillonnage et analyse de sol</i>	41
	7.1.3 <i>Echantillonnage et analyse d'eau</i>	44
7.2	CONCLUSIONS	45
8	MODÉLISATION DES ÉCOULEMENTS ET DU TRANSPORT	47
8.1	LES LOGICIELS DE MODÉLISATION	47
8.2	LA MODÉLISATION EN ZONE NON –SATURÉE (LOGICIEL SWAT).....	47
	8.2.1 <i>Calibrage du modèle</i>	49
	8.2.2 <i>Validation du modèle sur le bassin Ouest</i>	49
	8.2.3 <i>Validation du modèle sur deux années supplémentaires</i>	56
8.3	MODÉLISATION LOCALE EN MILIEU NON SATURÉ (SESOIL).....	60
	8.3.1 <i>Paramétrisation de l'essai de traçage en milieu non saturé (uranine)</i>	61
	8.3.2 <i>Calibrage de l'essai de traçage en milieu non saturé (uranine)</i>	65
	8.3.3 <i>Extrapolation de la profondeur de la zone non saturée</i>	68
	8.3.4 <i>Conclusions</i>	69
8.4	LA MODÉLISATION EN MILIEU SATURÉ.....	70

9	ETAT D'AVANCEMENT DES ACTIONS EN JUIN 2009	71
10	BIBLIOGRAPHIE	72

Liste des figures

Figure 1. Délimitation des zones de prévention rapprochée et éloignée (Source : SWDE).....	6
Figure 2. Les deux bassins pilotes d'Arquennes et le bassin versant du ruisseau des Trieux.....	10
Figure 3. Taux de liaison au sol 2008 ('global' et 'zone vulnérable')	11
Figure 4. Répartition de la charge organique des exploitations agricoles en 2008	12
Figure 5. Carte des résultats APL 2008 (kg N-NO ₃ / ha)	15
Figure 6. Carte d'évaluation des APL (Nov/déc) 2008.....	17
Figure 7. Evaluation des APL 2008 en betterave.....	18
Figure 8. Evaluation des APL 2008 en chicorée	19
Figure 9. Evaluation des APL 2008 en maïs.....	20
Figure 10. Evaluation des APL 2008 en pomme de terre.....	21
Figure 11. Evolution de la conformité APL des superficies depuis 2005	22
Figure 12. Carte de l'assolement 2009.....	24
Figure 13. Carte de localisation des piézomètres.	27
Figure 14. Vue 3D du niveau piézométrique.....	28
Figure 15. Monitoring des niveaux d'eau au droit des différents piézomètres	29
Figure 16. Carte piézométrique	31
Figure 17. Localisation des ouvrages situés à proximité des bassins pilotes	32
Figure 18. Position des stations limnimétriques.....	34
Figure 19. Débits mensuels dans les 2 ruisseaux du bassin versant du ruisseau des Trieux	35
Figure 20. Concentrations en nitrate dans les prises d'eau d'Arquennes (période 1996 – 2009)	36
Figure 21. Concentration en nitrate dans les prises d'eau d'Arquennes (période 2006 - 2009).....	37
Figure 22. Concentrations en nitrate dans les piézomètres et prises d'eau (bassin pilote Ouest)	37
Figure 23. Concentrations en nitrate dans les piézomètres et prise d'eau (bassin pilote Est)	38
Figure 24. Uranine - formule plane	40
Figure 25. Dispositif pour l'essai de traçage en milieu non-saturé.....	41
Figure 26. Evolution des concentrations en uranine dans le sol.....	42
Figure 27. Courbe de restitution en uranine dans le piézomètre E3 et la galerie G6	44
Figure 28. Méthodologie de validation du modèle SWAT	48
Figure 29. Percolation calculée par SWAT à 2m de profondeur.....	51
Figure 30. Débit à la prise d'eau G3 entre 2001 et 2005	51
Figure 31. Rendements en froment observés et simulés par SWAT sur le bassin pilote Ouest	52
Figure 32. Rendements en maïs observés et simulés par SWAT sur le bassin pilote Ouest	53
Figure 33. Rendements en betteraves observés et simulés par SWAT sur le bassin pilote Ouest	53
Figure 34. Rendements en chicorées observés et simulés par SWAT sur le bassin pilote Ouest.....	54
Figure 35. Concentrations en nitrate calculées par SWAT dans les eaux de percolation sous la zone racinaire et observées dans la galerie G3 sur le bassin Ouest.....	55
Figure 36. Rendements calculés par SWAT sur le bassin Est en 2005	57
Figure 37. Rendements calculés par SWAT sur le bassin Est en 2006.....	57
Figure 38. Rendements calculés par SWAT sur le bassin Ouest en 2005	58
Figure 39. Rendements calculés par SWAT sur le bassin Ouest en 2006.....	58
Figure 40. Carte des résultats APL 2005.....	60
Figure 41. Diagramme textural des échantillons prélevés dans le PZ O1	63
Figure 42. Diagramme textural des échantillons prélevés dans le PZ E1	64
Figure 43. Comparaison des concentrations mesurées et simulées en uranine dans le sol.....	65
Figure 44. Evolution des concentrations simulées en uranine dans le sol suite à 6 tarières.....	66
Figure 45. Comparaison entre les concentrations moyennes mensuelles en uranine simulées à l'entrée de la nappe et mesurées au droit de PZ E3	67
Figure 46. Concentrations moyennes mensuelles en uranine simulées à l'entrée de la nappe pour un profil non saturé de 19m et une couche de limons de 3m.....	68

Liste des tableaux

Tableau 1. Taux de liaison au sol 2004 à 2008	12
Tableau 2. Charge organique entre 2005 et 2008 pour les exploitations des bassins pilotes	13
Tableau 3. Moyenne des taux de liaison au sol globaux sur les bassins pilotes d'Arquennes en 2008, dans les fermes du SSA en 2008 et en Région wallonne en 2007	13
Tableau 4. Mise aux normes des infrastructures de stockage des effluents	13
Tableau 5. Répartition des classes de culture pour l'évaluation des APL	15
Tableau 6. Répartition des classes de culture dans la zone d'étude	16
Tableau 7. Distribution des cotes APL sur les bassins pilotes	17
Tableau 8. Récapitulatif des fertilisations 2008 en betterave	18
Tableau 9. Récapitulatif des fertilisations 2008 en céréale avec CIPAN	18
Tableau 10. Récapitulatif des fertilisations 2008 en céréale sans CIPAN	19
Tableau 11. Récapitulatif des fertilisations 2008 en chicorée	20
Tableau 12. Récapitulatif des fertilisations 2008 en maïs	20
Tableau 13. Récapitulatif des fertilisations 2008 en pomme de terre	21
Tableau 14. Récapitulatif des fertilisations 2008 en pois	22
Tableau 15. Conseils de fertilisation Nitrawal dans des exploitations hors des bassins pilotes	23
Tableau 16. Conseils de fertilisation 2009 pour les parcelles situées sur les bassins pilotes	25
Tableau 17. Conseils de fertilisation de 2009 pour les parcelles de pomme de terre situées dans les bassins pilotes	26
Tableau 18. Récapitulatif du respect du PGDA	26
Tableau 19. Programme d'échantillonnage dans PZ E3 et G6	41
Tableau 20. Evolution des concentrations en uranine dans le sol	42
Tableau 21. Définition des termes du bilan hydrique dans SWAT	48
Tableau 22. Résultats de la simulation SWAT en termes de bilan hydrique sur le bassin Ouest	49
Tableau 23. Valeurs standard du bilan hydrique en RW adaptées aux bassins pilotes d'Arquennes	49
Tableau 24. Quantités d'azote nitrique percolées (kg N-NO ₃ ⁻ /ha) et concentrations en nitrate dans les eaux de percolation (mg NO ₃ ⁻ /l) calculées par SWAT et dans la galerie G3 sur le bassin Ouest	54
Tableau 25. Bilan hydrique calculé par SWAT (années 2005 et 2006)	56
Tableau 26. Valeurs standard du bilan hydrique en RW adaptées aux bassins pilotes d'Arquennes (années 2005 et 2006)	56
Tableau 27. Quantités d'azote nitrique percolées (kg N-NO ₃ ⁻ /ha) et concentrations en nitrate dans les eaux de percolation (mg NO ₃ ⁻ /l) calculées par SWAT et dans la galerie G6 sur le bassin Est	59
Tableau 28. Quantités d'azote nitrique percolées (kg N-NO ₃ ⁻ /ha) et concentrations en nitrate dans les eaux de percolation (mg NO ₃ ⁻ /l) calculées par SWAT et dans la galerie G3 sur le bassin Ouest	59
Tableau 29. Analyses granulométriques	63

Liste des photos

Photo 1. Planche d'infiltration	40
Photo 2. Dispositifs de pompage et d'échantillonnage au PZ E3	40
Photo 3. Dispositif d'échantillonnage dans la galerie G6	40

1 PRÉAMBULE

1.1 Contexte de l'étude

Deux sites de prises d'eau exploités par la Société Wallonne Des Eaux (SWDE) à proximité d'Arquennes sont contaminés par le nitrate (concentrations supérieures à 50 mg/l). Ces sites ont également été contaminés par des produits phytosanitaires (simazine, atrazine et ses produits de dégradation : déséthylatrazine, désisopropylatrazine). L'eau captée n'est actuellement plus utilisée par la SWDE pour la distribution.

Le bassin versant de ces captages est situé exclusivement en zone agricole. Le bassin d'alimentation du premier site (à l'Ouest : une galerie et deux émergences) est couvert exclusivement par des terres de cultures. L'eau est captée dans la nappe des sables éocènes (Bruxellien et Yprésien). Le bassin d'alimentation du deuxième site (à l'Est : une galerie) est couvert de terres de cultures et comprend une ferme avec porcherie. Ces deux bassins sont situés en zone vulnérable.

Chaque site de prises d'eau fait l'objet d'un arrêté de zone de prévention rapprochée (zone IIa) ; la zone de prévention éloignée (zone IIb) leur est commune (Figure 1) (Arrêté du Gouvernement wallon du 30 octobre 2006 – publié au Moniteur belge le 6 décembre 2006).

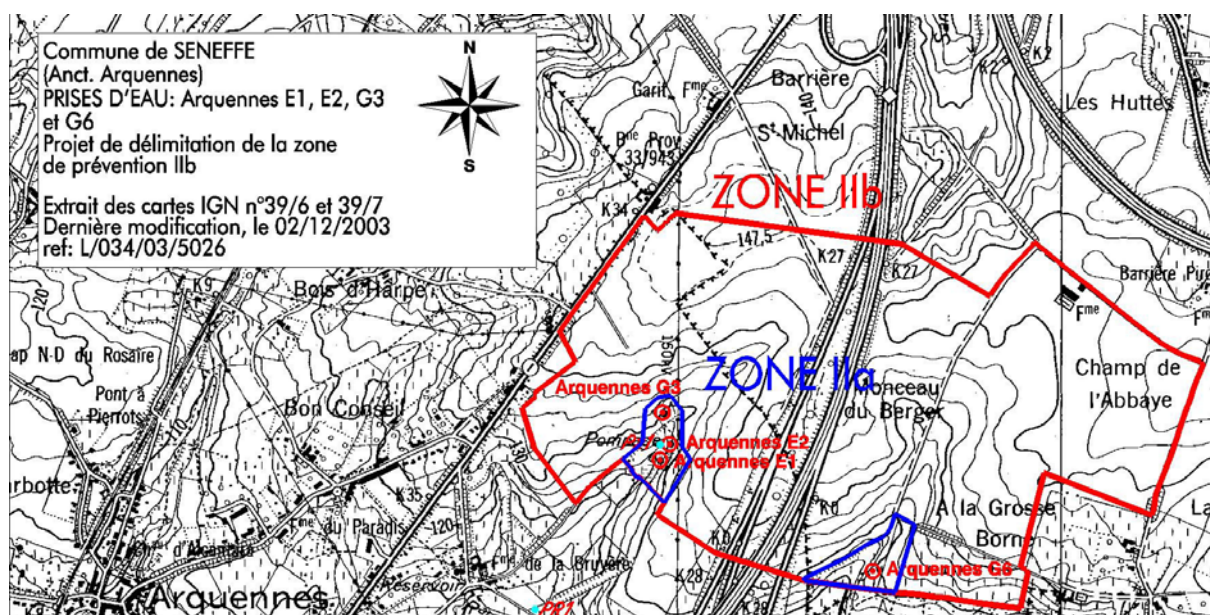


Figure 1. Délimitation des zones de prévention rapprochée et éloignée (Source : SWDE)

Il est apparu que le site pourrait servir de site pilote pour :

- la mise en œuvre effective de bonnes pratiques agricoles en matière d'utilisation de fertilisants azotés;
- la détermination des améliorations à y apporter pour atteindre les objectifs de qualité des eaux souterraines captées sur ces sites de prises d'eau.

Les objectifs du programme d'actions ciblés par la recherche sont :

1. d'étudier et de mettre en place, dans le cadre des bassins pilotes d'Arquennes, un outil d'aide à la décision en matière de prévention de la contamination des eaux par le nitrate d'origine agricole à proximité des ouvrages de prise d'eau ;

2. d'encadrer les agriculteurs exploitant des parcelles situées dans les zones de prévention des sites de prise d'eau d'Arquennes afin d'ajuster leurs pratiques agricoles en vue d'améliorer la qualité de l'eau.

L'originalité et l'intérêt de cette étude dépassent le cadre strict des bassins versants d'Arquennes et résident notamment dans :

- l'action concertée entre techniciens de terrain, scientifiques, représentants des agriculteurs et producteurs d'eau ;
- l'approche interdisciplinaire (hydrologie, géopédologie, agronomie, chimie, (hydro)géologie...) ;
- la conception d'une méthodologie générale qui soit reproductible sur d'autres bassins versants.

1.2 Programme de travail

La convention définit 3 phases de travail :

Phase 1 : caractérisation du contexte

- Identification des acteurs (agriculteurs, riverains, personnel de la SWDE) et des pratiques agricoles.
- Diagnostic « infrastructures » : stockage des différents produits, puits, état des bâtiments, alimentation en eau, rejets d'eaux usées...
- Essais (pompages, traçages et analyses) in situ et en laboratoire pour caractérisation du sous-sol.
- Analyses d'eau (nitrate et produits phytosanitaires).

Phase 2 : Mise en œuvre des actions

- Liste d'actions à entreprendre : pratiques agricoles (fertilisation...), aménagement (cultures intercalaires pièges à nitrate, tournières...), infrastructures (gestions des flux d'eaux usées...).
- Etude des aspects financiers de ces actions.
- Accompagnement individuel des agriculteurs.
- Etablissement d'un bilan (input – output – solde) de l'azote à l'échelle des bassins pilotes.
- Analyse des reliquats azotés du sol au printemps en vue d'établir un conseil de fertilisation.
- Analyse des reliquats azotés du sol chaque année en début de période de lessivage (novembre).
- Suivi mensuel de la qualité de l'eau brute (nitrate et produits phytosanitaires).
- Calibrage des modèles de flux et transport.

Phase 3 : Evaluation

- Evaluation intermédiaire à la fin de chaque saison culturale.
- Evaluation finale de l'impact des mesures mises en place sur la qualité de l'eau et sur les coûts (rentabilité de l'exploitation) des actions et propositions d'actions pour l'agriculteur.
- Etablissement d'un outil d'aide à la décision en matière protection contre la contamination des eaux par le nitrate d'origine agricole à proximité des prises d'eau.

1.3 Rappel de l'état d'avancement des actions en 2008

Actions	Etat d'avancement
<u>Phase 1 : caractérisation du contexte</u>	
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Identification des acteurs (agriculteurs, riverains, personnel de la SWDE) et des pratiques agricoles 	■
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Diagnostic «bâtiments» : stockage des différents produits, puits, état des bâtiments, alimentation en eau, rejets d'eaux usées... 	■
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Essais (pompages, traçages et analyses) in situ et en laboratoire pour caractérisation du sol 	■
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Analyses d'eau (nitrate et produits phytosanitaires) 	■
<u>Phase 2 : Mise en œuvre des actions</u>	
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Liste d'actions à entreprendre : pratiques agricoles (fertilisation...), aménagement (cultures intercalaires pièges à nitrate, tournières...), bâtiments (gestions des flux d'eaux usées...) 	■
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Etude coût/efficacité de ces actions 	■
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Accompagnement individuel des agriculteurs 	■
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Etablissement d'un bilan (input – output – solde) de l'azote à l'échelle des bassins pilotes 	■
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Analyse des reliquats azotés du sol au printemps en vue d'établir un conseil de fertilisation 	■
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Analyses des reliquats azotés du sol chaque année en début de période de lessivage (novembre) 	■
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi mensuel de la qualité de l'eau brute (nitrate et produits phytosanitaires) 	■
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Calibrage des modèles de flux et transport 	■
<u>Phase 3 : Evaluation</u>	
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Evaluation intermédiaire à la fin de chaque saison culturale 	■
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Evaluation finale de l'impact des mesures mises en place sur la qualité de l'eau et sur les coûts (rentabilité de l'exploitation) des actions et propositions d'actions pour l'agriculteur 	■
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Etablissement d'un outil d'aide à la décision en matière de contamination des eaux par le nitrate d'origine agricole à proximité des prises d'eau 	■

Légende

- Action terminée
- Action en cours – timing respecté
- Action en cours – léger retard
- Action non-entamée – retard important
- Action non-entamée – timing respecté

2 CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DES DEUX BASSINS PILOTES

Ce paragraphe est une synthèse d'éléments détaillés dans le premier rapport d'activités (Corswarem *et al.*, 2005).

La zone d'étude appartient au district hydrographique international de l'Escaut.

La zone d'étude est située dans le bassin versant du ruisseau des Trieux, lui-même situé dans le bassin versant de la Samme, lui-même situé dans le bassin versant de la Senne (Figure 2), un des 15 sous-bassins hydrographiques définis par la Région wallonne² lors de l'établissement de sa politique de gestion de l'eau.

Dans le cadre de cette étude, la zone est, elle-même, subdivisée en deux bassins, le bassin pilote Ouest et le bassin pilote Est.

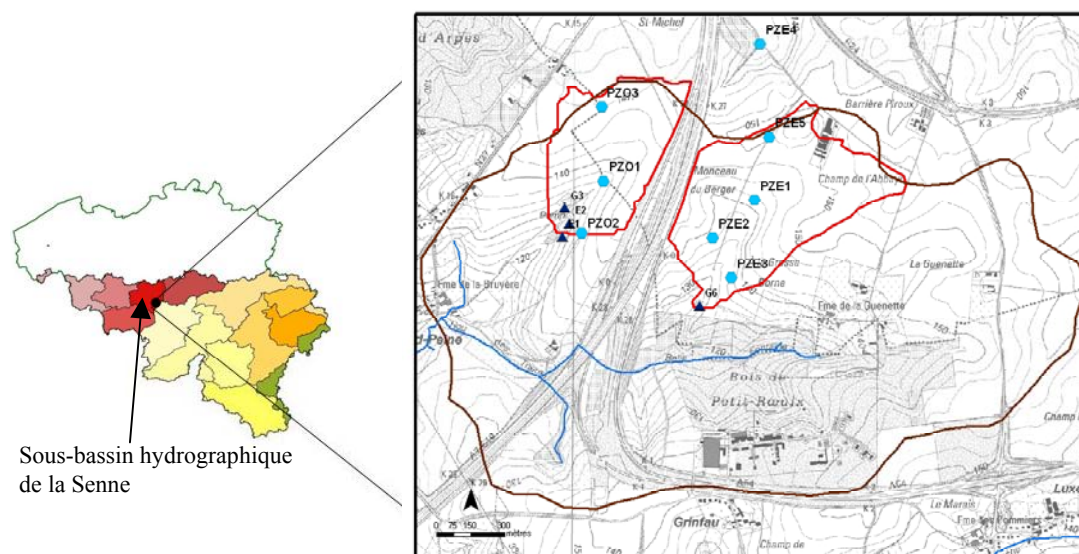


Figure 2. Les deux bassins pilotes d'Arquennes et le bassin versant du ruisseau des Trieux

Le sol et le sous-sol des bassins pilotes d'Arquennes sont constitués d'une couche de limon recouvrant une couche de sable, elle-même recouvrant une couche d'argile. Le contexte pédologique de ces deux bassins est relativement semblable : le sol est caractéristique de la région limoneuse (sable < 15%, limon > 70 %, argile < 20%).

Les deux bassins pilotes ne comportent pas de réseau hydrographique permanent.

La surface de la zone d'étude est de 76 ha entièrement occupés par des terres agricoles. Sept exploitations disposent d'une superficie significative sur les deux zones d'étude.

² Décret relatif au Livre II du Code de l'eau constituant le Code de l'Environnement (MB 23 septembre 2004)

3 ENCADREMENT DES AGRICULTEURS

3.1 Les exploitations agricoles

Les exploitations agricoles ayant des parcelles sur les bassins pilotes ont été décrites complètement dans le rapport d'activités annuel intermédiaire 2005 (Corswarem *et al*, 2005).

3.2 Taux de liaison au sol

3.2.1 Taux de liaison au sol 2008

En zone vulnérable, deux taux de liaison au sol sont calculés chaque année pour chaque agriculteur :

- le taux de liaison au sol 'global' (LS global) dont les plafonds d'épandage à l'échelle de l'exploitation sont :
 - o 115 kg d'azote organique sur l'ensemble des terres arables ;
 - o 230 kg d'azote organique sur l'ensemble des prairies.
- le taux de liaison au sol 'zone vulnérable' (LS ZV) dont le plafond d'épandage à l'échelle de l'ensemble des terres de l'exploitation est de 170 kg d'azote organique.

Ces deux taux de liaison au sol (pour l'année 2008) sont envoyés aux agriculteurs début mai 2009 par la Direction générale opérationnelle de l'Agriculture, des Ressources Naturelles et de l'Environnement (DGARNE).

Tous les agriculteurs des bassins pilotes exploitent en zone vulnérable, ils ont donc deux taux de liaison au sol à respecter.

Deux agriculteurs (n° 2 et 3) sont inscrits en démarche transitoire (voir §3.4), ce qui permet d'élever le plafond d'épandage à 130 kg d'azote organique au lieu de 115 kg pour l'ensemble des terres arables de l'exploitation.

La Figure 3 présente les taux de liaison au sol 'global' et 'zone vulnérable' 2008 pour chaque agriculteur des bassins pilotes.

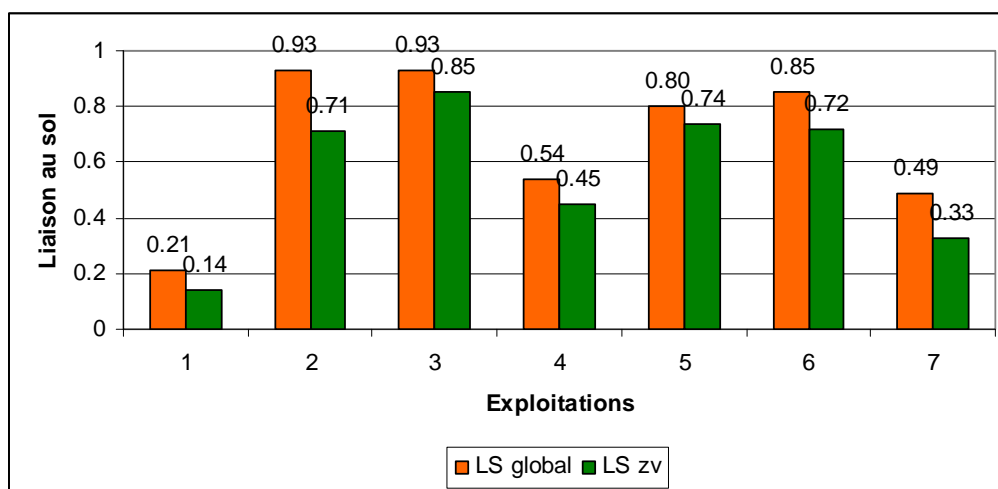


Figure 3. Taux de liaison au sol 2008 ('global' et 'zone vulnérable')

On note que l'ensemble des exploitations ont leurs LS 'global' et LS 'zone vulnérable' 2008 inférieurs à l'unité. Il faut également noter qu'aucun agriculteur n'est limité par le LS 'zone vulnérable'.

La Figure 4 montre la répartition de la charge organique des exploitations agricoles en 2008.

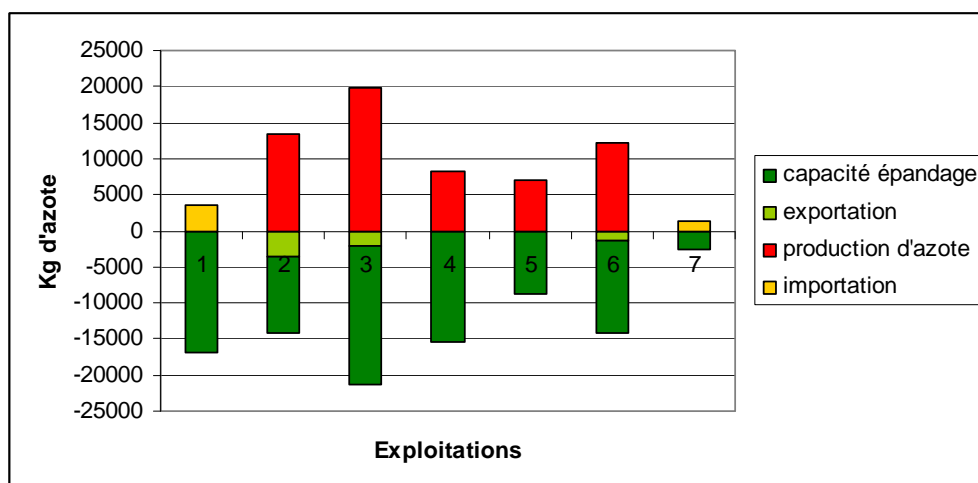


Figure 4. Répartition de la charge organique des exploitations agricoles en 2008

L'exploitation 2 exporte 3500 kg d'azote organique sous forme de lisier de porcs vers l'exploitation 1.

L'exploitation 7 importe 1280 kg d'azote organique sous forme de fumier de bovins provenant d'un agriculteur n'exploitant pas sur les bassins pilotes.

Les exploitations 3 et 6 exportent respectivement 2065 kg et 1300 kg d'azote organique sous forme de fumier de bovins vers des agriculteurs n'exploitant pas sur les bassins pilotes.

3.2.2 Comparaison taux de liaison au sol de 2004 à 2008

Le Tableau 1 reprend les liaisons au sol les plus contraignantes à savoir le LS Global ou dérogatoire ** pour chaque exploitation des bassins pilotes de 2004 à 2008.

Tableau 1. Taux de liaison au sol 2004 à 2008

	1	2	3	4	5	6	7
LS 2004	0,27	1,42**	0,82**	0,65	0,83	1,06	1,09
LS 2005	0,3	0,92**	Non reçu*	0,57	0,8	0,76	0,81
LS 2006	0,31	0,69**	0,83**	0,6	0,82	0,92	0,8
LS 2007	0,15	0,93**	0,86**	0,56	0,81	0,75	0,7
LS 2008	0,21	0,93**	0,93**	0,54	0,80	0,85	0,49

* Par suite d'un changement 'administratif' dans la structure de l'exploitation (changement de numéro de producteur), le LS n'a pas été communiqué.

L'ensemble des agriculteurs a un taux de liaison au sol inférieur à l'unité depuis 2005, ce qui correspond au début de l'encadrement des agriculteurs sur le projet.

Le Tableau 2 compare la charge organique entre 2005 et 2008 pour l'ensemble des exploitants des bassins pilotes.

Tableau 2. Charge organique entre 2005 et 2008 pour les exploitations des bassins pilotes

	Azote produit (kg N org.)	Azote importé (kg N org.)	Azote exporté (kg N org.)	Capacité d'épandage (kg N org.)	LS Moy.
LS 2005	56.521	6.640	8.025	82.101	0,67
LS 2006	57.484	6.640	7.925	82.533	0,68
LS 2007	59.807	4.140	7.175	87.173	0,65
LS 2008	60.772	4.780	6.865	86.310	0,68

On note une augmentation de la charge organique produite par les exploitations d'environ 4.250 kg entre 2005 et 2008. Les importations d'azote organique ont légèrement augmenté en 2008. Les exportations gardent une tendance à la baisse. L'élément le plus significatif est l'augmentation de la capacité d'épandage en 2007 et 2008 suite aux nouveaux plafonds définis dans le PGDA II.

Le taux de liaison au sol global moyen pour l'ensemble des agriculteurs exploitant dans les bassins pilotes est nettement inférieur à l'unité (0,68) avec une marge de 27.600 kg d'azote organique.

Afin de comparer la charge organique des fermes exploitant sur les bassins pilotes, nous reprenons dans le Tableau 3 la moyenne du taux de liaison au sol global 2008 des fermes du S.S.A. et celle de la Région wallonne en 2007, puisque les données 2008 ne sont pas encore exploitables.

Tableau 3. Moyenne des taux de liaison au sol globaux sur les bassins pilotes d'Arquennes en 2008, dans les fermes du SSA en 2008 et en Région wallonne en 2007

	Bassins Arquennes 2008	Fermes S.S.A. 2008	Région wallonne 2007
LS global	0,68	0,59	0,65

Le taux de liaison au sol des fermes des bassins pilotes d'Arquennes est légèrement supérieur à la moyenne de la Région wallonne.

3.3 Mise aux normes des bâtiments d'élevage

Cinq agriculteurs exploitant sur les bassins pilotes sont concernés par la mise aux normes.

Le Tableau 4 donne une vue d'ensemble de l'état d'avancement de la mise aux normes des bâtiments d'élevage.

Tableau 4. Mise aux normes des infrastructures de stockage des effluents

Agriculteur	Mise aux normes	Etat d'avancement	Coût estimé	Coût réel
1	Pas concerné	/	/	/
2	Oui	Terminé	/	43.675,15 €
3	Oui	Terminé	62.745 €	/
4	Oui	Dérogation introduite	/	/
5	Oui	En cours	50.000 €	/
6	Oui	Terminé	/	8.299,39 €
7	Pas concerné	/	/	/

Les agriculteurs 1 et 7 ne sont pas concernés par la mise aux normes car ils ne détiennent aucun cheptel.

- Agriculteur 3

Les travaux de mise aux normes sont terminés et en attente de réception. Le coût réel pourra être communiqué dès la réception des factures.

- Agriculteur 4

Dans le cadre de la mise aux normes de son exploitation, l'agriculteur a introduit une demande de dérogation concernant une étable entravée. Cette dérogation a été décrite dans le rapport d'activités annuel intermédiaire 2007 (Marcoen *et al*, 2007). Celle-ci a été introduite en décembre 2007. A ce jour, aucune réponse n'a encore été communiquée à l'agriculteur.

- Agriculteur 5

Cet agriculteur a reçu les devis des travaux à réaliser. A ce jour aucune décision n'est encore prise.

- Agriculteur 6

Les travaux de mise aux normes sont terminés et réceptionnés. Cela concernait la pose de deux citernes préfabriquées d'une contenance totale de 40 m³ pour le stockage du lixiviat de fumière.

3.4 Démarche transitoire

En 2007 et 2008, deux agriculteurs (n° 2 et 3) étaient inscrits en démarche transitoire pour bénéficier d'un plafond d'épandage plus élevé en culture dans le calcul du LS global. Ce plafond est fixé à 130 kg d'azote organique / ha sur les terres arables.

Pour pouvoir bénéficier de cette dérogation, l'agriculteur doit se soumettre à un certain nombre d'obligations:

- réaliser trois analyses de terre au printemps 2007 en vue d'un conseil de fertilisation ou à défaut de faire analyser tous ses engrais de ferme et de réaliser des pesées des épandeurs pour évaluer avec précision les quantités épandues ;
- réaliser 3 analyses de sol au printemps 2008 ;
- réaliser un plan prévisionnel de fertilisation.

Les deux agriculteurs ont respecté toutes ces obligations.

3.5 Concentration en azote nitrique dans le sol en automne 2008

Une campagne d'échantillonnage d'azote potentiellement lessivable (APL) a été réalisée sur les parcelles des bassins pilotes emblavées en tête de rotation au mois de novembre et décembre 2008, afin de mesurer le reliquat en azote nitrique du sol. Les parcelles emblavées en céréales et en pois protéagineux ont été échantillonnées en post-récolte au mois d'août et septembre selon la date de récolte. Sur ces parcelles un second échantillonnage a eu lieu début février 2009. Celui-ci sera nommé dans le présent rapport : « profil en azote minéral février 2009 »

3.5.1 APL dans les bassins pilotes

La Figure 5 présente les résultats des mesures de reliquat azoté dans le sol réalisées dans les parcelles.

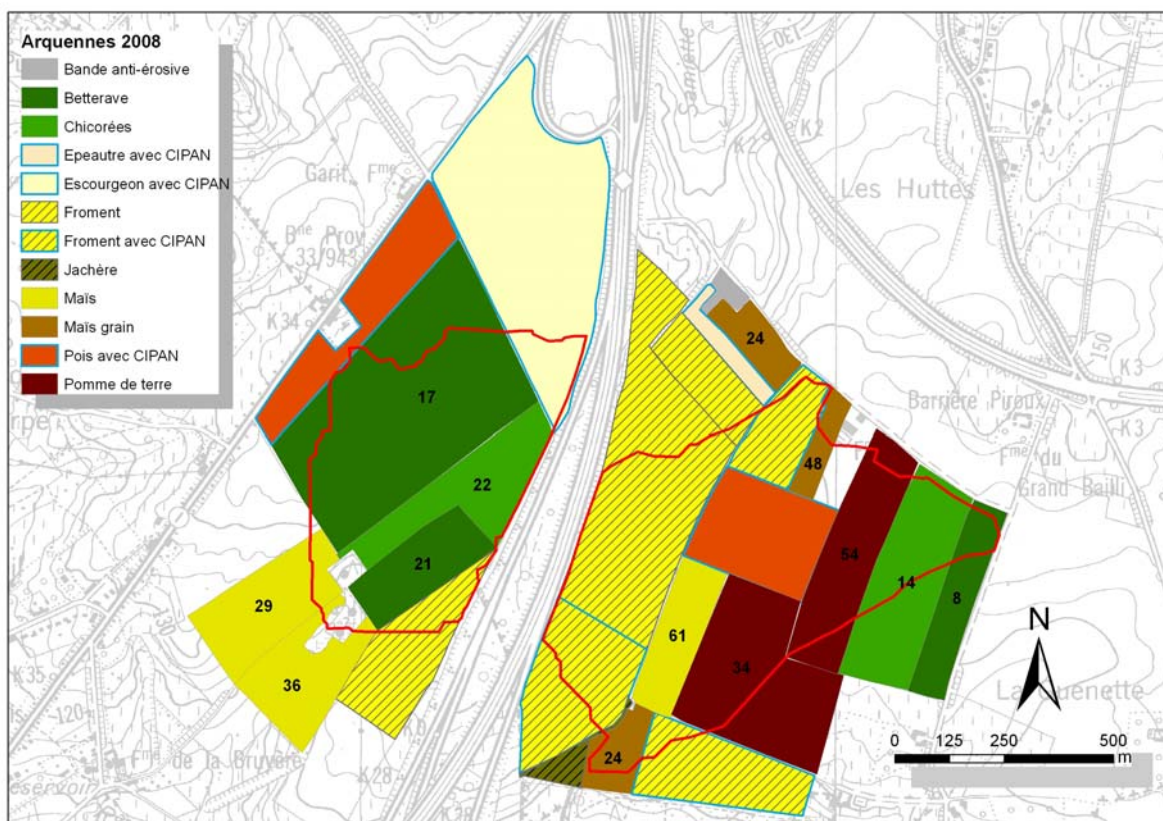


Figure 5. Carte des résultats APL 2008 (kg N-NO3 / ha)

Les résultats du reliquat en azote du sol sur les bassins pilotes ont été comparés à la droite de référence établie sur base des résultats des fermes de référence du « Survey Surface Agricole » (SSA)

3.5.2 Mode opératoire pour l'évaluation

L'appréciation des APL est déterminée selon les mesures de reliquat azoté réalisées sur plus de 200 parcelles du Survey surfaces agricoles (S.S.A.) en 2008. Les cultures sont réparties en 7 classes selon l'itinéraire culturel (Tableau 5). Les prairies pâturées, mixtes et de fauche sont regroupées dans la huitième classe.

Tableau 5. Répartition des classes de culture pour l'évaluation des APL

A1	Betteraves
A2	Céréales avec CIPAN
A3	Céréales sans CIPAN et chicorées
A4	Maïs
A5	Pommes de terre
A6	Colza
A7	Légumes
A8	Prairie

Pour établir ces droites de référence, un nombre minimum de parcelles est nécessaire selon le type de classe ; soit 10 pour les classes A1 et A2, 20 pour les classes A3 à A7 et 30 pour la classe A8.

La référence est basée sur la médiane. Afin de tenir compte de la variabilité interparcellaire ou la dispersion des résultats, la notion de centile 75 est introduite, à savoir la valeur pour laquelle 75% des données ont une valeur inférieure et 25% ont une valeur supérieure. Ensuite afin de tenir compte de la variabilité intraparcellaire ou de l'imprécision de la mesure, la notion de tolérance est introduite. Celle-ci permettra de déterminer le seuil d'intervention (ou de non-conformité).

Pour affiner l'interprétation des résultats, les 'cotes' des APL s'effectuent comme suit.

Lorsque le résultat d'une parcelle figure

- sous la médiane : il est qualifié de bon ;
- entre la médiane et le centile 75 : il est qualifié de satisfaisant ;
- entre le centile 75 et le seuil d'intervention : il est qualifié de limite (l'agriculteur bénéficie du doute lié à l'imprécision de la mesure) ;
- au-delà du seuil d'intervention, il est qualifié de mauvais.

3.5.3 Evaluation des résultats 2008

En 2008, les céréales sans CIPAN et les chicorées couvraient plus d'un quart de la surface des bassins pilotes. La céréale avec CIPAN, la betterave, le maïs, la pomme de terre, les légumes et la jachère composaient le reste de l'emblavement (

Tableau 6).

Tableau 6. Répartition des classes de culture dans la zone d'étude

<i>Classe</i>	<i>Superficie (ha)</i>	<i>Pourcentage (%)</i>
<i>Céréale sans CIPAN et chicorée</i>	41,1	27,2
<i>Céréale + CIPAN</i>	34,16	22,6
<i>Betterave</i>	27,6	18,2
<i>Maïs</i>	18,23	12,1
<i>Pomme de terre</i>	17	11,2
<i>Légumes (pois)</i>	11	7,3
<i>Jachère</i>	1,9	1,3

La répartition des cotes d'APL obtenues sur les bassins pilotes lors de la campagne 2008 est présentée sur la Figure 6.

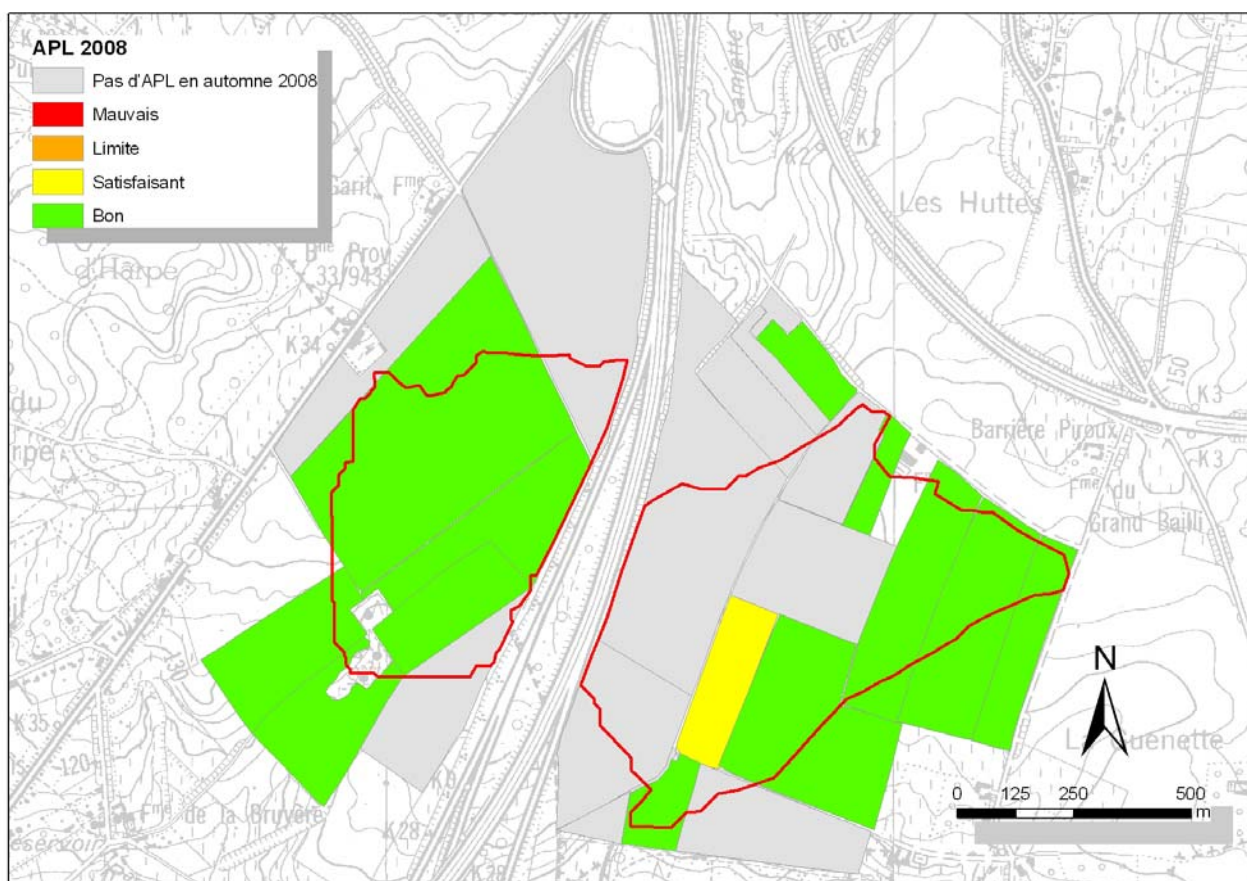


Figure 6. Carte d'évaluation des APL (Nov/déc) 2008

Le Tableau 7 illustre la part relative de chaque cote APL (Nov/déc) sur les bassins pilotes.

Tableau 7. Distribution des cotes APL sur les bassins pilotes

Appréciation	Superficie (ha)	Pourcentage (%)
BON	75,88	51
SATISFAISANT	0	0
LIMITE	2,95	2
MAUVAIS	0	0
Non déterminé	70,26	47

Sur base de l'évaluation de la gestion de l'azote à la parcelle par l'établissement de droites de référence, 53% de la superficie est conforme. Aucune parcelle n'est qualifiée de mauvaise.

Afin d'évaluer la gestion de l'azote sur les parcelles emblavées en céréales et en pois, nous nous sommes référés aux résultats des mesures de profils azotés réalisés par le CRA-W lors de leurs campagnes de prélèvements en février et mars 2009. Une analyse des résultats est donnée par culture ci-après.

Résultats des parcelles de betterave

En 2008, trois parcelles étaient emblavées en betterave pour une superficie totale de 27,6 ha.

La Figure 7 représente la situation des parcelles en betterave par rapport à la droite de référence des fermes du S.S.A.

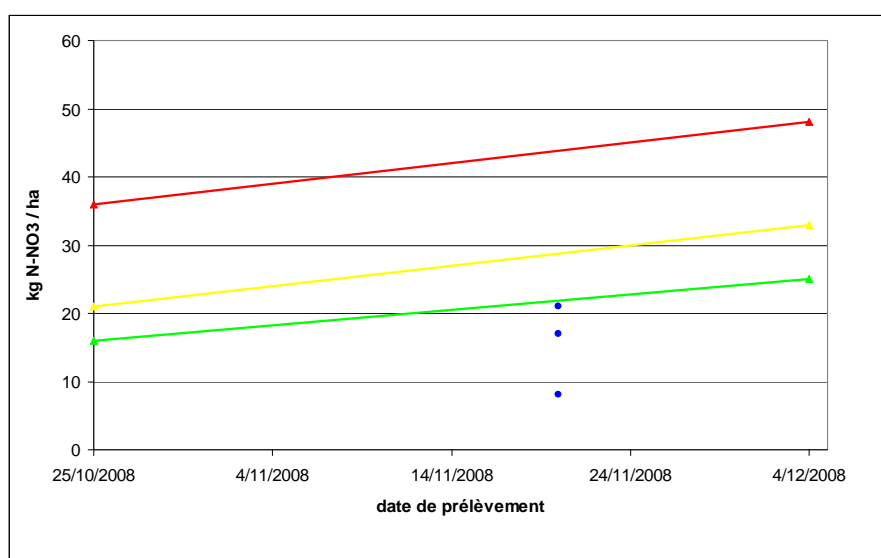


Figure 7. Evaluation des APL 2008 en betterave

Le Tableau 8 reprend pour chaque parcelle de betterave le conseil de fertilisation donné au printemps 2008, la fertilisation appliquée par l'agriculteur et l'APL mesuré.

Tableau 8. Récapitulatif des fertilisations 2008 en betterave

Parcelle	Conseil labo (kg N /ha)	Conseil Nitrawal (kg N /ha)	Fertilisation organique appliquée (kg N / ha)	Fertilisation organique assimilable (kg N / ha)	Fertilisation minérale appliquée (kg N/ ha)	Fertilisation totale (kg N / ha)	Fertilisation totale assimilable (kg N/ ha)	APL (kg N-NO3/ha)	Appréciation
B1	170	160	118	44	115	233	159	21	Bon
B2	180	170	0	0	159	159	159	17	Bon
B3	95	70	81	50	90	171	140	8	Bon

Les trois parcelles de betteraves sont qualifiées de « conformes ». Seules les parcelles B1 et B3 ont reçu une fertilisation organique. Les fertilisations minérales appliquées sont inférieures aux conseils du laboratoire pour chaque parcelle.

Résultats des parcelles de céréale avec CIPAN

En 2008, cinq parcelles de céréale suivie de CIPAN étaient emblavées pour une superficie totale de 34,16 ha. Trois parcelles sont emblavées en froment, une en épeautre et la dernière en escourgeon.

Le Tableau 9 reprend pour chacune de ces parcelles, la fertilisation minérale appliquée, la quantité de nitrate en post-récolte, le profil en azote minéral (effectué en février 2009) et la moyenne des profils réalisés par le CRA-W sur l'ensemble de la Région wallonne avec précédent céréales avec CIPAN.

Tableau 9. Récapitulatif des fertilisations 2008 en céréale avec CIPAN

Parcelles	Fertilisation minérale appliquée (kg N/ha)	Post-récolte kg N-NO3/ha	0-30	30-60	60-90	Date de prélèvement	CIPAN	Profil N min 2/09 kg N-NO3/ha	Date de prélèvement	Profil CRA-W céréales
F5	217	35	23	9	3	09/09/2008	Avoine	39	04/02/2009	51
Ep1	175	70	41	21	8	09/09/2008	Avoine	31	04/02/2009	51
E1	186	23	14	6	3	04/08/2008	Moutarde	18	04/02/2009	38
F6	177	51	33	13	5	09/09/2008	Ray-grass	21	04/02/2009	51
F7	177	50	34	11	5	09/09/2008	Ray-grass	13	04/02/2009	66

En général, les fertilisations apportées sur les parcelles sont dans la moyenne des recommandations, sauf pour la parcelle F5 où les quantités d'azote appliquées sont plus élevées (217kg N/ha). Un seul

résultat en post-récolte est important soit 70 kg de N-NO₃ sur 90 cm de profil, il s'agit d'un épeautre suivi de l'implantation d'une avoine. Cette CIPAN a été implantée tard dans la saison et a eu beaucoup de difficultés à se développer.

Les profils en azote minéral en février 2009 des 5 parcelles se situent entre 13 et 39 kg de N-NO₃/ha. Ces profils ont été comparés aux profils du CRA-W prélevés à la même date. Les valeurs obtenues sont largement inférieures à la moyenne des profils du CRA-W.

Résultat des parcelles de céréale sans CIPAN

En 2008, quatre parcelles de froment étaient emblavées pour une superficie totale de 25,10 ha.

Le Tableau 10 reprend pour chaque parcelle de froment la fertilisation minérale appliquée, le post-récolte, le profil en azote minéral (effectué en février 2009) et la moyenne des profils réalisés par le CRA-W sur l'ensemble de la Région wallonne avec précédent céréales sans CIPAN.

Tableau 10 Récapitulatif des fertilisations 2008 en céréale sans CIPAN

Parcelles	Fertilisation minérale appliquée (kg N/ha)	Post-récolte (kg N-NO ₃ /ha)	0-30	30-60	60-90	Date de prélèvement	Profil N min 2/09 (kg N-NO ₃ /ha)	Date de prélèvement	Profil CRA-W céréales (n=22)
F1	217	48	30	12	6	09/09/2008	31	04/02/2009	64
F2	167	13	9	3	1	04/08/2008	24	04/02/2009	64
F3	167	33	23	8	2	09/09/2008	24	04/02/2009	64
F4	170	28	19	7	2	09/09/2008	18	04/02/2009	64

La fertilisation de la parcelle F1 est élevée, soit 217 unités d'azote à l'hectare. Cette surfertilisation se traduit par un profil azoté en post-récolte élevé soit 48 kg de N-NO₃/ha. Les parcelles nommées F2 et F3 ont suivi le même itinéraire cultural, seule la date de récolte diffère. La parcelle F3 ayant été récoltée plus tard obtient un reliquat post-récolte plus important. Néanmoins, l'ensemble des mesures réalisées en février 2009 reste largement inférieur à la moyenne des profils réalisés par le CRA-W.

Résultat des parcelles de chicorée

En 2008, deux parcelles de chicorée étaient emblavées pour une superficie totale de 16 ha.

La Figure 8 représente la situation des parcelles en chicorée par rapport à la droite de référence des fermes du S.S.A.

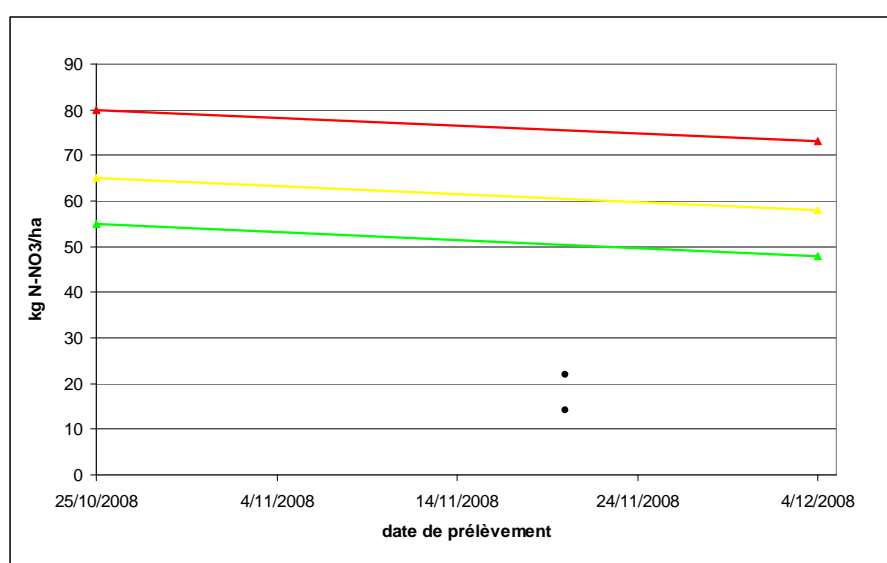


Figure 8. Evaluation des APL 2008 en chicorée

Le Tableau 11 reprend pour chaque parcelle de chicorée le conseil de fertilisation donné au printemps 2008, la fertilisation appliquée par l'agriculteur et l'APL mesuré.

Tableau 11 Récapitulatif des fertilisations 2008 en chicorée

Parcelle	Conseil labo (kg N /ha)	Conseil Nitrawal (kg N /ha)	Fertilisation organique appliquée (kg N / ha)	Fertilisation organique assimilable (kg N / ha)	Fertilisation minérale appliquée (kg N / ha)	Fertilisation totale (kg N / ha)	Fertilisation totale assimilable (kg N / ha)	APL (kg N-NO3/ha)	Appréciation
C1	/*	50	81	50	0	81	50	14	Bon
C2	/*	145	0	0	68	68	68	22	Bon

* suite à un changement de culture, le conseil du laboratoire n'a pu être donné.

Les deux APL réalisés en chicorée sont conformes et qualifiés de « Bons ». Les fertilisations appliquées sont en dessous des conseils donnés.

Résultat des parcelles de maïs

En 2008, six parcelles étaient emblavées en maïs pour une superficie totale de 18,23 ha dont trois en maïs ensilage (13,73 ha) et trois en maïs grain (4,5 ha).

La Figure 9 représente la situation des parcelles de maïs par rapport aux droites de référence des fermes du S.S.A.

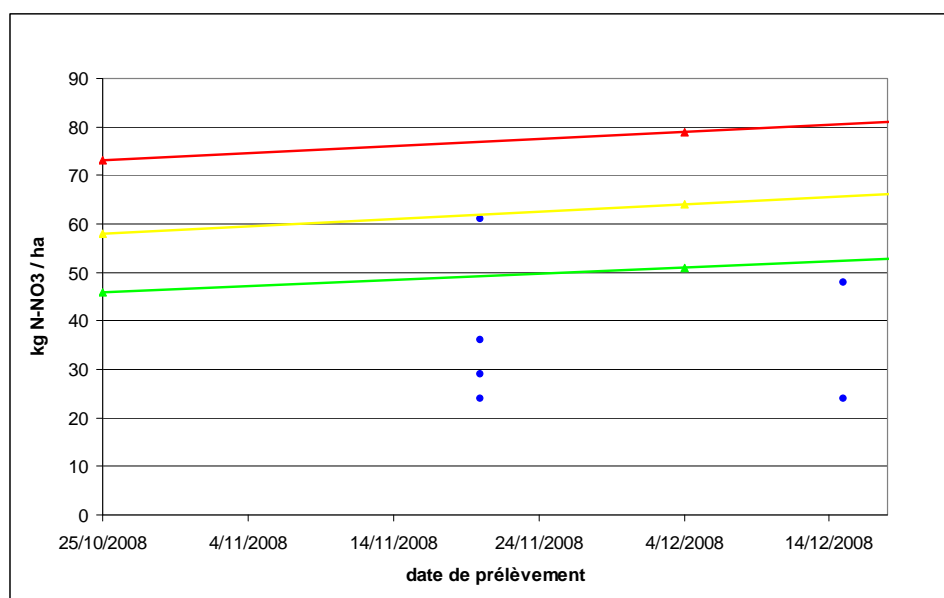


Figure 9. Evaluation des APL 2008 en maïs

Le Tableau 12 reprend pour chaque parcelle de maïs le conseil de fertilisation donné au printemps 2008, la fertilisation appliquée par l'agriculteur et l'APL mesuré.

Tableau 12. Récapitulatif des fertilisations 2008 en maïs

Parcelle	Conseil labo (kg N/ha)	Conseil Nitrawal (kgN/ha)	Fertilisation organique appliquée (kgN/ha)	Fertilisation organique assimilable (kg/ha)	Fertilisation minérale appliquée (kgN/ha)	Fertilisation totale (kgN/ha)	Fertilisation totale assimilable (kgN/ha)	APL (kg N-NO3/ha)	Appréciation
M1	150	150	0	0	150	150	150	29	Bon
M2	150	150	0	0	150	150	150	36	Bon
M3	/*	80	130	72	120	250	192	61	Satisfaisant
M4	/*	30	202	135	30	232	165	24	Bon
M5	/*	130	0	0	139	139	139	24	Bon
M6	/*	165	0	0	139	139	139	48	Bon

* suite à un changement de culture, le conseil du laboratoire n'a pu être donné.

Cinq APL sont qualifiés de « Bons ». La fertilisation totale assimilable varie de 140 à 165 kg d'azote par hectare, ce qui correspond approximativement à la fertilisation optimale du maïs.

Un résultat d'APL est qualifié de « Satisfaisant ». Pour cette parcelle, la fertilisation totale assimilable s'élève à 192 kg d'azote par hectare ; la fertilisation appliquée est supérieure au conseil donné par Nitrawal.

Résultats des parcelles de pomme de terre

En 2008, deux parcelles étaient emblavées en pomme de terre, pour une superficie totale de 17 ha.

La Figure 10 représente la situation des parcelles de pomme de terre par rapport aux droites de référence des fermes du S.S.A.

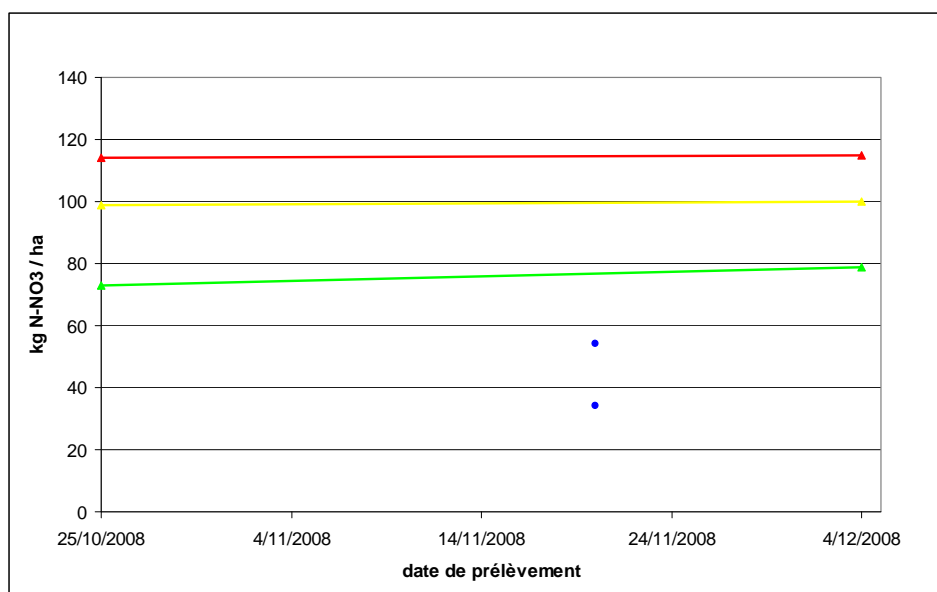


Figure 10. Evaluation des APL 2008 en pomme de terre

Le Tableau 13 reprend pour chaque parcelle de pomme de terre le conseil de fertilisation donné au printemps 2008, la fertilisation appliquée par l'agriculteur et l'APL en découlant :

Tableau 13. Récapitulatif des fertilisations 2008 en pomme de terre

Parcelle	Conseil labo (kgN/ha)	Conseil Nitrawal (kgN/ha)	Fertilisation organique appliquée (kgN/ha)	Fertilisation organique assimilable (kgN/ha)	Fertilisation minérale appliquée (kgN/ha)	Fertilisation totale (kgN/ha)	Fertilisation totale assimilable (kgN/ha)	APL (kg N-NO3/ha)	Appréciation
P1	90	100	130	72	94	224	166	34	Bon
P2	90	100	130	72	94	224	166	54	Bon

Les deux APL réalisés en pomme de terre sont conformes et qualifiés de « Bons ». La fertilisation minérale correspond aux conseils de fertilisation donnés par Nitrawal. Néanmoins, l'agriculteur exploitant a détecté lors de l'arrachage, une proportion élevée en sous-calibre, il en conclut qu'il s'agit d'une faim d'azote puisque ce problème n'est pas observé aux endroits de redoublement.

Résultats des parcelles de pois

En 2008, deux parcelles de pois étaient emblavées pour une superficie totale de 11 ha.

Le Tableau 14 reprend pour chaque parcelle de pois la fertilisation minérale appliquée, le post-récolte, le profil en azote minéral (effectué en février 2009) et la moyenne des profils du CRA-W.

Tableau 14. Récapitulatif des fertilisations 2008 en pois

Parcelles	Fertilisation minérale appliquée (kg N/ha)	Post-récolte (kg N-NO3/ha)	0-30	30-60	60-90	Date de prélèvement	Profil N min 2/09 (kg N-NO3/ha)	Date de prélèvement	Profil CRA-W préc légumineuses (n=10)
P1	0	58	27	16	15	04/08/2008	25	04/02/2009	60
P2	0	58	28	18	12	04/08/2008	30	04/02/2009	60

Pour les deux parcelles de pois, le reliquat en azote minéral est de 58 kg lors du prélèvement en post-récolte. Ces deux parcelles ont été gérées en interculture avec de la phacélie pour la plus grande partie, les fourrières de la parcelle P1 ont été implantées en Nyger. Après son implantation, la phacélie a besoin d'un temps d'installation afin de commencer à prélever l'azote (30 jours). Une fois installée, son potentiel de prélèvement peut atteindre 170 kg d'azote après une période de végétation de 83 jours (essais CIPAN Nitrawal 2007 à Perwez).

Les profils en azote minéral réalisés en février 2009 sont de l'ordre de 25 kg de N-NO3/ha, ce qui est largement inférieur aux profils du CRA-W qui sont de 60 kg de N-NO3/ha. Ceci est dû à une bonne gestion de l'interculture (implantation de phacélie et Nyger).

3.5.4 Comparaison des résultats APL depuis 2005

La Figure 11 montre le pourcentage des superficies d'APL conformes et non-conformes entre 2005 et 2008 selon la méthodologie d'appréciation d'APL appliquée en 2007 (8 classes de cultures).

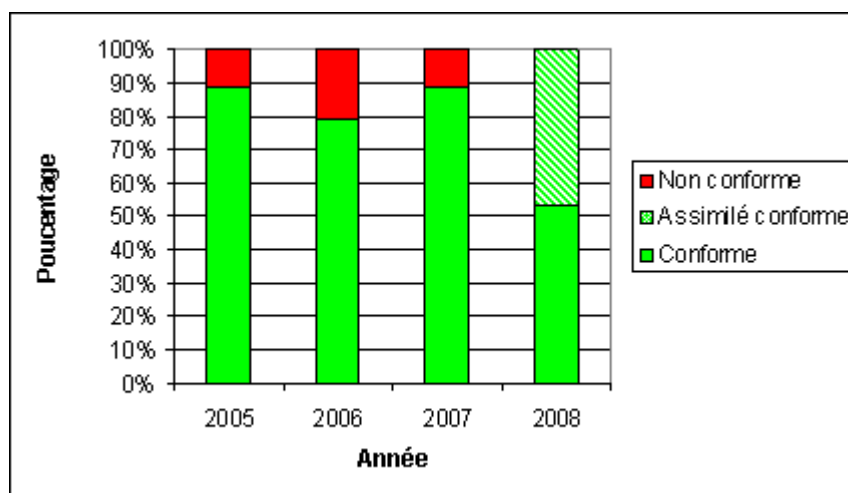


Figure 11. Evolution de la conformité APL des superficies depuis 2005

En conclusion, en 2008, 53% de la superficie des bassins pilotes présente des APL conformes selon l'évaluation des reliquats en azote par les droites de références des fermes du S.S.A. Le reste de la superficie, soit 47%, est assimilée conforme sur base des résultats des profils réalisés par le CRA-W en début de saison.

3.6 Contrat d'encadrement sur l'ensemble des parcelles de chaque exploitation

Afin d'optimiser la gestion de la fertilisation sur la totalité des exploitations des bassins pilotes, Nitrawal a proposé aux agriculteurs de les encadrer en termes de conseil de fertilisation, de répartition de la matière organique, d'évaluation de la valeur des engrais de ferme, de gestion de l'interculture, ... sur l'ensemble de leur exploitation.

C'est dans ce cadre que trois conseils de fertilisation par exploitation ont été réalisés hors des bassins pilotes à l'exception de l'agriculteur 7 qui n'exploite pas de tête de rotation en dehors des bassins pilotes (Tableau 15).

Tableau 15. Conseils de fertilisation Nitrawal dans des exploitations hors des bassins pilotes

Agriculteur	Parcelles	Cultures 2008	Apport MO	Résidus culture	CIPAN	Retournement prairie	Culture 2009	Conseil ferti labo	Conseil Nitrawal
3	Baulet	Froment	30 t/ha fumier bovin 09/2008	Pailles exportées	Moutardes moyennes	non	Pommes de terre	75 unités/ha	100 unités/ha
3	Croisseaux	Froment	30 t/ha fumier bovin 08/2008	Pailles exportées	Ray Grass beau	non	Maïs	105 unités/ha	140 unités/ha
3	Derrière Jules	Froment	30 m³/ha lisier bovin 09/2008+15 t/ha écumes	Pailles exportées	Moutardes moyennes	non	Betteraves	95 unités/ha	140 unités/ha
1	Bossière	Escourgeon	non	Pailles hachées + 25 u N	non	non	Colza	25 unités/ha	80 unités/ha
1	Surgeon	Froment	non	Pailles hachées	Moutardes belles	non	Betteraves	170 unités/ha	160 unités/ha
1	Groupe 20	Escourgeon	non	Pailles hachées + 25 u N	non	non	Betteraves	35 unités/ha	80-100 unités/ha
6	Trou au sable	Maïs	60t/ha fumier bovin 03/2008	RG avant maïs retourné	non	non	Colza	105 unités/ha	120 unités/ha
6	Cimetière	Escourgeon	non	RG retourné	Ray grass beau	non	Froment	160 unités/ha	140 unités/ha
6	Viesville	Froment	60t/ha fumier bovin 01/2009	Pailles exportées	non	non	Maïs	55 unités/ha	80 unités/ha
5	Chemin de	Froment	40t/ha fumier de bovin 08/2008	Pailles exportées	non	non	Betteraves	90 unités/ha	170 unités/ha
5	Petit Roeulx	Froment	40t/ha fumier de bovin 08/2008	Pailles exportées	non	non	Froment	45 unités/ha	100 unités/ha
5	Terre pylone	Froment	40t/ha fumier de bovin 08/2008	Pailles exportées	Avoine belle	non	Betteraves	155 unités/ha	160 unités/ha
5	2,88	Maïs	non	non	non	Jachère retournée 2 ans	Maïs	100 unités/ha	110-120 unités/ha
2	Petit Roeulx	Froment	25 m³/ha lisier de porc 08/2008	Pailles exportées	Phacélie moyenne	non	Pommes de terre	160 unités/ha	140 unités/ha
2	Lillois ferme	Froment	non	Pailles exportées	Phacélie petite	non	Betteraves	90 unités/ha	100 unités/ha
2	Terre Michel	Froment	25 m³/ha lisier de porc 08/2008	Pailles exportées	Phacélie belle	non	Pommes de terre	165 unités/ha	165 unités/ha
4	Lin et	Chicorée	10 t/ha fumier de bovin 09/2008	Pailles exportées	non	non	Froment	30 unités/ha	30 unités/ha
4	Petit Roeulx	Escourgeon	20 t/ha fumier de bovin 08/2008	Chicorée	Repousses belles	non	Betteraves	115 unités/ha	115 unités/ha
4	Van Ysacker	Froment	20 t/ha fumier de bovin 08/2008	Pailles hachées	Moutardes petites	non	Pommes de terre	115 unités/ha	115 unités/ha
4	Margueritte	Froment	20 t/ha fumier de bovin 08/2008	Pailles exportées					

3.7 Assolement 2009

Comme pour 2007 et 2008, la surface emblavée en céréales reste prédominante soit 65% de la superficie des parcelles suivies sur les bassins pilotes dont 48% en froment et 17% en escourgeon (Figure 12).

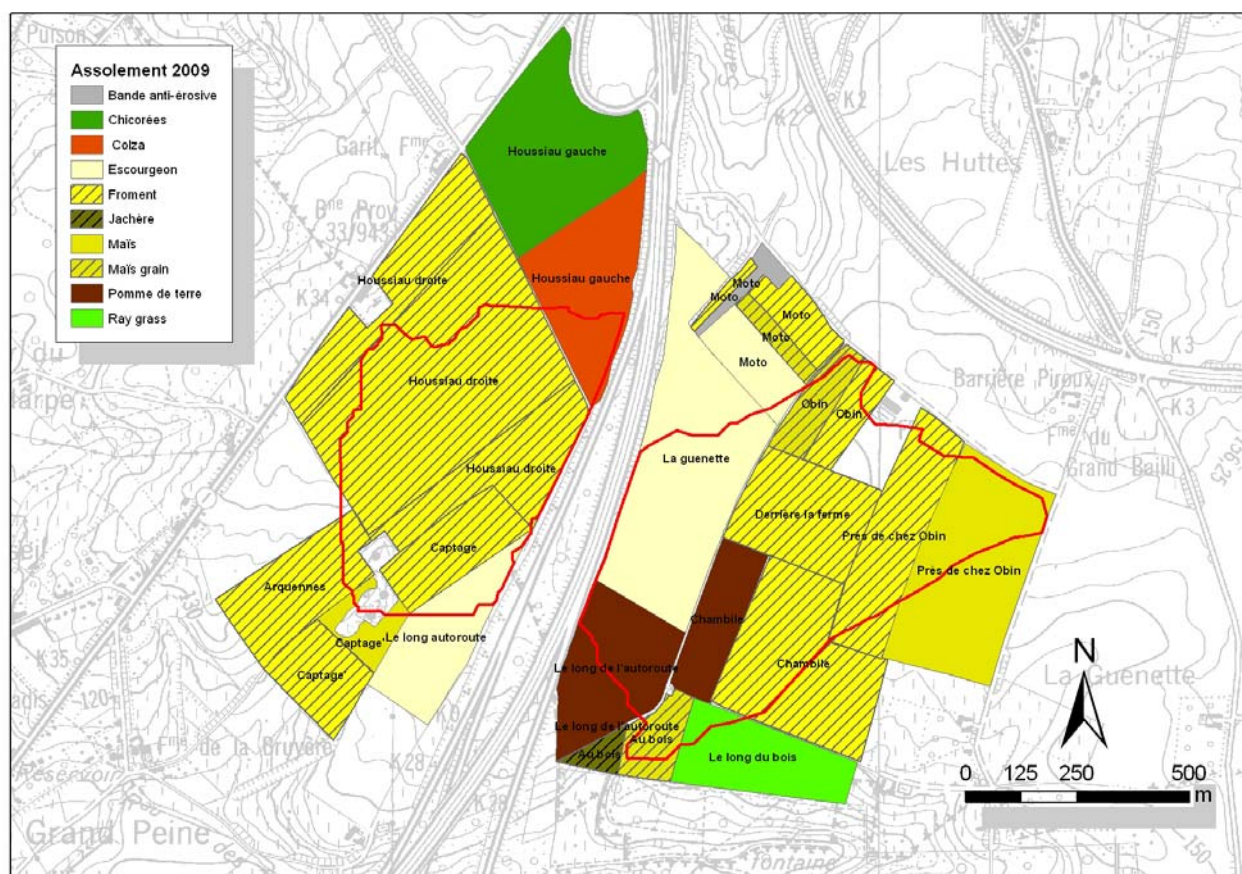


Figure 12. Carte de l'assolement 2009

Les têtes de rotation représentent cette année 30% de la superficie totale des bassins pilotes. En outre, la diversité y est élevée : 7% de pomme de terre, 7% de chicorée, 5% de colza, 8% de maïs ensilage, et 3% de maïs grain.

Comme chaque année, une parcelle de jachère est recensée ; elle représente 1% de la superficie des parcelles suivies sur les bassins pilotes.

3.8 Conseils de fertilisation 2009 sur les parcelles des bassins pilotes

Pour la campagne 2008-2009, des conseils de fertilisation ont été donnés dans le courant des mois de mars et avril 2008.

Des échantillons de terre ont été prélevés et analysés par le laboratoire provincial de La Hulpe en vue d'établir les conseils de fertilisation.

Comme chaque année, pour chaque analyse de sol, un calcul de bilan prévisionnel a également été réalisé à l'aide de la fiche fertilisation raisonnée de Nitrawal (Tableau 16).

Tableau 16. Conseils de fertilisation 2009 pour les parcelles situées sur les bassins pilotes

Parcelles	Précédent	Culture envisagée	Reliquat* 0-90	Conseil Labo**	Conseil Nitrawal**	Conseil IRBAB CIPF**
Houssiau Gauche	Escourgeon	Colza	16	180	200	
Houssiau Gauche	Escourgeon	Chicorée	33	60	60	
Captage	Maïs	Maïs	17	215	150	140
Chambile	Maïs	Pommes de terre	38	95	100	
Long du bois	Froment	Ray grass	23	110	110	
Près Obin	Betteraves	Maïs	22	130	130	92
Près Obin	Chicorée	Maïs	16	210	150	140
Jachère	Maïs grain	Maïs grain	15	180	133	120
Moto	Maïs grain	Maïs grain	17	120	110	108
Obin Coin	Froment	Maïs grain	17	100	100	106

* Reliquat en Kg N-NO₃/ha

** Conseil en Kg N/ha

3.9 Conseil de fertilisation en colza sur base de la réglette CETIOM

En 2009, une parcelle de colza a été implantée. Il s'agit d'une parcelle en précédent escourgeon pailles hachées.

Afin d'affiner et de déterminer précisément la dose optimale d'azote à apporter au printemps sous culture de colza, nous avons utilisé la Réglette azote colza (Champagne, Nord-Picardie) développée par le CETIOM (Centre Technique Interprofessionnel des Oléagineux Métropolitains).

La méthode s'appuie sur l'évaluation de l'azote déjà contenu dans les plantes et sur le potentiel de rendement de la parcelle. Deux mesures sont nécessaires pour l'application de cette méthode. Celles-ci consistent en la pesée en poids frais de deux placettes de 1 m² chacune ; la première à l'entrée de l'hiver et la seconde en sortie d'hiver.

Les caractéristiques de cette parcelle sont:

- type de sol : profond ;
- objectif de rendement : 40 quintaux/ha et plus ;
- pas d'apport de matières organiques ;
- poids frais de colza en entrée d'hiver : 0,2 kg/m² ;
- poids frais de colza en sortie d'hiver : 0,6 kg/m².

Le conseil fourni sur cette parcelle par la réglette azote colza à partir de ces données s'élève à 200 kg N/ha.

3.10 Suivi de culture de pommes de terre avec le chlorophyllomètre

En 2009, deux parcelles de pommes de terre sont implantées sur les bassins pilotes. Celles-ci bénéficieront d'un suivi de la gestion de fertilisation azotée en utilisant la méthode du

chlorophyllomètre. Deux autres parcelles exploitées par un agriculteur des bassins pilotes situées hors du périmètre d'étude seront également suivies.

Le suivi se déroule en 5 étapes :

1. un conseil de fumure azotée à la parcelle a été demandé auprès du laboratoire provincial de La Hulpe ;
2. à l'implantation de la culture, 70% de la dose conseillée est appliquée en prenant soin de laisser une fenêtre de 200 m² sans apport d'engrais azoté ;
3. repérer la date d'émergence, soit lorsque 75% des plantes sont levées ;
4. entre le 25 et le 55^{ème} jour après l'émergence, nous vérifierons le statut en azote de la culture à l'aide du chlorophyllomètre ;
5. par rapport au référentiel proposé, l'agriculteur prendra la décision d'apporter le complément en azote ou pas.

Le Tableau 17 reprend les conseils de fertilisations donnés et la fertilisation appliquée à la parcelle.

Tableau 17. Conseils de fertilisation de 2009 pour les parcelles de pomme de terre situées dans les bassins pilotes

Parcelle	Apport organique automne	Interculture	Profil de printemps 0 à 60cm	Conseil de fertilisation Labo	Conseil de fertilisation Nitrawal	Apport organique printemps	Fertilisation appliquée	Date émergence
Chambile			38	95 Unités/ha	100 Unité/ha	70 m ³ de lisier de bovins/ha	78 Unités/ha	19/05/09
Le long de l'autoroute			32	85 Unités/ha	110-120 Unités/ha	30 m ³ de lisier de bovins/ha	110 Unités/ha	19/05/09
Petit Roeulx	30 m ³ de lisier de porcs/ha	Phacélie	33	100 Unités/ha	110-120 Unités/ha	30 m ³ de lisier de porcs/ha	70 Unités/ha	19/05/09
Terre Michel	37 m ³ de lisier de porcs/ha	Phacélie	48	90 Unités/ha	110 Unités/ha		70 Unités/ha	29/05/09

A partir de mi juin, les différentes mesures vont être réalisées afin de déterminer l'opportunité d'amender la parcelle.

3.11 Respect du PGDA

De manière générale, les agriculteurs exploitant des terres sur les bassins pilotes respectent les prescriptions indiquées dans le PGDA. En effet, toutes les exploitations sont liées au sol et les bonnes pratiques sont appliquées (Tableau 18). Par contre, deux exploitations doivent encore se mettre aux normes en ce qui concerne le stockage des engrais de ferme.

Tableau 18. Récapitulatif du respect du PGDA

Agriculteurs	LS	Mises aux normes	Périodes et conditions d'épandage	Plafonds d'épandage à la parcelle	Bonnes pratiques agricoles			
					CIPAN 75%	Fertilisation raisonnée	Analyses sol	Analyses effluents
1	+	+	+	+	+	+	+	+
2	+	+	+	+	+	+	+	+
3	+	+	+	+	+	+	+	+
4	+	-	+	+	+	+	+	+
5	+	-	+	+	+	+	+	+
6	+	+	+	+	+	+	+	+
7	+	+	+	+	+	+	+	+

4 L'EAU SOUTERRAINE

4.1 Monitoring du niveau piézométrique

Ce suivi a débuté par un monitoring automatique réalisé à l'aide de sondes enregistrant toutes les heures le niveau piézométrique local. Ce monitoring avait pour but de mettre en évidence les piézomètres ayant un comportement similaire. Dans l'ensemble les variations de niveau d'eau observées durant la période de mesures furent faibles (quelques centimètres) mais permirent néanmoins de distinguer, en première approche, trois groupes de piézomètres aux comportements distincts en relation avec le contexte géologique local. En effet, les piézomètres les plus réactifs en réponse à des événements pluvieux et d'infiltration sont ceux situés au droit ou à l'aval immédiat des zones présentant une faible épaisseur en terrains limoneux du Quaternaire et/ou en terrains du Bruxellien (Marcoen *et al*, 2007).

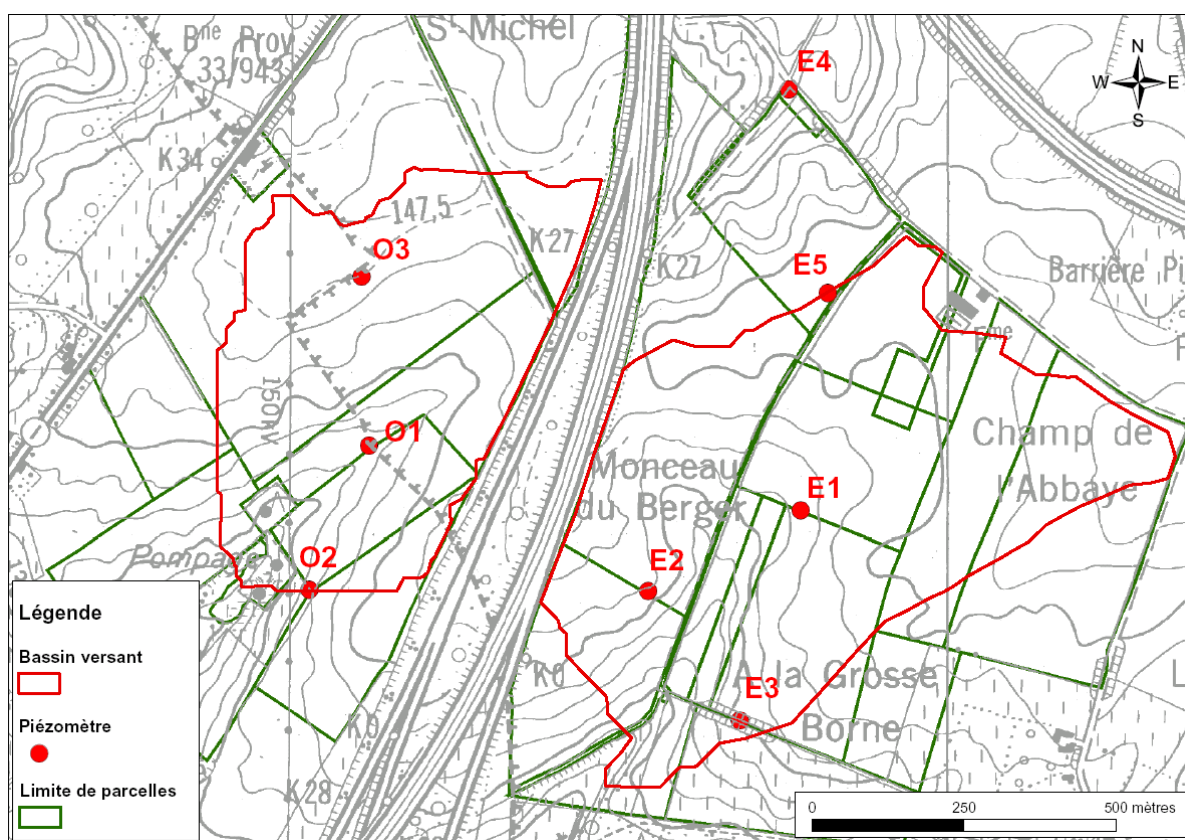


Figure 13. Carte de localisation des piézomètres.

Suite à cette première période de monitoring, un monitoring manuel a été mis en œuvre avec une fréquence hebdomadaire. Il a permis de préciser le gradient (sens d'écoulement) de la nappe, selon une composante principale Nord-est / Sud-ouest (en direction du ruisseau). De plus, la superposition du relief au niveau piézométrique confirme que l'autoroute n'intercepte pas l'aquifère (Figure 14).

Cette superposition a été rendue possible par le levé topographique précis (DGPS, 3600 points levés) (Corswarem *et al*, 2005) réalisé dans le cadre de ce Programme d'actions.

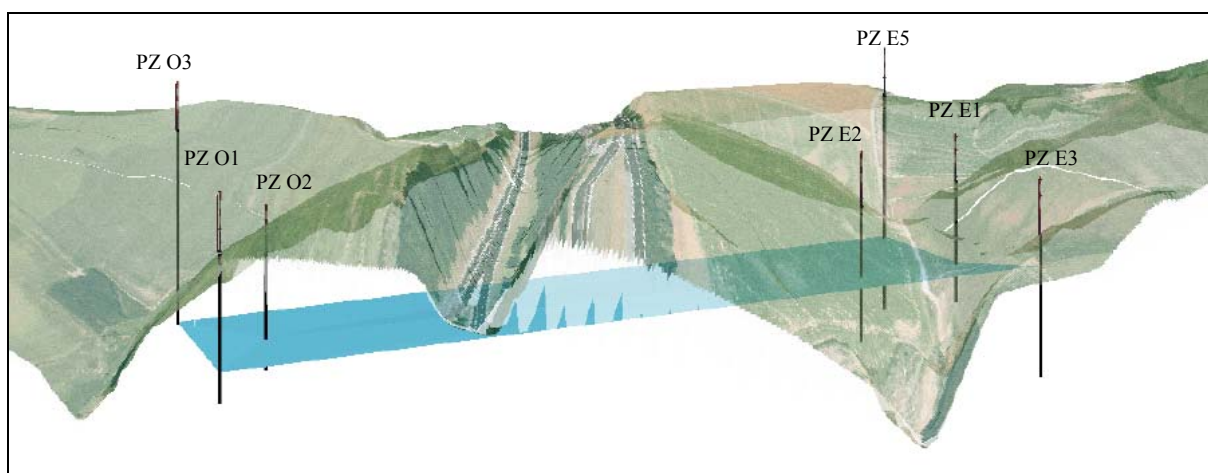


Figure 14. Vue 3D du niveau piézométrique

L'évolution des niveaux d'eau au droit des différents piézomètres est reprise à la Figure 15 en parallèle avec l'évolution de la pluviométrie et de l'eau utile (pluviométrie moins l'évapotranspiration potentielle calculée par la formule de Thornthwaite).

Le niveau d'eau au droit du piézomètre PZ E3 n'a pas été mesuré après le 13 avril 2006, ce dernier ayant été utilisé comme piézomètre de pompage pour la première phase de traçage. Au stade actuel de collecte des données, les observations faites dans le rapport intermédiaire précédent (Vandenberghe *et al*, 2008) peuvent être précisées comme suit :

- les niveaux d'eau mesurés au droit du bassin Est (de 129,5 à 133,5 m) sont supérieurs aux niveaux d'eau mesurés au droit du bassin Ouest (de 126,0 à 130,0 m) ;
- l'évolution du niveau d'eau au droit du piézomètre PZ E4 ne présente pas la même variation ni la même amplitude que le niveau d'eau au droit des autres piézomètres ;
- les profils piézométriques en PZ E2, PZ O1 et PZ O2 présentent des évolutions cycliques selon un schéma croissance / stabilisation prolongée / décroissance. Les points de départ des cycles de croissance (février 2006, décembre 2006 à janvier 2007, octobre à décembre 2007, octobre 2008) et de décroissance sont plus précoces que pour les piézomètres PZ E1, PZ E5 et PZ O3. En outre la phase de stabilisation est de l'ordre de 3 à 4 mois ;
- le piézomètre PZ E1 présente des évolutions cycliques selon un schéma croissance / stabilisation modérée / décroissance. Les points de départ des cycles de croissance (avril 2006, février 2007, février 2008, décembre 2008 à janvier 2009) et de décroissance sont légèrement plus tardifs que pour les piézomètres PZ E2, (PZ E3), PZ O1 et PZ O2 (retard d'environ 2 mois par rapport à ces derniers). En outre, la phase de stabilisation est de l'ordre de 2 mois ;
- les piézomètres PZ E5 et PZ O3 présentent des évolutions cycliques selon un schéma croissance / stabilisation courte / décroissance. Les points de départ des cycles de croissance (mai à juin 2006, février à mars 2007, février à mars 2008) et de décroissance sont plus tardifs que pour les piézomètres PZ E2, (PZ E3), PZ O1 et PZ O2 (retard d'environ 2 à 3 mois par rapport à ces derniers).

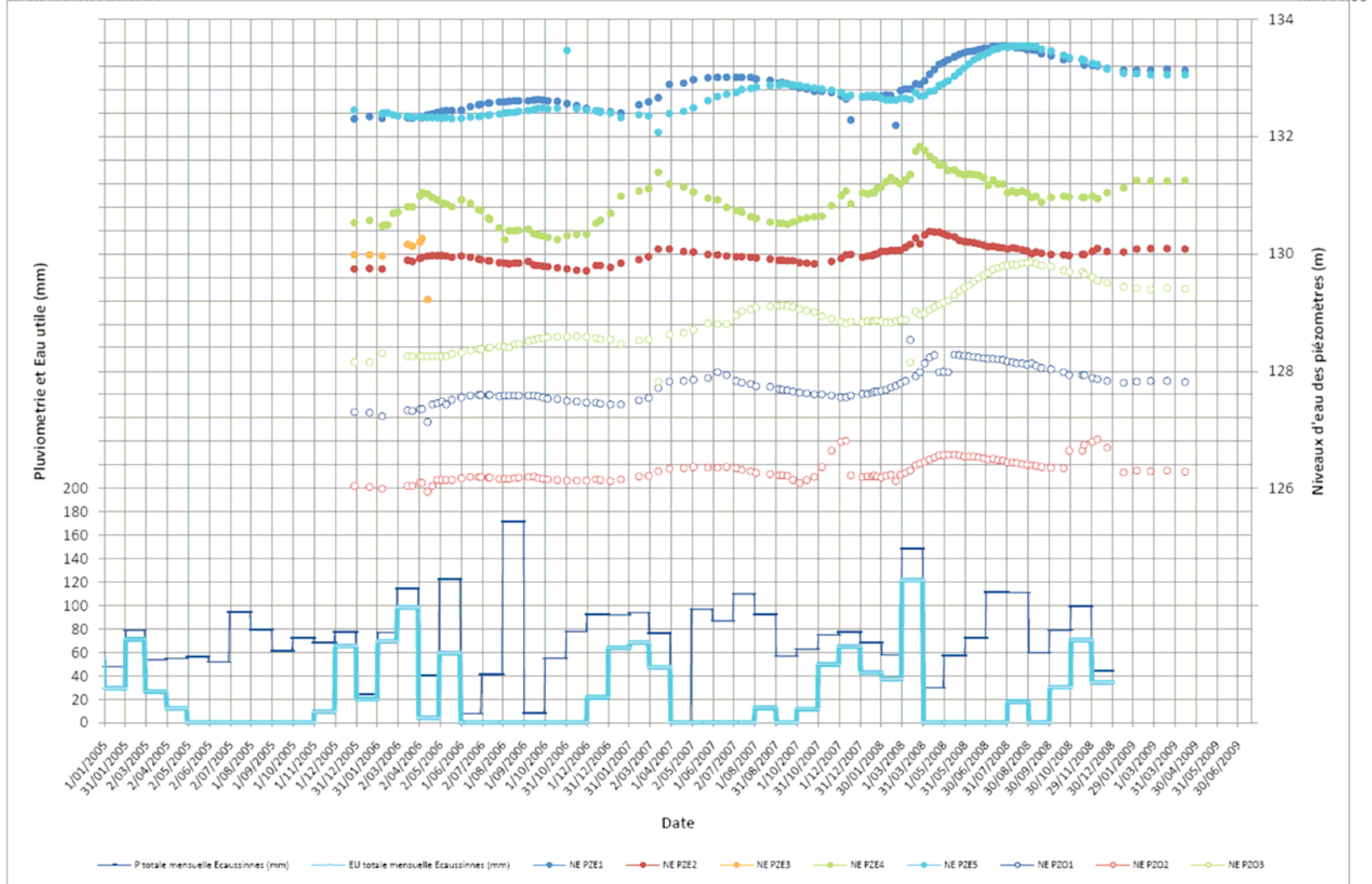


Figure 15. Monitoring des niveaux d'eau au droit des différents piézomètres

On peut en déduire, sous réserve de confirmation par les mesures futures, les conclusions suivantes :

- les piézomètres PZ O1, PZ O2, PZ E2, PZ E3, forés au droit de la formation de Mons-en-Pévèle (sable fin), présentent une réactivité aux événements pluvieux et d'infiltration passés plus rapide que pour les autres piézomètres ;
- le piézomètre PZ E1, foré au droit d'une faible couche d'alluvions modernes, des formations du Bruxellien (sable) et de Mons-en-Pévèle, présente une réactivité aux événements pluvieux et d'infiltration passés intermédiaire ;
- les piézomètres PZ O3 et PZ E5, forés au droit d'une importante couche d'alluvions modernes, des formations du Bruxellien et de Mons-en-Pévèle, présentent une réactivité aux événements pluvieux et d'infiltration passés plus lente que pour les autres piézomètres ;
- le piézomètre PZ E4 présente une réactivité aux événements pluvieux et d'infiltration différente (schéma de croissance – décroissance du niveau d'eau sans phase de stabilisation) de celle des autres piézomètres et semble donc appartenir à un bassin différent.

Ceci confirme les conclusions obtenues à l'issue du monitoring piézométrique automatique, à savoir que les piézomètres les plus réactifs en réponse à des événements pluvieux et d'infiltration sont les piézomètres situés au droit ou à l'aval immédiat de zones présentant une faible épaisseur en terrains limoneux du Quaternaire et/ou en terrains du Bruxellien.

En outre, ce monitoring manuel a permis de préciser, grâce à une plus longue période de mesures (et donc plus significative) le comportement de certains piézomètres.

En effet, le comportement de PZ O1 est plus proche de celui de PZ O2, PZ E2 et PZ E3 tandis que celui de PZ O3 est plus proche de celui de PZ E5.

Les mesures réalisées jusqu'à ce jour ont été effectuées dans un premier temps selon une fréquence hebdomadaire (jusqu'en septembre 2008) puis dans un second temps, dès lors que l'amplitude et la fréquence des battements de nappe étaient précisés, selon une fréquence bimensuelle.

Les données disponibles à ce stade (couplées par ailleurs aux mesures de débits ainsi qu'aux résultats des essais multitraçage) peuvent permettre de quantifier et préciser raisonnablement le temps de réponse entre les phénomènes d'infiltration et la variation de niveau d'eau de la nappe.

En effet, les niveaux d'eau observés globalement de février à juin 2006, de janvier à mars 2007, d'octobre 2007 à mars 2008 et de novembre 2008 à mars 2009 peuvent vraisemblablement être corrélés respectivement aux périodes d'eau utile importantes de novembre 2004 à mars 2005, de décembre 2005 à mai 2006, de décembre 2006 à mars 2007 et de novembre 2007 à mars 2008, ce qui indiquerait que :

- lors des années de faible pluviométrie (2005 : 797 mm), le temps de réponse entre les principales périodes d'infiltration d'eau météorique dans la nappe et leur influence sur les niveaux d'eau est précisé et est compris entre 11 et 14 mois ;
- lors des années de pluviométrie intermédiaire (2006 à 2008 : 897 mm en moyenne), le temps de réponse entre les principales périodes d'infiltration dans la nappe et leur influence sur les niveaux d'eau est de l'ordre de 8 à 13 mois, soit un temps de réponse intermédiaire.

Ceci est à être validé par l'interprétation de l'essai multitraçage réalisé en zone non saturée (voir §7.2).

4.2 Cartes piézométriques

Suite à l'observation de l'évolution des niveaux d'eau au droit des différents piézomètres, 3 cartes piézométriques intéressantes ont été tracées³ pour les dates suivantes :

³ établies par interpolation (krigeage) à l'aide du logiciel Surfer

- 29 décembre 2005 (période de basses eaux⁴);
- 10 août 2006 (période de moyennes eaux, avec minimum piézométrique pour PZ E4);
- 3 avril 2008 (période des hautes eaux) (Figure 16).

Ces cartes piézométriques prennent en compte les potentiels imposés tels que les émergences ou encore les niveaux d'eau du ruisseau.

Globalement, les écoulements de la nappe déduits des mesures piézométriques sont d'orientation Nord-est / Sud-ouest, depuis PZ E1 et PZ E5 en direction de PZ O2 (Figure 16).

Les gradients piézométriques sont de l'ordre de 1,0 à 1,1 % dans la partie amont des bassins pilotes et de 3 à 3,4 % dans la partie aval des bassins pilotes.

Les niveaux d'eau se situent 10 à 15 mètres sous le niveau topographique de l'autoroute et ne sont pas influencés par le réseau de drainage de cette dernière.

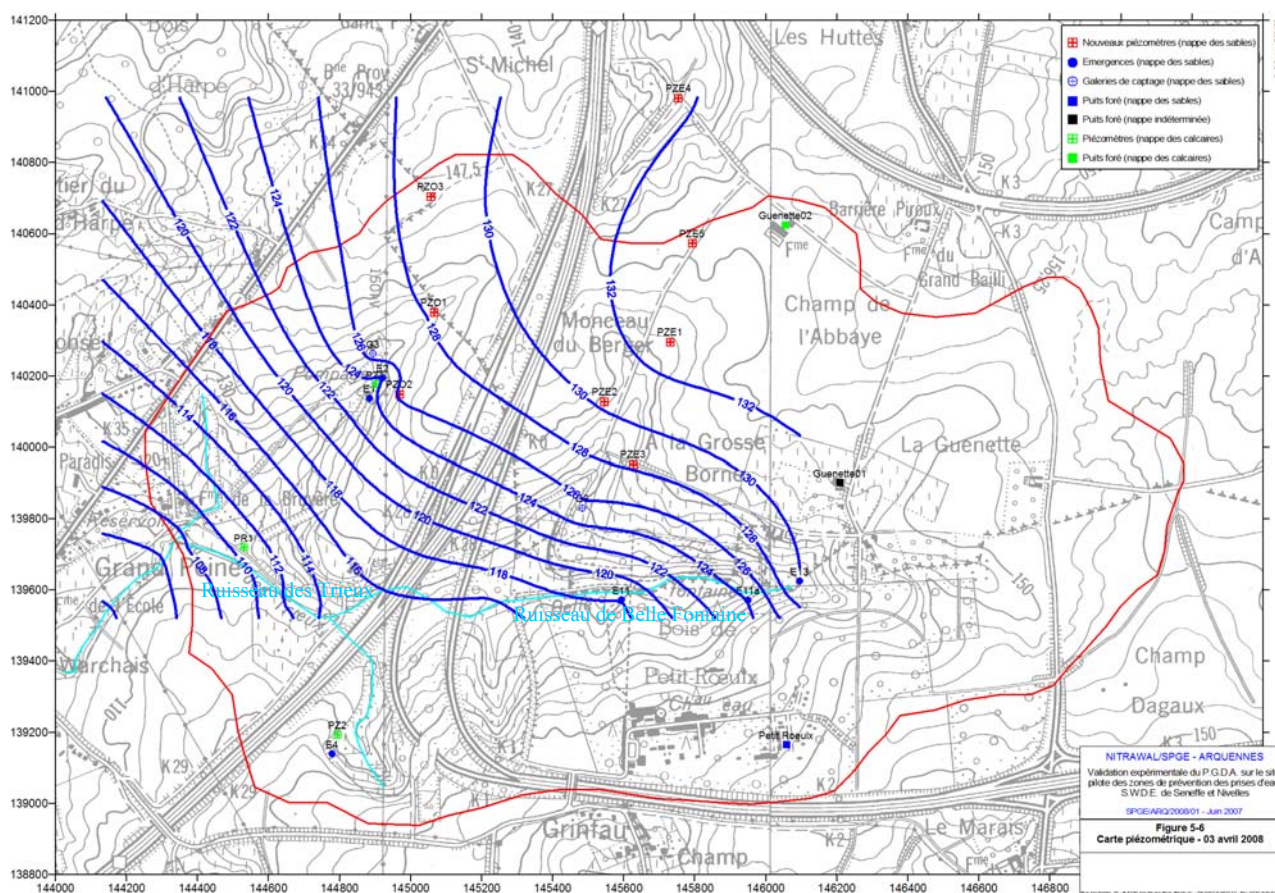


Figure 16. Carte piézométrique

Par ailleurs, l'observation du réseau de collecte des eaux de ruissellement situé à proximité des tunnels passant sous l'autoroute indique que seules les eaux de ruissellement de pluie sont collectées par ce réseau et évacuées vers le ruisseau. En effet, lorsque la hauteur piézométrique est maximum et que le temps est sec, il n'y a pas d'écoulement d'eau dans ce réseau qui ne capte donc pas la nappe phréatique.

⁴ Relativement à la période de mesure

5 LE DÉBIT DES PRISES D'EAU ET DU RUISSEAU

5.1 Les prises d'eau

Les débits des captages ont été fournis par la S.W.D.E ou encore par l'approche géocentrique locale (réf. Direction générale des Ressources naturelles et de l'environnement du Ministère de la Région wallonne).

L'approche géocentrique de centre (X = 145500, Y = 140000) et de rayon 2000 mètres est disponible pour la période allant du 01 janvier 1995 au 01 juin 2009.

Elle renseigne la présence de 17 ouvrages situés à proximité de la zone étudiée et localisés à la Figure 17, en plus des huit piézomètres.

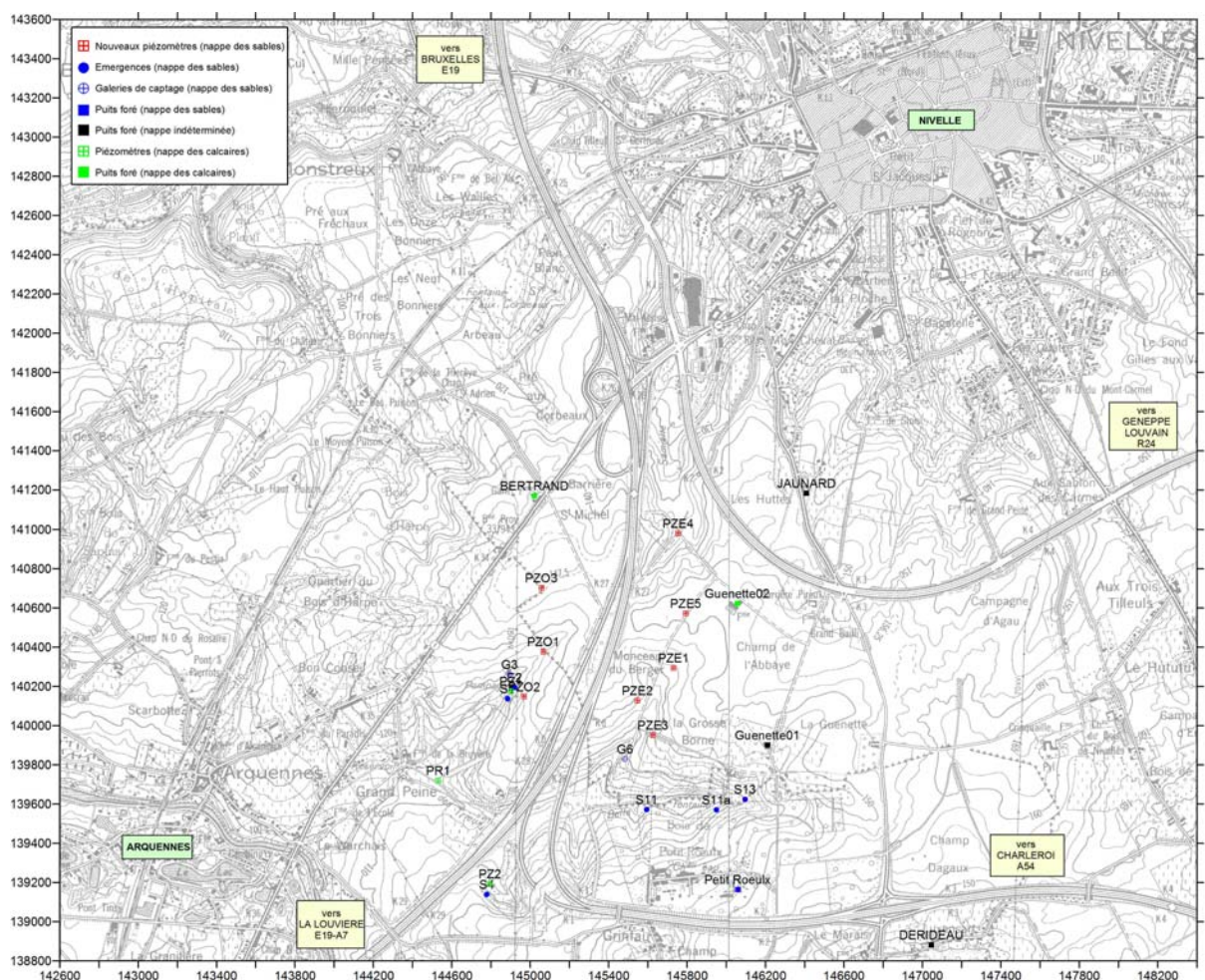


Figure 17. Localisation des ouvrages situés à proximité des bassins pilotes

Parmi ces ouvrages, on dénombre :

- deux galeries à flanc de coteaux (G3 et G6) et six sources à l'émergence (S1, S2, ES4, S11, S11a et S13), situées dans les sables bruxelliens et gérés par la S.W.D.E. ;
- un piézomètre de reconnaissance (PR1) et deux piézomètres (PZ1 et PZ2), situés dans les calcaires carbonifères du bord Nord du Bassin de Namur et gérés par la S.W.D.E. ;
- un puits foré (Bois de Petit Roeulx) situé dans les sables bruxelliens et exploité par la S.A. MECAR dans le cadre de la fabrication industrielle de produits non alimentaires ;

- deux puits forés (« chemin de la Guenette » et « Ferme bois d'Arpès ») situé dans les calcaires carbonifères du bord Nord du Bassin de Namur et exploité respectivement par M. Obin (élevage) et M. Bertrand (nettoyage de locaux) ;
- trois puits forés (Guenette, Jaunard et Derideau) dont les situations sont inconnues (mais vraisemblablement situés dans les sables bruxelliens) et exploité respectivement par M. Ph. Derideau, M. Jaunard et M. D. Derideau (tous trois pour de l'élevage).

La société S.A. MECAR a exploité son puits à raison d'un volume de 2700 à 3000 m³/an entre 1995 et 2001, 17832 m³/an en 2002, 30000 à 35000 m³/an entre 2003 et 2005, 52000 m³/an en 2006 et 30000 m³/an en 2007.

Le puits de M. Ph. Derideau est exploité à raison de 1200 à 1800 m³/an (données 2001 – 2003).

Les débits historiques des ouvrages de la S.W.D.E. (galerie G3 – fréquence hebdomadaire entre janvier 2001 et septembre 2007) sont repris en Annexe. Les données postérieures à septembre 2007 ne nous ont pas encore été communiquées par la S.W.D.E.

Les débits fournis par la S.W.D.E. sont ceux de la galerie G3 (6,5 m³/heure en avril 2006), les eaux captées par la galerie G6 et les émergences E1 et E2 étant initialement directement évacuées, sans être comptabilisées, vers le ruisseau situé en aval.

Afin de pallier au manque de données de débits, la S.W.D.E. a procédé en avril 2006 à l'installation de débitmètres automatiques sur les émergences E1 et E2 ainsi que sur la galerie G6. Ces données sont également reprises en Annexe pour la période allant d'avril 2006 à décembre 2008.

L'observation de ces mesures de même que de certaines mesures manuelles de ces débits effectuées entre 2005 et 2007 renseignent les valeurs suivantes :

- galerie G6 : de 7 à 11 m³/heure ;
- émergence E1 : de 0,5 à 2,0 m³/heure ;
- émergence E2 : de 3 à 10 m³/heure ;
- galerie G3 : de 6 à 22 m³/heure.

5.2 Le ruisseau

La carte piézométrique (Figure 16) illustre le fait que les prises d'eau de la SWDE n'interceptent pas la totalité des écoulements d'eau souterraine. Pour pouvoir paramétrer le modèle, il est dès lors indispensable d'étendre la zone d'intérêt jusqu'à l'exutoire naturel de la nappe, c'est-à-dire le cours d'eau et d'y réaliser un monitoring du débit.

Dans ce cadre, début 2007, deux stations de mesures automatiques de débits ont été installées par la Région Wallonne (Direction des Cours d'eau non navigables) (Figure 18) :

- sur le ruisseau de la Belle Fontaine, en amont de l'embouchure Nord du tunnel passant sous l'autoroute Charleroi / Bruxelles ;
- sur le ruisseau des Trieux, au Sud de la ferme de la Bruyère.

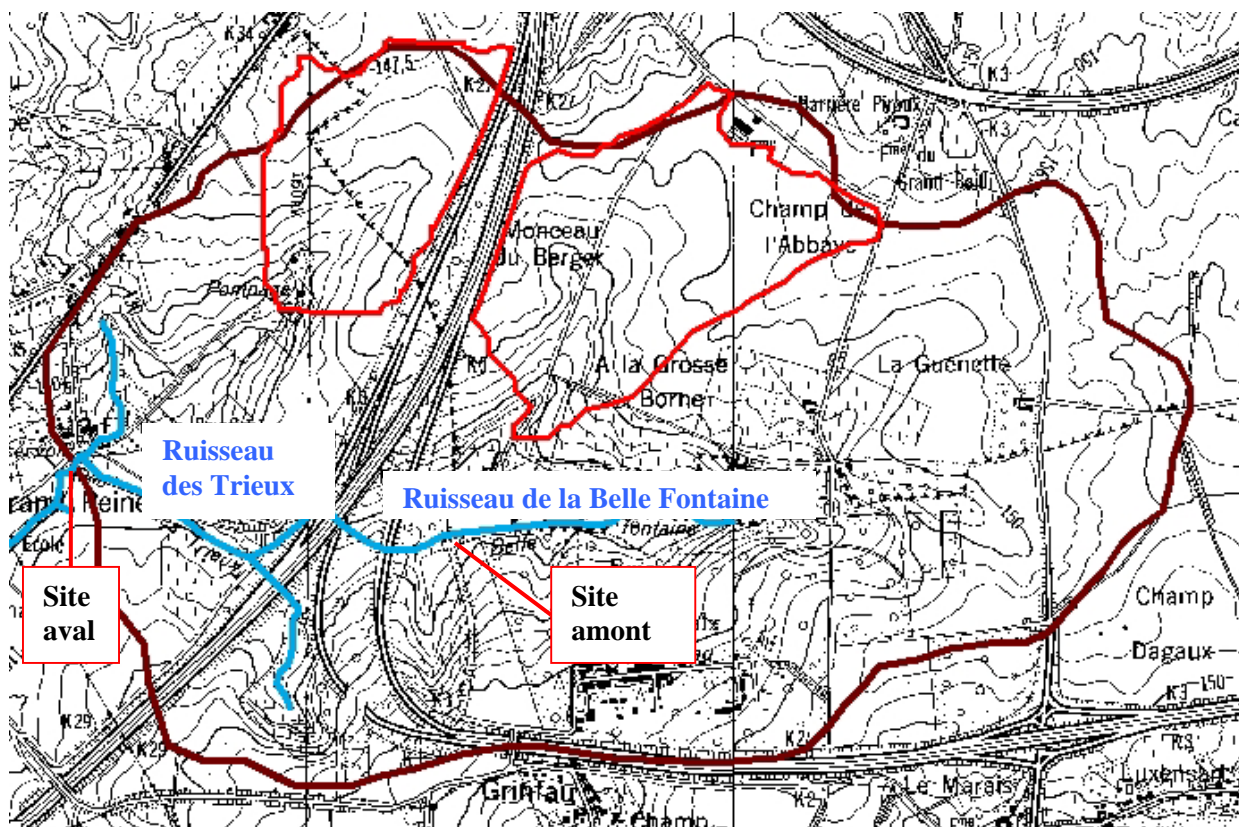


Figure 18. Position des stations limnimétriques

Les débits mesurés sont repris à la Figure 19 pour les 2 stations (à partir de mai 2007 pour le ruisseau de la Belle Fontaine et à partir de février 2008 pour le ruisseau des Trieux).

On observe sur le ruisseau de la Belle Fontaine un débit moyen fluctuant entre 20000 et 65000 m³/mois, avec des débits instantanés pouvant fluctuer globalement entre 20 m³/h (août 2008) et 100 m³/h (mars 2008) et des maxima enregistrés à 170 m³/h (mars 2008).

Au droit du ruisseau des Trieux, le débit moyen évolue de 50000 à 200000 m³/mois, avec des débits instantanés pouvant fluctuer entre 60 m³/h (février, août et septembre 2008) à 140 m³/h (mars 2008) et des maxima enregistrés à 340 m³/h (janvier et mars 2008).

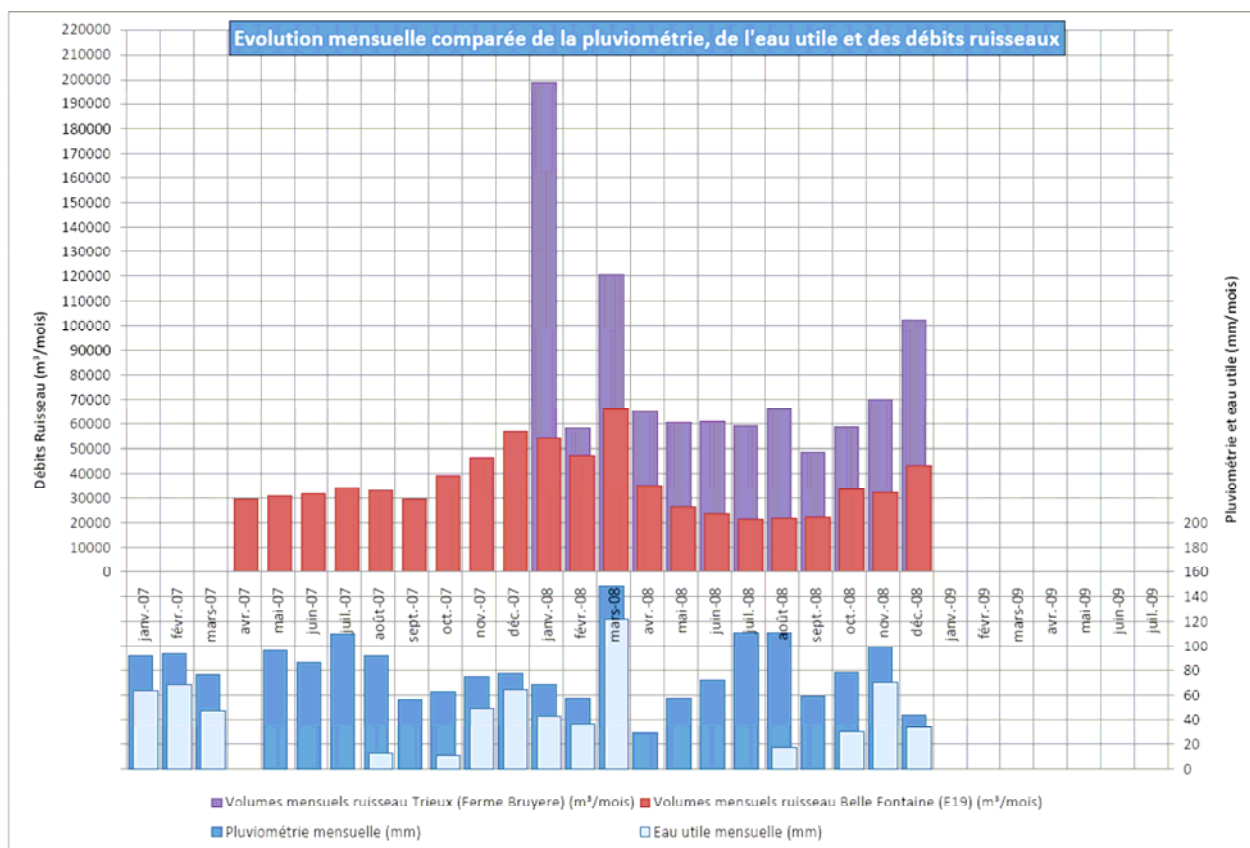


Figure 19. Débits mensuels dans les 2 ruisseaux du bassin versant du ruisseau des Trioux

6 LE NITRATE DANS LES EAUX SOUTERRAINES.

6.1 Aux prises d'eau

Des analyses d'eau sont réalisées régulièrement par la SWDE depuis 1998.

Les résultats indiquent que la situation s'est clairement dégradée en 1998 en ce qui concerne la galerie G6 (bassin pilote Est) et en 2002 en ce qui concerne la galerie G3 (bassin pilote Ouest) (Figure 20).

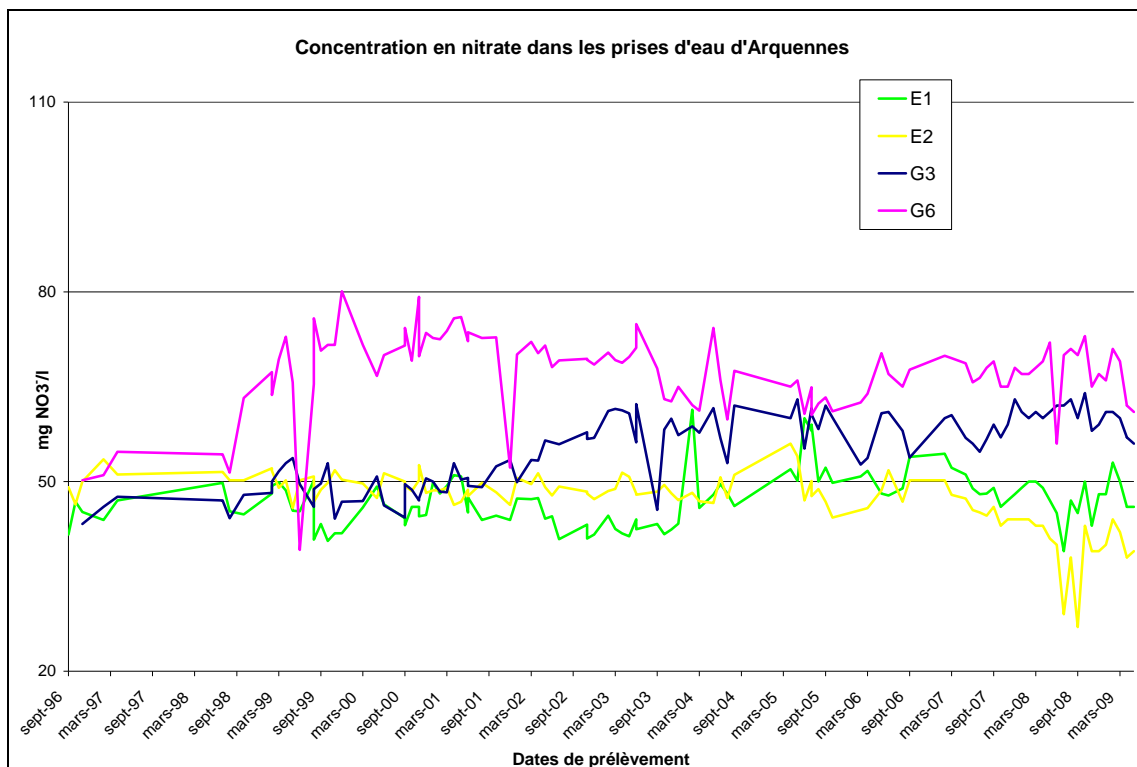


Figure 20. Concentrations en nitrate dans les prises d'eau d'Arquennes (période 1996 – 2009)

La qualité de l'eau à l'émergence E2 (bassin pilote Ouest) est restée relativement stable au cours de la période d'observation.

L'émergence E1 (bassin pilote Ouest) a connu une légère amélioration de sa qualité en 2002-2003. A partir de 2004, la concentration en nitrate est régulièrement passée au-dessus de la norme de potabilité (50 mg NO₃⁻/l).

Depuis juin 2007, on remarque que la concentration en nitrate des émergences E1 et E2 est en-dessous de la norme de potabilité. Par contre, les galeries G3 et G6 restent toujours dans la même gamme de concentration.

Au cours de l'année qui vient de s'écouler (mai 2008 – mai 2009), on observe (Figure 21) :

- une stabilisation, voire une légère augmentation de la concentration en nitrate dans les émergences E1 et E2 ;
- une tendance à la diminution de la teneur en nitrate dans les galeries G3 et G6 ;
- des concentrations supérieures à la norme de potabilité dans les galeries et inférieures à celle-ci dans les émergences, avec toutefois un léger dépassement dans l'émergence E1 au mois de février 2009 ;
- une diminution constante de la concentration en NO₃⁻ dans toutes les prises d'eau depuis le mois de février 2009.

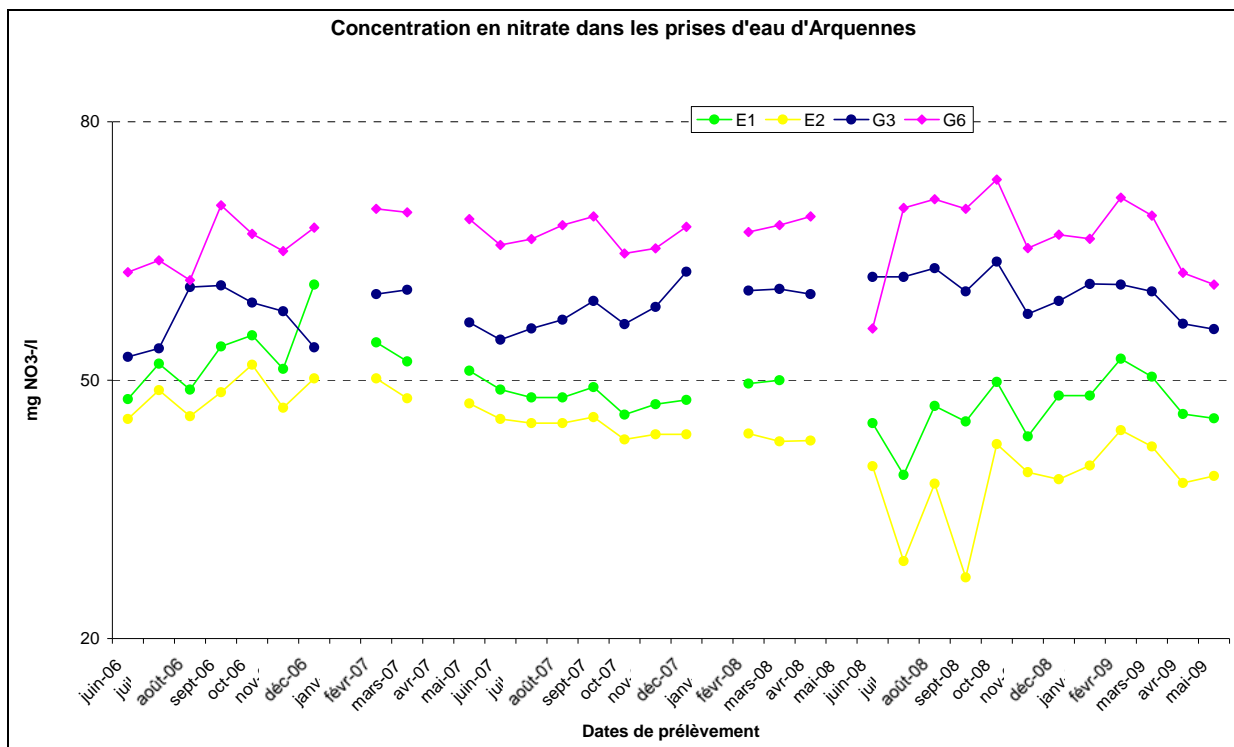


Figure 21. Concentration en nitrate dans les prises d'eau d'Arquennes (période 2006 - 2009)

6.2 Aux piézomètres

Depuis juin 2006, un échantillonnage mensuel dans les piézomètres est réalisé pour évaluer la concentration en nitrate dans la frange superficielle de l'aquifère. La Figure 22 et la Figure 23 présentent les résultats de ces mesures.

Bassin versant ouest : concentration en nitrate dans les captages et piézomètres

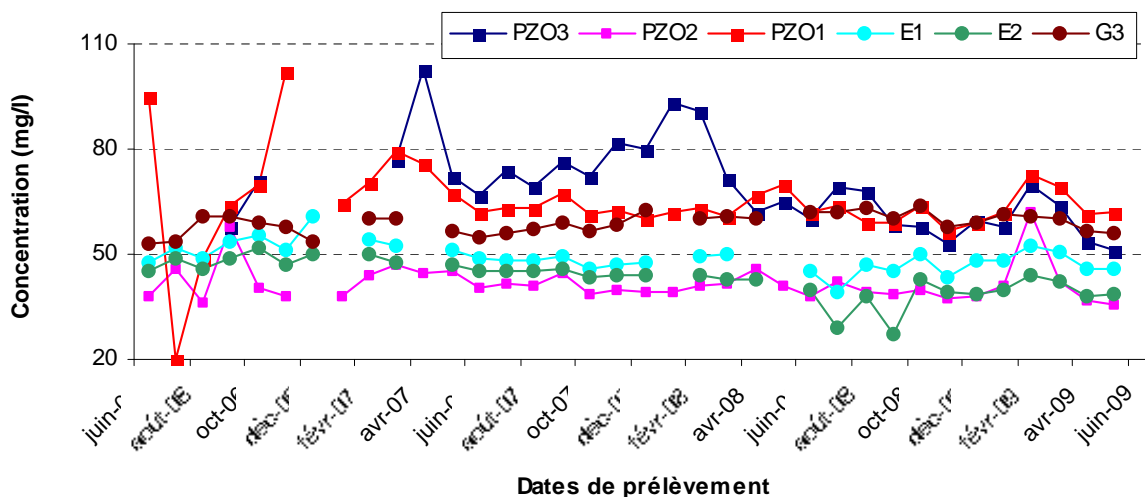


Figure 22. Concentrations en nitrate dans les piézomètres et prises d'eau (bassin pilote Ouest)

Dans le bassin Ouest, le piézomètre PZ O1, situé dans l'axe du talweg (voir Figure 2), montre entre juin 2008 et janvier 2009 des concentrations en nitrate similaires à celles observées dans la galerie G3 (Figure 22). Une augmentation de la concentration est observée en février 2009, avant une diminution

constante les mois suivants. La teneur en nitrate dans ce piézomètre est actuellement supérieure à celle observée dans la galerie G3. Compte tenu du gradient d'écoulement de la nappe au droit du piézomètre (Figure 16), les eaux passant au droit ou à proximité de ce dernier sont susceptibles de se retrouver, *in fine*, dans la galerie G3.

Le piézomètre PZ O2 est situé en amont de la source à l'émergence E2. Les concentrations observées dans ce piézomètre correspondent à celles rencontrées dans les émergences E1 et E2 (situées hydrogéologiquement en aval de ce piézomètre). Les teneurs en nitrate dans ce piézomètre sont stables et inférieures à la norme de potabilité (à l'exception d'un pic important en février 2009, qui est aussi observé dans les autres piézomètres).

Le piézomètre PZ O3 est situé en amont de la galerie G3. Les concentrations observées dans ce piézomètre diminuent depuis janvier 2008, à l'exception d'une légère hausse lors de l'hiver 2008. Elles ont été régulièrement inférieures à celles de la galerie G3 au cours de l'année écoulée, permettant d'espérer une amélioration future de l'eau captée dans celle-ci.

La tendance dans les piézomètres situés sur le bassin Ouest au cours de la période mai 2008 – mai 2009 est donc conforme aux observations dans les prises d'eau sur ce bassin. Après une légère dégradation de la qualité de l'eau au cours de l'hiver 2008 avec un pic de la concentration en NO_3^- au mois de février 2009, une diminution constante de celle-ci s'est amorcée depuis lors dans l'ensemble des piézomètres. Les analyses futures de l'eau captée dans la nappe permettront de préciser si cette diminution s'inscrit dans un cycle saisonnier de variation des concentrations en NO_3^- ou si elle marque le signe des efforts réalisés en surface.

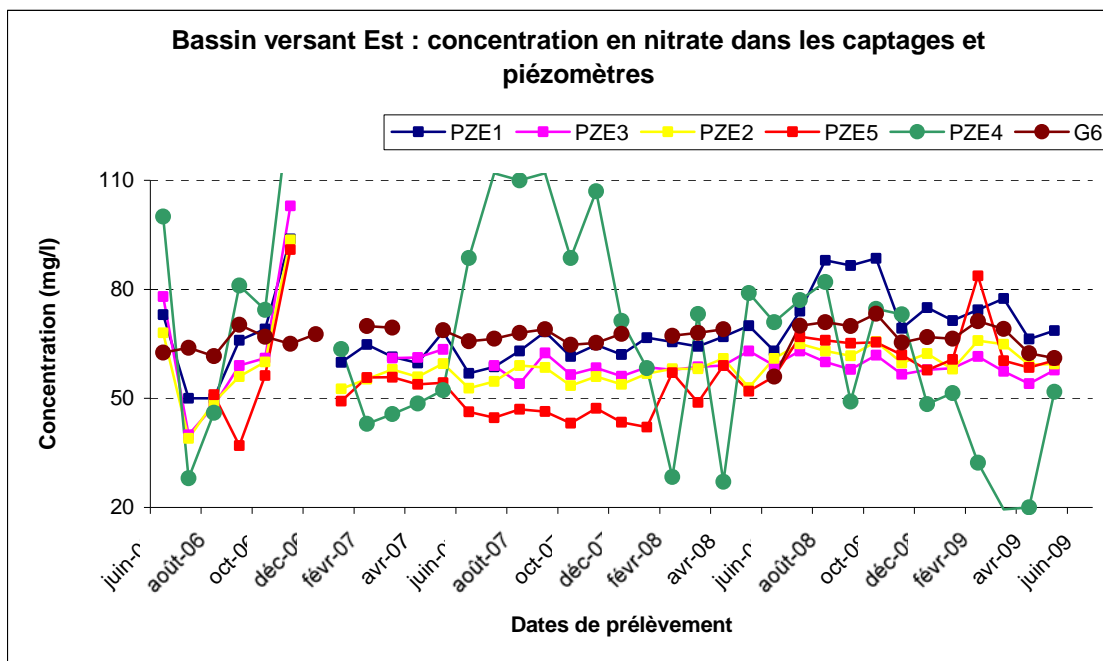


Figure 23. Concentrations en nitrate dans les piézomètres et prise d'eau (bassin pilote Est)

Les concentrations observées dans les piézomètres du bassin pilote Est (Figure 23) sont globalement cohérentes avec celles observées dans les piézomètres du bassin Ouest. Une amélioration de la qualité de l'eau est observée dans les piézomètres depuis février 2009.

Les piézomètres PZ E2 et PZ E3 situés en amont de la galerie G6 présentent des concentrations stables au cours de l'année écoulée et inférieures à celles rencontrées dans celle-ci. Actuellement, les concentrations en NO_3^- dans la G6 et dans ces piézomètres sont presque identiques.

Le piézomètre PZ E1 a connu un pic important de concentration entre août et octobre 2008, dépassant allègrement les 80 mg NO_3^-/l . La qualité de l'eau dans ce piézomètre s'est depuis améliorée, tout en restant dans des gammes de concentration supérieures à celles observées dans la galerie G6.

Le piézomètre PZ E5, après une hausse importante des concentrations en NO_3^- durant la première partie de l'année 2008, s'est stabilisé autour des 60 mg NO_3^-/l . Un pic de concentration est observé en février 2009.

Le piézomètre PZ E4 présente un comportement assez différent. Il faut rappeler qu'il est situé en dehors du bassin hydrographique et ne peut donc être comparé aux observations faites dans la galerie G6. A ce titre, il joue un rôle de témoin (sans encadrement des agriculteurs). La comparaison entre ce témoin et les autres piézomètres, conduisant à évaluer l'effet « encadrement », ne pourra toutefois se faire que sur une période suffisamment longue (plusieurs années) pour prendre en compte l'impact d'une « rotation » culturale complète sur la qualité de l'eau.

La qualité de l'eau s'est améliorée dans la galerie G6 au cours de l'année écoulée (mai 2008 – mai 2009), confirmant ainsi les observations effectuées dans les piézomètres. Actuellement, les concentrations dans les piézomètres situés en amont de la galerie G6 sont légèrement inférieures aux concentrations dans celle-ci. Les analyses futures dans l'eau captée à la galerie permettront éventuellement de confirmer la tendance actuelle, à savoir une amélioration de la qualité de l'eau.

7 LES ESSAIS DE MULTITRAÇAGE

7.1 L'essai de multitraçage en milieu non saturé

7.1.1 Rappel du dispositif

Un premier essai de multitraçage en milieu non saturé a été réalisé le 6 avril 2006. Cet essai a pour objectifs d'une part de pouvoir préciser les paramètres hydrodispersifs locaux et, d'autre part, d'évaluer les temps de transfert en milieu non-saturé (de la surface du sol au toit de la nappe).



Photo 1. Planche d'infiltration

Deux traceurs, du chlorure de lithium et de l'uranine ($C_{20}H_{10}Na_2O_5$) (Figure 24) ont été utilisés pour idéaliser le comportement du nitrate (de nature ionique, tout comme le chlorure de lithium) et d'un produit phytosanitaire (nature moléculaire, tout comme l'uranine).

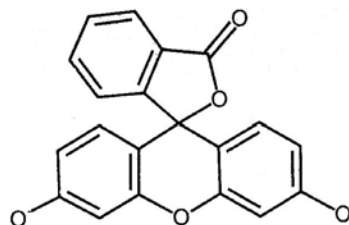


Figure 24. Uranine - formule plane

Ces traceurs ont été épanchés sur une planche d'infiltration de 4 m² constituée de 30 cm de sable. Un dispositif de pompage en continu (débit ~ 2 à 3 l/min) et d'échantillonnage a été mis en place (photo 2) à cette date au droit du piézomètre PZ E3, distant d'une vingtaine de mètres de la planche d'infiltration (Figure 25).

Un dispositif d'échantillonnage a également été mis en œuvre dans la galerie G6 (photo 3) situé 200 mètres en aval de la planche d'infiltration.



Photo 2. Dispositifs de pompage et d'échantillonnage au PZ E3



Photo 3. Dispositif d'échantillonnage dans la galerie G6

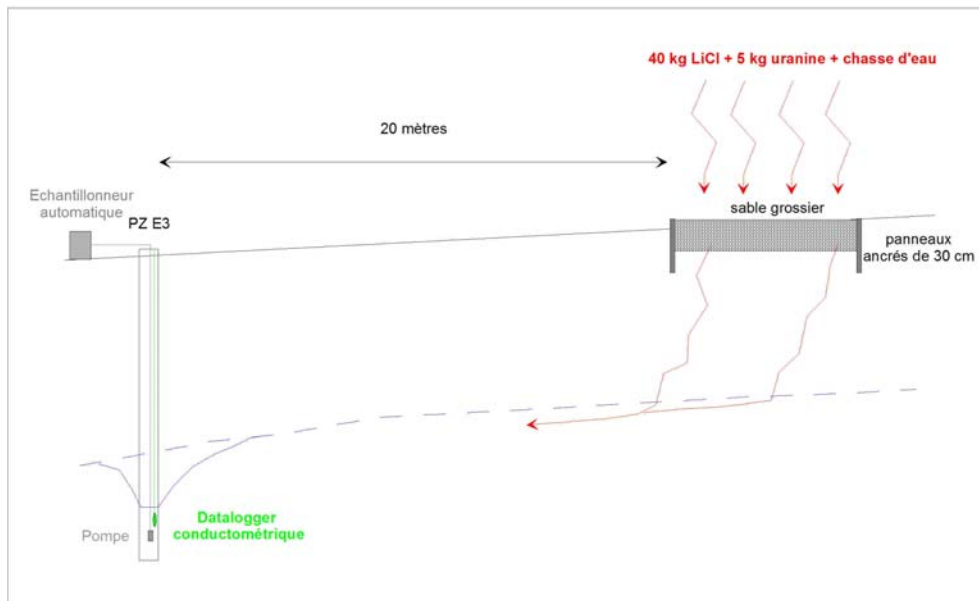


Figure 25. Dispositif pour l'essai de traçage en milieu non-saturé

L'échantillonnage a été effectué à l'aide d'échantillonneurs automatiques ISCO prélevant 24 échantillons différents par série d'échantillonnage selon un pas de temps préalablement défini.

Le programme d'échantillonnage des premières semaines au droit de PZ E3 et dans la galerie G6 est repris au Tableau 19 suivant :

Tableau 19. Programme d'échantillonnage dans PZ E3 et G6

PZ E3		G6	
DATE	1 ^{er} PAS DE TEMPS	DATE	1 ^{er} PAS DE TEMPS
06/04/2006 15h00	1h	06/04/2006 15h00	1h
07/04/2006 17h00	3h	07/04/2006 17h00	3h
10/04/2006 18h00	4h	10/04/2006 18h00	4h
14/04/2006 21h00	7h	14/04/2006 21h00	7h
19/05/2006 22h00	14h	19/05/2006 22h00	14h
Avril 2007	Manuel hebdomadaire	13/04/2007	7h
...

A partir du 14 mars 2007, l'échantillonnage automatique dans PZ E3 a cessé pour débiter un essai de traçage en milieu saturé. Des prélèvements manuels d'échantillons dans PZ E3 se sont néanmoins poursuivis hebdomadairement à partir de fin avril 2007 et jusque septembre 2008 puis à raison d'une moyenne de deux échantillons par mois jusque mai 2009.

L'échantillonnage automatique a été maintenu au droit de la galerie G6 jusqu'au 21/10/2008 puis arrêté à cette date.

7.1.2 Echantillonnage et analyse de sol

Afin d'observer l'évolution de l'adsorption du traceur au droit du milieu non saturé avant son arrivée au droit de PZ E3, 6 tarières de reconnaissance ont été réalisées au droit de la planche d'infiltration en date :

- du 08 juin 2006,

- du 1er septembre 2006,
- du 27 octobre 2006,
- du 16 mars 2007,
- du 1er septembre 2007,
- du 09 septembre 2008,

soit respectivement 2 mois, 5 mois, 7 mois, 11 mois, 17 mois et 29 mois après l'injection des traceurs.

Afin de préciser l'état de migration de l'uranine, des analyses semi-quantitatives ont été menées sur les échantillons de sol prélevés lors des tarières.

Les échantillons prélevés ont été placés dans des sachets hermétiques avant d'être soumis, dans le laboratoire de Géopédologie de la FUSAGx, à une extraction de l'uranine.

Chaque échantillon de cette solution d'extraction, concentrée en uranine, a ensuite été analysé par AQUALE SPRL à l'aide d'un spectrofluorimètre.

A l'aide du mode opératoire d'extraction de l'uranine, il est alors possible de déterminer la masse d'uranine adsorbée en phase solide et de déterminer un profil d'évolution des concentrations de l'uranine adsorbée pour chacune des six tarières.

Les résultats d'analyses de la concentration d'uranine pour les six tarières de reconnaissance sont ainsi présentés à la Figure 26 ainsi que dans le Tableau 20 ci-après.

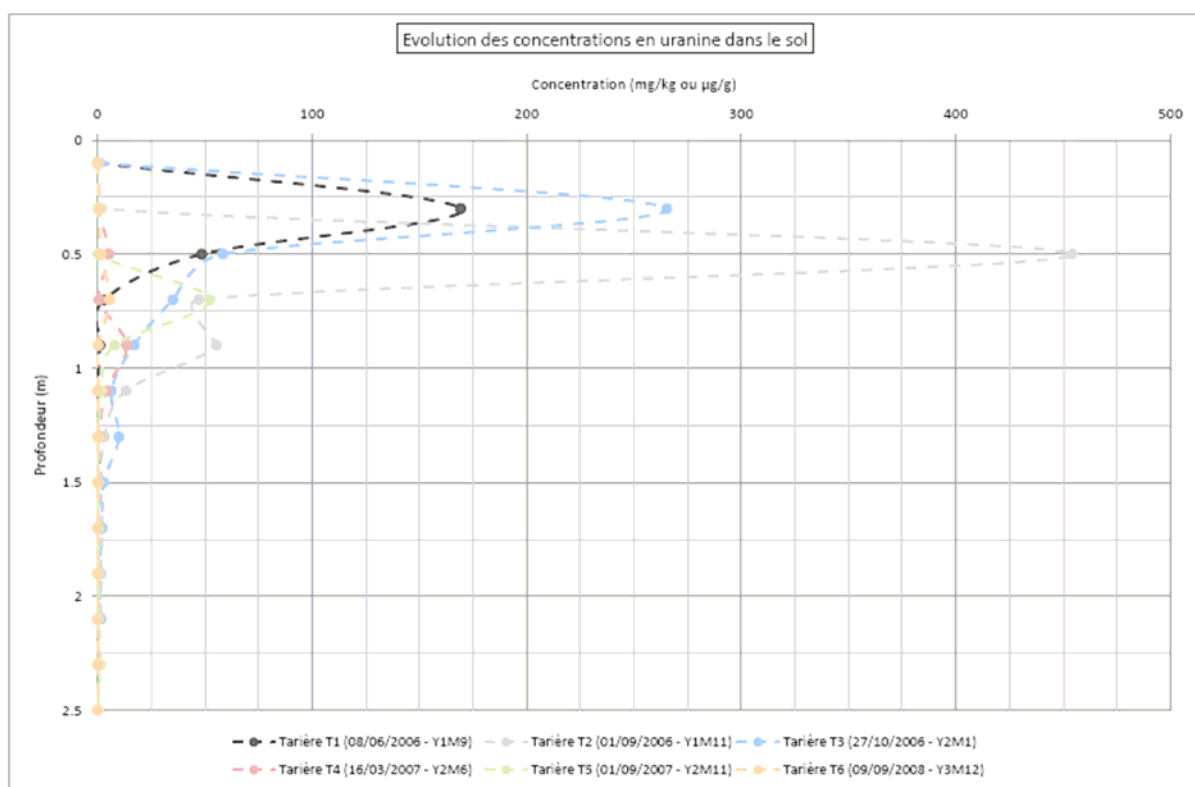


Figure 26. Evolution des concentrations en uranine dans le sol

Tableau 20. Evolution des concentrations en uranine dans le sol

Profondeur (m)	T1 (mg/kg)	T2 (mg/kg)	T3 (mg/kg)	T4 (mg/kg)	T5 (mg/kg)	T6 (mg/kg)
0.0 – 0.2	0.02	0.01	0.95	0.1	0.00	0.00
0.2 – 0.4	169.21	1.75	265.30	0.41	0.30	0.99
0.4 – 0.6	48.54	454.21	58.38	5.23		
0.6 – 0.8	3.18	47.22	35.10	0.76	52.27	5.66

0.8 – 1.0	1.15	55.37	17.00	13.54	8.02	0.17
1.0 – 1.2	0.25	13.22	6.45	3.98	1.83	0.11
1.2 – 1.4	0.89	3.14	9.86	0.83	0.24	0.06
1.4 – 1.6	0.58	1.64	2.80	0.41		
1.6 – 1.8		1.99	2.00	0.41	0.33	0.03
1.8 – 2.0		1.55	0.94	0.22	0.46	0.03
2.0 – 2.2		1.25	1.45	0.21	0.49	0.03
2.2 – 2.4				0.24	1.41	0.03
2.4 – 2.75					0.04	0.07
2.75 – 3.00					0.15	0.12
3.00 – 3.25					0.54	0.08
3.25 – 3.50					0.34	0.08
3.50 – 3.75					0.21	0.08
3.75 – 4.00					0.27	0.25
4.00 – 4.25					0.14	0.16
4.25 – 4.50					0.31	0.16
4.50 – 4.75					0.32	0.11
4.75 – 5.00					0.52	0.08
5.00 – 5.25					0.78	0.00

Le niveau de la nappe reste relativement constant et stabilisé à 6m de profondeur. Les tarières n'ont pu être réalisées à des profondeurs plus importantes.

Le log du forage PZE3 fait apparaître un niveau sablo-limoneux entre 0,3 et 1,0 m de profondeur, en corrélation avec la rémanence d'uranine en fortes concentrations dans cet horizon. Ces pics de concentration ne peuvent donc pas nécessairement être assimilés au noyau du panache d'uranine. Celui-ci a très certainement évolué plus en profondeur.

Les logs de concentrations montrent une progression régulière en profondeur du panache de l'uranine avec un étalement lié aux composantes de dispersion et diffusion verticales du traceur.

Les 3 premières tarières et la quatrième se sont arrêtées respectivement à 2,2m et 2,4m de la surface du sol. La cinquième et la sixième tarière ont permis de déduire des concentrations en uranine représentatives de profondeurs atteignant 5,4m sous la surface. Le log des concentrations montre clairement une présence du traceur jusqu'à 5,4m de profondeur au minimum.

La présence d'uranine en concentration non négligeable à proximité du niveau de la nappe en septembre 2007 (voire éventuellement ultérieurement à cette date) est à corrélérer avec l'augmentation de la concentration en uranine au droit du piézomètre PZE3.

Sur base de l'ensemble de ces résultats, une première estimation de la vitesse de migration du pic de l'uranine en phase solide peut être faite, entre la première tarière (concentration maximale vers 0,30 m de profondeur le 08/06/2006) et la cinquième tarière (concentration maximale vers 0,70 m de profondeur le 01/09/2007), pour laquelle le pic est encore très marqué. Cette vitesse de migration de l'uranine en phase solide est dès lors estimée à 0,09 cm/j (soit environ 25 fois plus petite que la vitesse de migration de l'uranine en phase liquide).

Une simulation de l'évolution de l'uranine dans le sol a par ailleurs été menée à l'aide d'un logiciel de modélisation mathématique en milieu non saturé de type SESOIL afin d'extrapoler les résultats observés dans le temps et dans l'espace (cf. §8.3).

7.1.3 Echantillonnage et analyse d'eau

7.1.3.1 Résultats des analyses

Les analyses ont été réalisées :

- pour l'uranine, à l'aide d'un spectrofluorimètre pour lequel la limite de détection est de 0,002 ppb ;
- pour le chlorure de lithium, par ionométrie, avec une limite de détection de 2,5 ppb.

Le bruit de fond en uranine a été mesuré dans les échantillons prélevés avant traçage et est de 0,02 ppb, ce qui est très faible.

Le bruit de fond en chlorure de lithium a été mesuré dans les échantillons prélevés avant traçage et est compris entre 3,5 et 4,5 ppb.

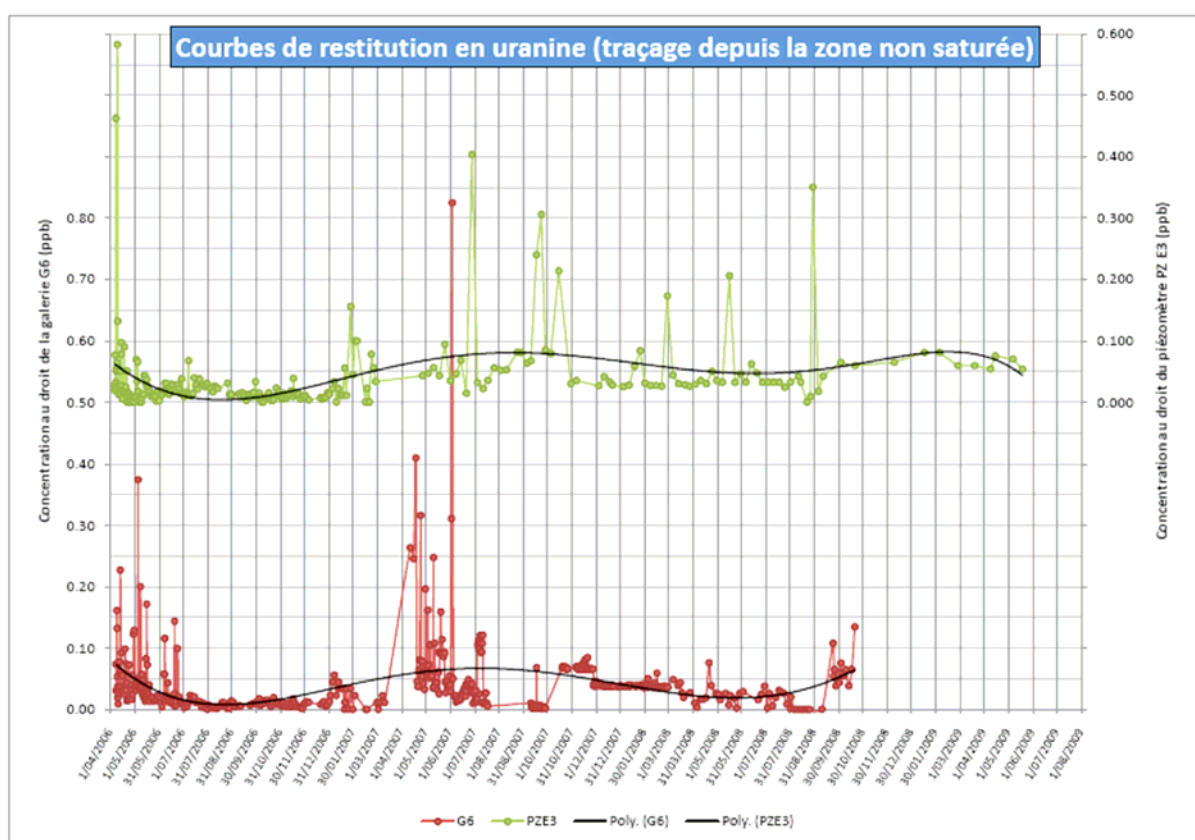
7.1.3.2 Courbes de concentration en uranine

La Figure 27 présente les courbes de concentration en uranine au droit du piézomètre PZ E3 et de la galerie G6.

A partir de janvier 2007, soit environ 9 mois après l'injection des traceurs, on observe une hausse des concentrations en uranine mesurées au droit de PZ E3 (bien que demeurant faibles en absolu) et un démarquage par rapport au bruit de fond se manifeste :

- entre février et décembre 2007 (soit environ entre 10 et 20 mois après l'injection),
- à partir de septembre 2008 ensuite (soit environ 29 mois après l'injection).

Les concentrations maximales sont observées entre juin 2007 et août 2008 (soit entre 14 et 28 mois après l'injection), avec des pics pouvant atteindre 0,4 ppb.



Compte tenu de la faible distance à parcourir pour le traceur en milieu saturé, entre la surface de la nappe au droit de la planche d'essai d'une part et le PZ E3 d'autre part, la vitesse de première arrivée peut être assimilée à la vitesse nécessaire pour parcourir en 9 mois les 6.10 m qui séparent le point d'injection de la surface de la nappe, soit une vitesse de première arrivée de l'uranine en phase liquide estimée à 2.2 cm/jour.

En parallèle et à partir de mars 2007, soit environ 11 mois après l'injection des traceurs, on observe également une hausse des concentrations en uranine mesurées au droit de la galerie G6 (bien que demeurant faibles en absolu) et un démarquage par rapport au bruit de fond se manifeste :

- entre mars 2007 et mars 2008 (soit environ entre 11 et 23 mois après l'injection),
- à partir de septembre 2009 (soit environ 29 mois après l'injection).

Ces résultats demeurent en accord avec les conclusions déduites de la comparaison des historiques de débits de pompages, de la pluviométrie, de l'eau utile et de la piézométrie, à savoir que les temps de réponse entre les principales périodes d'infiltration d'eau de pluie dans la nappe (et non du traceur, pour lequel il faut supposer un coefficient de retard) et leur influence sur les débits captés demeurent de l'ordre de 8 à 13 mois pour des années de pluviométrie moyenne.

Les deux courbes de restitution sont synchrones de manière générale. Le début de la restitution en uranine au droit du piézomètre PZ E3 est quasi synchrone avec le début de la restitution au droit de la galerie G6 puis un premier retour à des valeurs proches du bruit de fond est également observé simultanément avant d'observer à nouveau de manière quasi synchrone une remontée des concentrations près de 2 ans et demi après l'injection.

Ceci peut s'expliquer en admettant, hypothèse très vraisemblable, que l'injection et la migration du traceur en zone non saturée, et par conséquent son arrivée au droit de la zone saturée, ne sont pas des événements ponctuels mais s'effectuent de manière discontinue et prolongée, selon des impulsions dictées par la fréquence et l'intensité de l'impluvium.

Le piézomètre PZ E3 n'étant pas soumis à un pompage continu permettant de générer un cône d'appel du traceur, l'arrivée de traceur au droit du piézomètre est variable et fonction notamment de la dispersivité transversale au sein du milieu. L'axe des flux d'eau de la nappe lessivant les terrains situés juste au droit de la planche d'épandage étant vraisemblablement excentré par rapport au piézomètre PZ E3, ce dernier ne recouperait qu'une partie du panache généré par le traceur.

7.1.3.3 Courbes de concentration en lithium

Les analyses en lithium ont été complétées et couvrent la période du 06 avril 2006 au 31 janvier 2008.

Néanmoins, comme déjà pressenti dans le rapport précédent, et compte tenu du caractère très diffus de la restitution en uranine (faibles concentrations liées à l'arrivée au « compte-gouttes » à la surface de la nappe), de l'extrapolation probable de ce caractère diffus au lithium et des valeurs de détection du lithium, ces analyses n'ont pas donné lieu à une restitution visible du lithium, tant au droit du piézomètre PZ E3 qu'au droit de la galerie G6.

7.2 Conclusions

Des essais multitraçages ont été réalisés en milieu non saturé puis en milieu saturé, respectivement à partir d'avril 2006 et mars 2007.

Les essais ont permis de préciser le comportement des traceurs au droit de ces deux milieux distincts et notamment les vitesses et temps de migration à travers ceux-ci.

Si les vitesses de migration horizontales à travers le milieu saturé sont très rapides (première restitution à la galerie G6 moins de 4 jours après l'injection au droit de PZ E3, soit une vitesse pouvant atteindre 2 mètres à l'heure), les vitesses de migration verticales à travers le milieu non saturé demeurent très faibles (vitesse de migration dans la phase solide en milieu non saturé environ 25 fois inférieure à la vitesse de migration dans la phase liquide en milieu non saturé, elle-même environ 2200 fois inférieure à la vitesse de migrations dans la phase liquide en milieu saturé).

Les observations faites à partir :

- des courbes de restitution des traceurs injectées au droit de la planche d'épandage et restitués dans le piézomètre PZ E3 et dans la galerie G6
- des résultats visuels et analytiques des échantillons prélevés lors des tarières
- des corrélations entre l'eau utile et les niveaux de la surface de la nappe
- des corrélations entre l'eau utile et les débits aux galeries et sources à l'émergence

permettent d'estimer les temps de migration minimum (c'est-à-dire pour une substance dont les propriétés sont proches de celles de l'eau) entre la surface topographique et la surface de la nappe dans une fourchette comprise entre 8 et 16 mois pour la période observée (période de faible à moyenne pluviométrie, de l'ordre de 850 mm).

Néanmoins, dès lors qu'il est nécessaire de tenir compte d'un phénomène d'adsorption en phase solide dans le milieu non saturé, les temps de migration nécessaires à un lessivage complet du traceur en milieu non saturé peuvent être bien plus longs (cf. restitution de traceur toujours présente dans la nappe plus de 3 ans après l'injection).

8 MODÉLISATION DES ÉCOULEMENTS ET DU TRANSPORT

8.1 Les logiciels de modélisation

Les bassins versants sont découpés verticalement en deux zones : une zone non saturée et une zone saturée. Dans la zone non saturée, le mouvement de l'eau dans le sol est principalement gravitaire (vertical par percolation). Au sein de la zone saturée, domine la composante horizontale vers l'exutoire (captages et cours d'eau). L'eau peut également s'écouler par ruissellement soit de surface soit hypodermique suivant le profil topographique avant d'atteindre la zone non saturée ou le cours d'eau ou encore avant d'être évaporée.

Outre ces différences en terme de flux, la zone non saturée et plus spécifiquement la couche superficielle (ou labourée) est le siège de nombreux processus de transformation de l'azote (minéralisation, organisation, dénitrification...); processus qui fixent ou libèrent du nitrate. La cinétique de ceux-ci est influencée par la teneur en humus et les conditions de sol (température, humidité).

Pratiquement, les écoulements (eau) et transferts (nitrate) dans la zone non saturée sont modélisés à l'aide du logiciel SWAT (Marcoen *et al*, 2007) par l'équipe GRENeRA (FUSAGx – Laboratoire de Géopédologie). Ce logiciel offre également la possibilité de simuler les processus de transformation de l'azote évoqués ci-dessus.

Les écoulements et transferts dans la zone saturée jusqu'à l'exutoire sont modélisés à l'aide des logiciels Whi Unsat Suite et AQUA 3D par les hydrogéologues du bureau d'études Aquale sprl, partenaire du projet.

Cette association entre les deux modèles permet :

- de valider la percolation sous la zone racinaire (pour GRENeRA) et
- d'évaluer la quantité de nitrate qui quitte cette zone (GRENeRA) en vue de modéliser son transfert en zone saturée vers les prises d'eau (Aquale sprl).

8.2 La modélisation en zone non –saturée (logiciel SWAT)

Le logiciel SWAT comporte une série de modules dont 4 sont utilisés dans le contexte d'Arquennes : les modules Sol, Climat, Données chimiques et Gestion du sol. Ces modules ainsi que les sources des données utilisées ont été explicités dans un rapport précédent (Marcoen *et al*, 2007).

La première étape consiste à calibrer le modèle pour simuler les aspects quantitatifs (percolation). La deuxième étape consiste à calibrer le modèle pour simuler les aspects qualitatifs (nitrate). Les « outputs » de ces simulations serviront alors de données aux logiciels Whi Unsat et AQUA3D pour, entre autres, évaluer les temps de transfert jusqu'aux prises d'eau.

Le calibrage du modèle se fait sur les années 2000 à 2004 sur le bassin pilote EST. Pour chacune de ces années, le logiciel a calculé quotidiennement les évapotranspirations potentielle et réelle, la percolation, le ruissellement et la variation de stock d'eau dans la zone racinaire (Tableau 21). Il simule également la lixiviation du nitrate ainsi que la croissance des végétaux.

Tableau 21. Définition des termes du bilan hydrique dans SWAT

Précipitations	Hauteur d'eau précipitée sur la période considérée
Evapotranspiration potentielle	Hauteur d'eau perdue par une végétation de référence en phase active de croissance recouvrant totalement un sol assurant une alimentation hydrique optimale
Evapotranspiration réelle	Hauteur d'eau perdue par transpiration des plantes et par évaporation directe de l'eau du sol et des surfaces d'eau libres sur la période considérée
Ruissellement de surface	Hauteur d'eau s'écoulant à la surface du sol jusqu'au cours d'eau le plus proche sur la période considérée
Percolation	Hauteur d'eau qui s'écoule sous la zone racinaire sur la période considérée
Ecoulements latéraux de subsurface ou ruissellement hypodermique	Hauteur d'eau s'écoulant latéralement dans le profil de sol jusqu'au cours d'eau sur la période considérée

La validation du calibrage du modèle est effectuée en comparant les résultats des simulations aux observations réalisées sur le terrain et en adaptant les paramètres du modèles en conséquence (Figure 28). La validation s'effectue en deux temps :

- tout d'abord une validation "spatiale" : le modèle calibré sur le bassin Est est utilisé sur le bassin Ouest pour les années 2000 à 2004 ; les résultats de ces simulations étant comparés aux valeurs observées sur le bassin Est ;
- ensuite une validation "temporelle" : le modèle calibré sur les années 2000 à 2004 est utilisé pour les années 2005 et 2006 sur les deux bassins; les résultats de ces simulations étant comparés aux valeurs observées sur le terrain.

Une fois que les résultats des simulations se rapprochent des valeurs observées sur le terrain avec un degré de précision suffisant, le modèle est considéré comme validé et des tests de scénarios pour les années futures peuvent être envisagés.

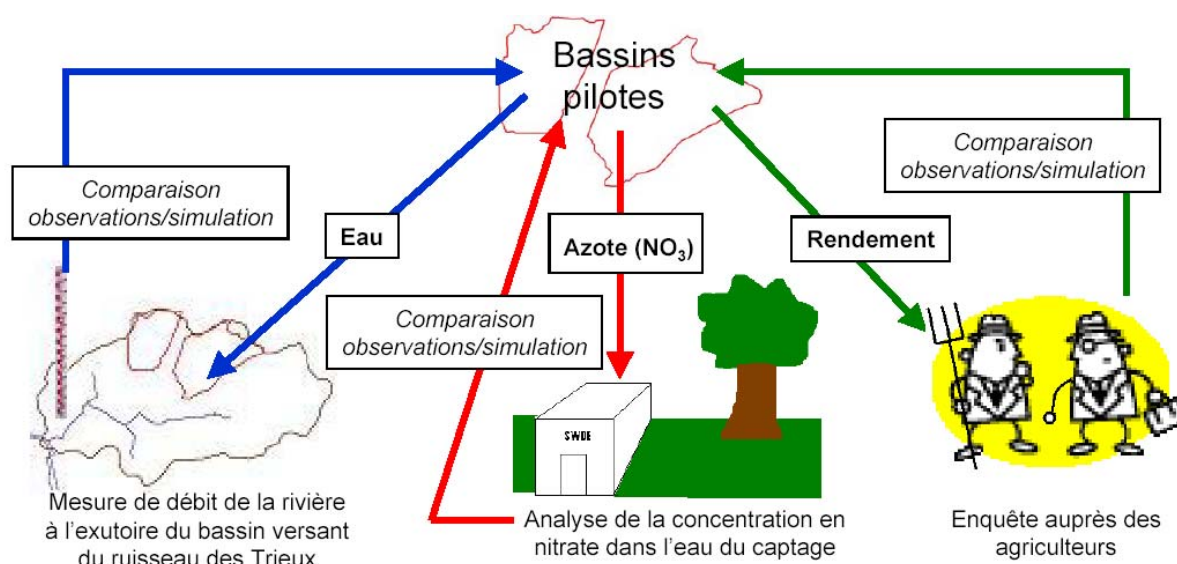


Figure 28. Méthodologie de validation du modèle SWAT

Le but de la modélisation est

- de contribuer à l'évaluation du temps de réponse des bassins versants aux pratiques agricoles et
- de quantifier l'impact de telle ou telle (modification de) pratique.

8.2.1 Calibrage du modèle

Le calibrage du modèle SWAT s'est effectué sur le bassin pilote Est pour les années 2000 à 2004. Les modules de SWAT qui ont fait l'objet du calibrage sont :

- le module "croissance des végétaux" ;
- le module "bilan hydrique" ;
- le module "cycle de l'azote".

Une description complète de ces modules a été faite dans un précédent rapport (Vandenberghe *et al*, 2008). Les résultats du calibrage du modèle sur le bassin Est entre 2000 et 2004 ont été décrits dans ce rapport.

8.2.2 Validation du modèle sur le bassin Ouest

Le modèle calibré sur le bassin Est (Vandenberghe *et al*, 2008), est utilisé sur le bassin Ouest. Ce paragraphe présente les résultats obtenus sur ce bassin pour les années 2000 à 2004.

8.2.2.1 Bilan hydrique

Les valeurs calculées par SWAT pour le bilan hydrique sur le bassin Ouest sont reprises dans le Tableau 22. Ces valeurs ont été comparées à des valeurs « standard » utilisées en Wallonie et adaptées aux conditions météorologiques d'Arquennes (Tableau 23).

Le calcul de ces valeurs « standard » se base sur la formule de Thornthwaite (1948) pour estimer l'eau utile (Pluviométrie – Evapotranspiration potentielle). La formule de Thornthwaite est une formule empirique qui permet d'estimer l'évapotranspiration potentielle mensuelle en fonction de la température moyenne mensuelle uniquement, sans tenir compte de l'occupation du sol. L'eau utile est calculée en soustrayant l'évapotranspiration des précipitations. Cette eau utile est alors divisée en deux fractions : un tiers d'infiltration et deux tiers de ruissellement, ce qui correspond en moyenne aux valeurs observées en région wallonne (source : <http://environnement.wallonie.be/de/eso/atlas/>).

Insistons sur le fait que cette comparaison des résultats obtenus à l'aide de deux méthodes conceptuellement différentes ne constitue pas une validation intrinsèque des résultats du modèle.

Tableau 22. Résultats de la simulation SWAT en termes de bilan hydrique sur le bassin Ouest

Méthode	Région	Années	Précip. (mm)	ET (mm)	Ruiss. surface (mm)	Perco (mm)
SWAT	Bassin Ouest d'Arquennes	2000	984	481	211,7	244,3
		2001	1120	440,4	407,4	261,7
		2002	1173	481,1	445,6	236,5
		2003	735	397,5	249,3	95,9
		2004	789	495,5	250,6	74,1
		Moyenne 2000-20004	960,2	459,1	312,9	182,5

Tableau 23. Valeurs standard du bilan hydrique en RW adaptées aux bassins pilotes d'Arquennes

Méthode	Région	Années	Précip. (mm)	ET (mm)	Ruiss. surface (mm)	Perco (mm)
Standard	RW adapté aux bassins pilotes d'Arquennes	2000	1083,6	595,7	325,3	162,6
		2001	1129,7	579,3	367	183,5
		2002	1223,5	596,2	418,2	209,1
		2003	730,2	548,2	121,4	60,7
		2004	827,6	575,9	167,8	83,9
		Moyenne 2000-20004	998,9	579,1	279,9	140

Les valeurs de précipitation utilisées dans SWAT pour ce bassin Ouest sont identiques à celles utilisées sur le bassin Est et proviennent de la station IRM d'Arquennes, alors que celles utilisées dans la méthode « standard » proviennent de la station d'Ecaussines (~ 10 km d'Arquennes) ; ceci explique, comme sur le bassin Est, les différences observées pour les précipitations.

SWAT permet le calcul de l'évapotranspiration potentielle selon trois formules : Penman-Monteith, Priestley-Taylor ou Hargreaves. La formule utilisée dans nos simulations est la formule de Penman-Monteith tandis que celle utilisée dans la méthode standard est la formule de Thornthwaite. L'évapotranspiration calculée par SWAT sur le bassin Ouest représente 48% de la pluviométrie totale, contre 58% pour le calcul par la méthode standard. On peut donc dire que, comme sur le bassin Est, l'évapotranspiration calculée par SWAT est inférieure à celle calculée par l'équation de Thornthwaite. Cet écart s'explique en partie par les différences conceptuelles entre les deux approches : alors que l'occupation du sol et l'intensité du rayonnement solaire sont pris en compte dans la formule Penman-Monteith, seule les températures mensuelles sont considérées dans la formule de Thornthwaite.

En ce qui concerne le ruissellement de surface, les valeurs obtenues sur le bassin Ouest par SWAT et par le calcul standard représentent respectivement 33% et 28% des précipitations totales. En valeur absolue, le ruissellement de surface annuel calculé par SWAT sur le bassin Ouest est supérieur en moyenne de 16 mm par rapport au bassin Est. Le modèle SWAT permet donc d'obtenir des valeurs de ruissellement de surface légèrement supérieures aux standards utilisés en région wallonne et adaptés aux conditions météorologiques d'Arquennes, et ceci sur les deux bassins considérés.

Enfin, en ce qui concerne la percolation calculée sur le bassin Ouest, celle-ci représente 19% dans la modélisation SWAT et 14% dans la méthode standard. Ces pourcentages sont similaires à ceux observés sur le bassin Est.

A titre de validation, le débit moyen observé durant l'année 2007 (pluviométrie de 920 mm à comparer à la pluviométrie moyenne de 960 mm sur les 5 années de la simulation) sur le ruisseau des Trieux à l'exutoire du bassin versant considéré a servi de base pour le calcul de la percolation. Le débit moyen sur le ruisseau des Trieux s'élève pour 2007 à 110 m³/h, auquel il faut ajouter le débit de la galerie G3 (14 m³/h) dont les eaux ne sont pas rejetées dans le réseau hydrographique du bassin versant des Trieux.

En tenant compte de la superficie totale du bassin versant du ruisseau des Trieux (389 ha), on peut dès lors estimer la percolation sur ce bassin versant durant cette année à 181 mm.

La faible différence entre la percolation calculée par SWAT et la percolation estimée sur le bassin versant du ruisseau des Trieux à partir des débits (182,5 mm – 181 mm = 1,5mm) valide la valeur calculée par SWAT et est liée :

- à la variation de stock de la nappe,
- à l'erreur liée à l'interpolation bassin versant du ruisseau des Trieux → bassin pilote Est et
- à l'imprécision du modèle.

La comparaison de la percolation calculée par SWAT sous la zone racinaire (Figure 29) avec le débit mesuré à la galerie G3 (Figure 30) montre une allure similaire entre les deux courbes, avec un décalage d'un an correspondant au décalage remplissage/vidange de l'aquifère. Ces conclusions concordent avec celles tirées des observations piézométriques (cf. §4.1).

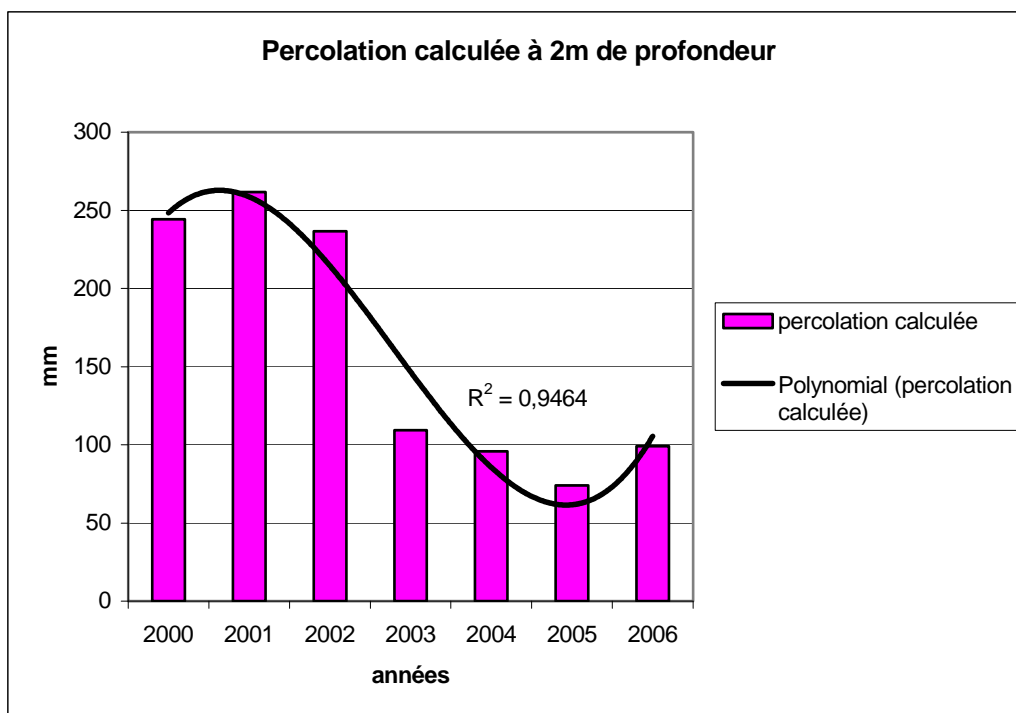


Figure 29. Percolation calculée par SWAT à 2m de profondeur

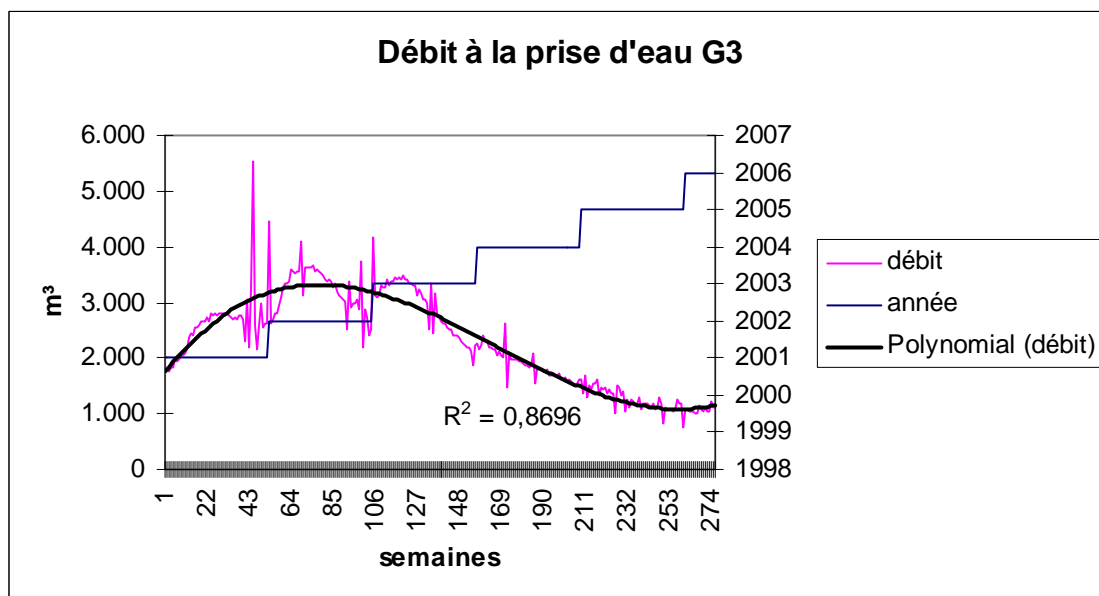


Figure 30. Débit à la prise d'eau G3 entre 2001 et 2005

8.2.2.2 Rendements

Les rendements calculés par le modèle SWAT sur le bassin Ouest sont repris dans les figures suivantes (Figure 31 à Figure 34) pour les cultures principales rencontrées. Les rendements sont exprimés en kg de matière sèche par hectare. Ces rendements ainsi calculés sont comparés aux valeurs de rendements observées sur le terrain par les agriculteurs et renseignées à Nitrawal.

On remarque que les rendements simulés la première année pour le froment sont quasi nuls (Figure 31), comme sur le bassin Est. Ceci provient du fait que la simulation débute au 1er janvier et ne tient donc pas compte des conditions antérieures à cette date. La croissance du froment d'hiver débute donc au 1er janvier de la première année, ce qui fausse complètement les rendements calculés pour cette culture au final de cette première année de simulation.

Pour les autres années, si la croissance du froment semble correctement simulée pour les années 2002 et 2004, on observe un décrochage pour les années 2001 et 2003. En effet, le rendement obtenu à l'aide de SWAT pour l'année 2001 est près de 60% plus élevé que la réalité tandis que les rendements élevés observés pour l'année 2003 ne se marquent pas dans la modélisation.

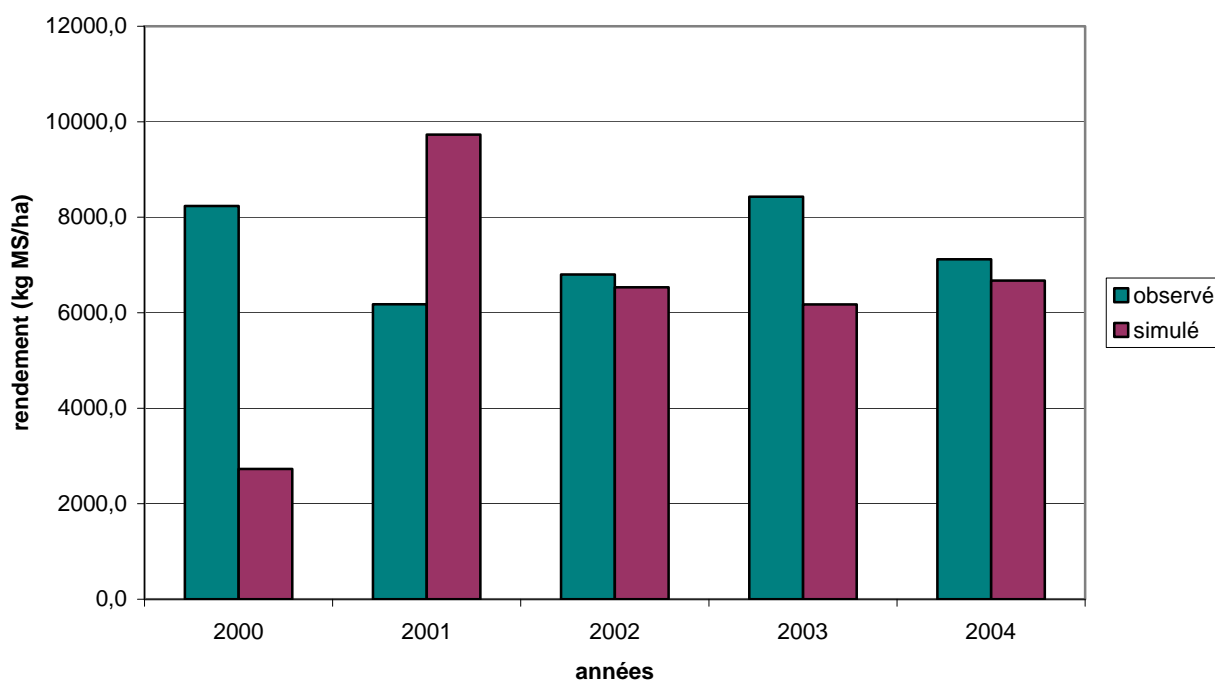


Figure 31. Rendements en froment observés et simulés par SWAT sur le bassin pilote Ouest

En ce qui concerne la culture de maïs (Figure 32), les rendements simulés dans SWAT s'approchent des valeurs observées sur le terrain pour les années 2000 et 2004. En revanche, les rendements simulés sont trop élevés de 15% en 2001 et trop faibles de 24% en 2002.

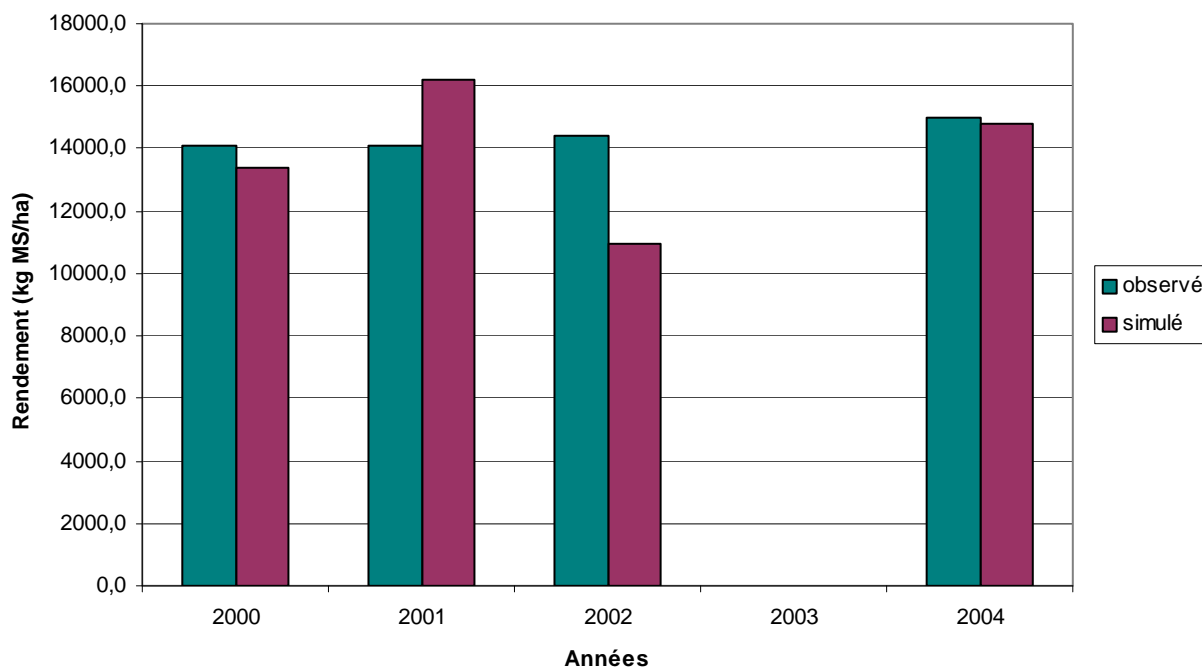


Figure 32. Rendements en maïs observés et simulés par SWAT sur le bassin pilote Ouest

Les rendements en betterave correspondent aux rendements observés sur le terrain pour les années 2000 et 2002. En revanche, la baisse de rendement observée sur le terrain en 2003 ne se marque pas dans la simulation tandis que le rendement simulé en 2004 est 20% inférieur à celui observé. Des investigations complémentaires dans SWAT seront menées prochainement pour réduire ces différences.

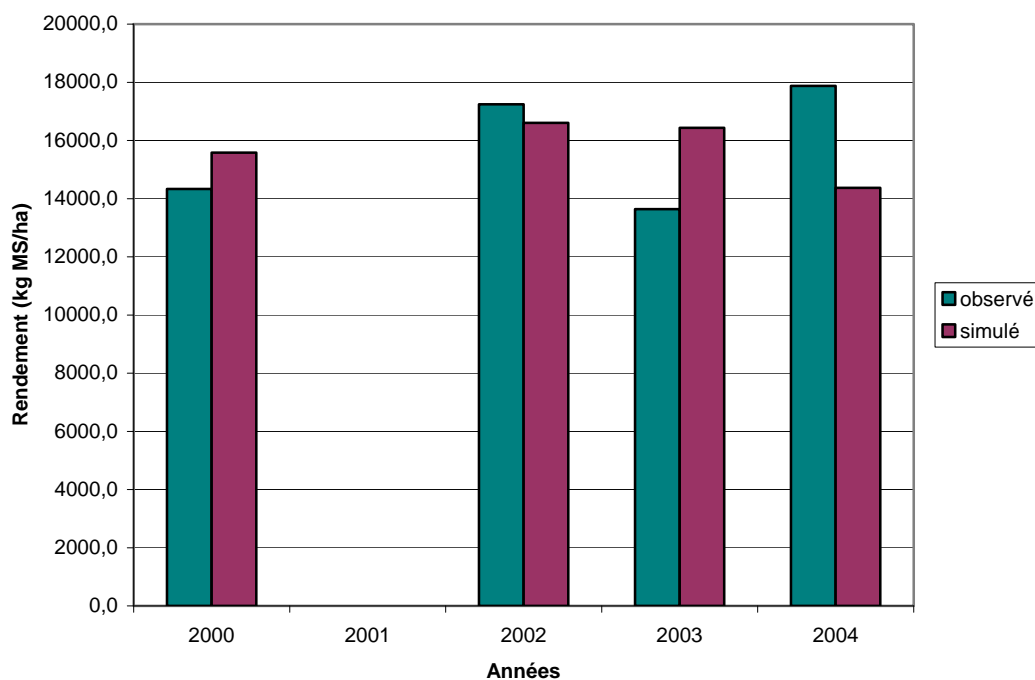


Figure 33. Rendements en betteraves observés et simulés par SWAT sur le bassin pilote Ouest

Enfin, les rendements en chicorée simulés par SWAT (Figure 34) sont supérieurs à la réalité pour les trois années où cette culture a été répertoriée sur le bassin Ouest. Cette surestimation des rendements en chicorée par la modélisation SWAT avait déjà pu être mise en évidence au cours des simulations sur la partie Est du bassin.

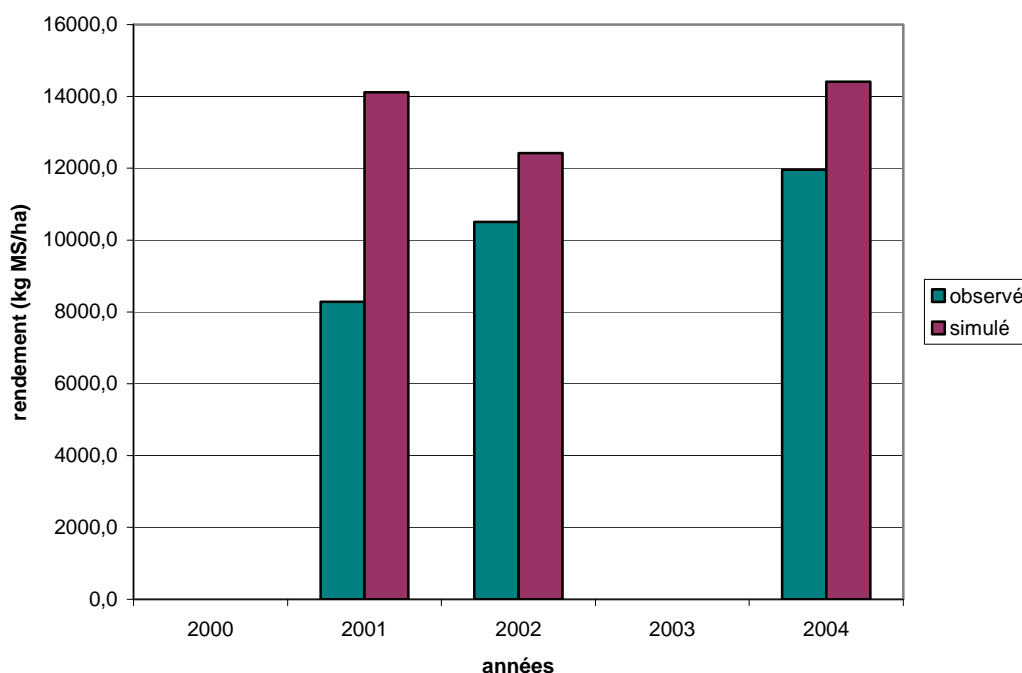


Figure 34. Rendements en chicorées observés et simulés par SWAT sur le bassin pilote Ouest

Au final, si les rendements simulés par SWAT répondent bien pour certaines années et cultures, le modèle surestime ou sous-estime encore les rendements pour d'autres années ou cultures. La variabilité interannuelle des rendements simulés sur le bassin pilote Ouest suggère donc que le calibrage du modèle pourrait encore être affiné pour certains paramètres cultureux. En effet, ces paramètres ont été calés par défaut pour les conditions américaines et peuvent encore être adaptés pour les conditions rencontrées dans nos régions. Ceci permettrait une meilleure adéquation entre rendements simulés et observés pour l'ensemble des années de la simulation.

8.2.2.3 Bilan d'azote

Les valeurs calculées par SWAT pour le bassin Ouest sont reprises dans le Tableau 24. Pour comparaison, les teneurs moyennes en nitrate observées dans les eaux captées à la galerie G3 sur cette période sont également reprises dans ce tableau.

Tableau 24. Quantités d'azote nitrique percolées (kg N-NO₃/ha) et concentrations en nitrate dans les eaux de percolation (mg NO₃⁻/l) calculées par SWAT et dans la galerie G3 sur le bassin Ouest

Année	Quantité d'azote percolé SWAT (kg N-NO ₃ ⁻ /ha)	Concentration en nitrate SWAT (mg NO ₃ ⁻ /l)	Concentration en nitrate G3 (mg NO ₃ ⁻ /l)
2000	26,6	48,2	49
2001	55,5	93,9	51,2
2002	36	67,5	54,9
2003	11,1	45	59
2004	9,3	42,8	56,2
moyenne	27,7	59,5	54,1

Ces valeurs sont reprises sous forme graphique à la Figure 35.

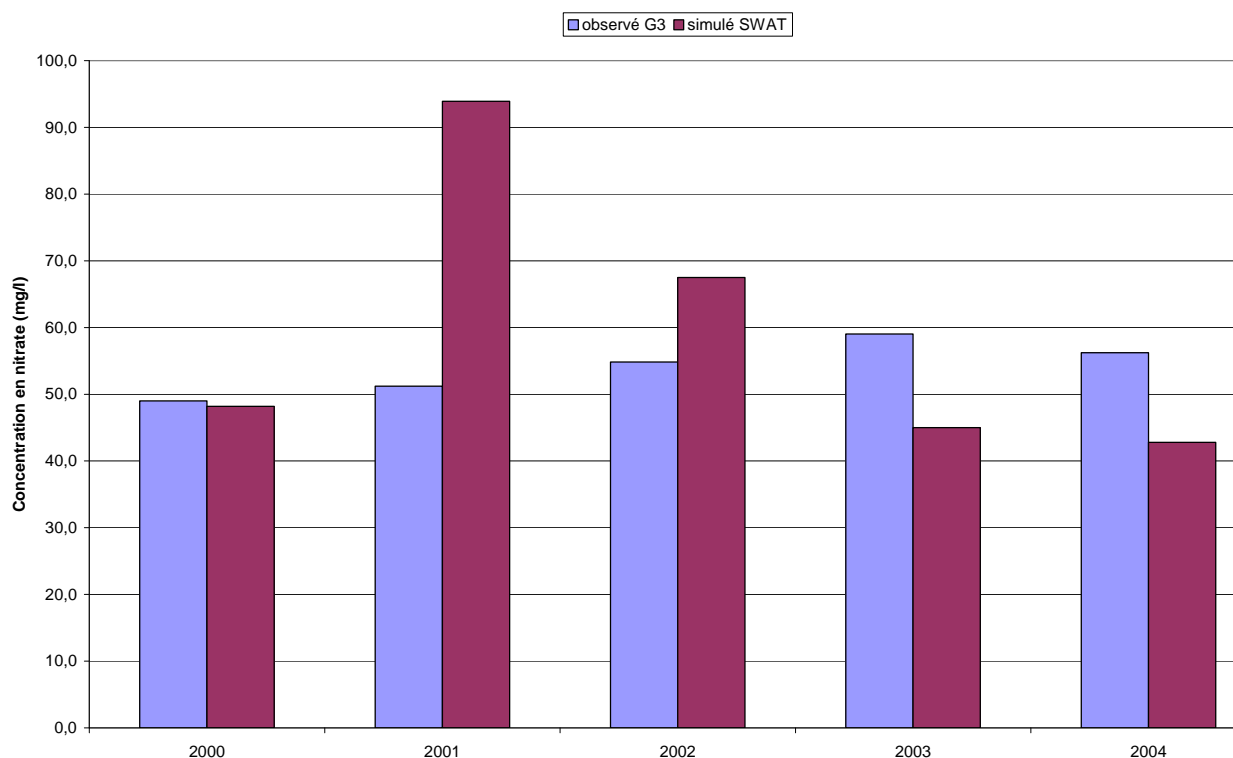


Figure 35. Concentrations en nitrate calculées par SWAT dans les eaux de percolation sous la zone racinaire et observées dans la galerie G3 sur le bassin Ouest

Comme sur le bassin Est, la concentration en nitrate dans les eaux de percolation calculée par le modèle SWAT est surestimée par rapport aux concentrations observées dans la galerie G3 au cours de la deuxième année. Ceci s'explique en grande partie par le manque de rendement calculé du froment au cours de la première année. L'azote qui n'a pas pu être prélevé par cette culture va dès lors se retrouver dans l'eau de percolation au cours de cette deuxième année en faisant ainsi monter la concentration en nitrate dans celle-ci au cours de la simulation.

La concentration en nitrate dans l'eau de percolation pour l'année 2002 est plus importante que celle observée dans la G3. Par contre, on observe au cours des années 2003 et 2004 une baisse sensible de la teneur en nitrate dans l'eau de percolation calculée par SWAT.

Au final, la teneur moyenne en nitrate dans l'eau de percolation sur les 5 années de validation sur le bassin Ouest excède la valeur observée dans la galerie G3 de 5 mg NO₃⁻/l, cela en tenant compte des deux premières années de la simulation qui sont des années de « mise en régime » du modèle.

Etant donné que le cycle hydrique simulé par SWAT peut être considéré comme correctement calibré (voir §8.2.2.1), le calibrage du modèle devra s'axer dans les travaux futurs sur sa partie bilan d'azote afin d'obtenir une meilleure adéquation entre les valeurs simulées par SWAT et les observations réalisées sur les bassins pilotes.

8.2.3 Validation du modèle sur deux années supplémentaires

Le modèle SWAT a été calibré sur les années 2000 à 2004. Afin de valider ce calibrage, une simulation sur deux années supplémentaires (2005 et 2006) a été entreprise. Ce chapitre présente les résultats de ces simulations.

8.2.3.1 Bilan hydrique

Le bilan hydrique simulé par SWAT sur les bassins d'Arquennes pour les années 2005 et 2006 est repris dans le Tableau 25. Ces valeurs ont été comparées à des valeurs « standard » utilisées en Wallonie et adaptées aux conditions météorologiques d'Arquennes (cf. §8.2.2) (Tableau 26). Insistons sur le fait que cette comparaison des résultats obtenus à l'aide de deux méthodes conceptuellement différentes ne constitue pas une validation intrinsèque des résultats du modèle.

Tableau 25. Bilan hydrique calculé par SWAT (années 2005 et 2006)

Méthode	Région	Années	Précip. (mm)	ET (mm)	Ruiss. surface (mm)	Perco (mm)
SWAT	Bassin pilote Est	2005	772	508,8	150,4	119
		2006	801	469,6	207,4	135,5
	Bassin pilote Ouest	2005	772	464,8	187,7	74,1
		2006	801	502	217,3	99,1

Tableau 26. Valeurs standard du bilan hydrique en RW adaptées aux bassins pilotes d'Arquennes (années 2005 et 2006)

Méthode	Région	Années	Précip. (mm)	ET (mm)	Ruiss. surface (mm)	Perco (mm)
Standard	RW adaptée aux conditions d'Arquennes	2005	796,8	582,6	142,8	71,4
		2006	832,8	560,4	181,6	90,8

A nouveau (cf. §8.2.2), les faibles différences de pluviométrie entre la simulation SWAT et les valeurs « standard » se justifient par l'utilisation de stations météo IRM différentes (respectivement station d'Arquennes et station d'Ecaussines).

Comme pour la phase de calibrage, les valeurs d'évapotranspiration obtenues par SWAT (méthode de Penman-Monteith – cf. §8.2.2) sont plus faibles que celles données par la méthode « standard » (méthode Thornthwaite – cf. §8.2.2). L'évapotranspiration potentielle calculée par la formule de Penman-Monteith représente 62% de la pluviométrie pour les deux années sur le bassin pilote est et 61% sur le bassin pilote ouest, contre 70% pour le calcul « Thornthwaite ».

On remarque que le ruissellement de surface calculé par SWAT pour ces deux années représente 23% et 26% de la pluviométrie totale, respectivement pour le bassin Est et pour le bassin Ouest. Cette proportion est légèrement inférieure dans le cas du calcul « standard » et s'élève à 20% de la pluviométrie totale dans ce cas.

La percolation sous la zone racinaire calculée par SWAT en 2005 et 2006 est plus importante sur le bassin Est que sur le bassin Ouest, représentant respectivement 16% et 11% de la pluviométrie totale, à comparer avec les 10% obtenus par le calcul « standard ».

Au final, l'extension aux années 2005 et 2006 de la simulation sur les bassins pilotes d'Arquennes permet d'aboutir à des conclusions similaires en terme de bilan hydrique que la simulation pour les années 2000 à 2004, à savoir :

- des valeurs d'évapotranspiration calculées par la formule de Penman-Monteith inférieures à celles calculées par la formule de Thornthwaite;
- en conséquence, des valeurs de ruissellement de surface et de percolation sous la zone racinaire (à 2m de profondeur) légèrement supérieures pour la simulation SWAT par rapport aux valeurs « standard », ces différences restant faibles.

A ce stade des simulations, et étant donné :

- la comparaison des résultats des simulations à des valeurs standard,
- la comparaison des résultats des simulations aux débits dans la galerie G3 et
- la comparaison résultats des simulations aux débits dans le ruisseau des Trieux,

on peut considérer le modèle SWAT comme correctement calibré pour sa partie bilan hydrique.

8.2.3.2 Rendements des cultures

Les rendements des cultures calculés par SWAT pour les années 2005 et 2006 sont repris dans les Figure 36 à Figure 39 pour les principales cultures rencontrées sur les bassins pilotes.

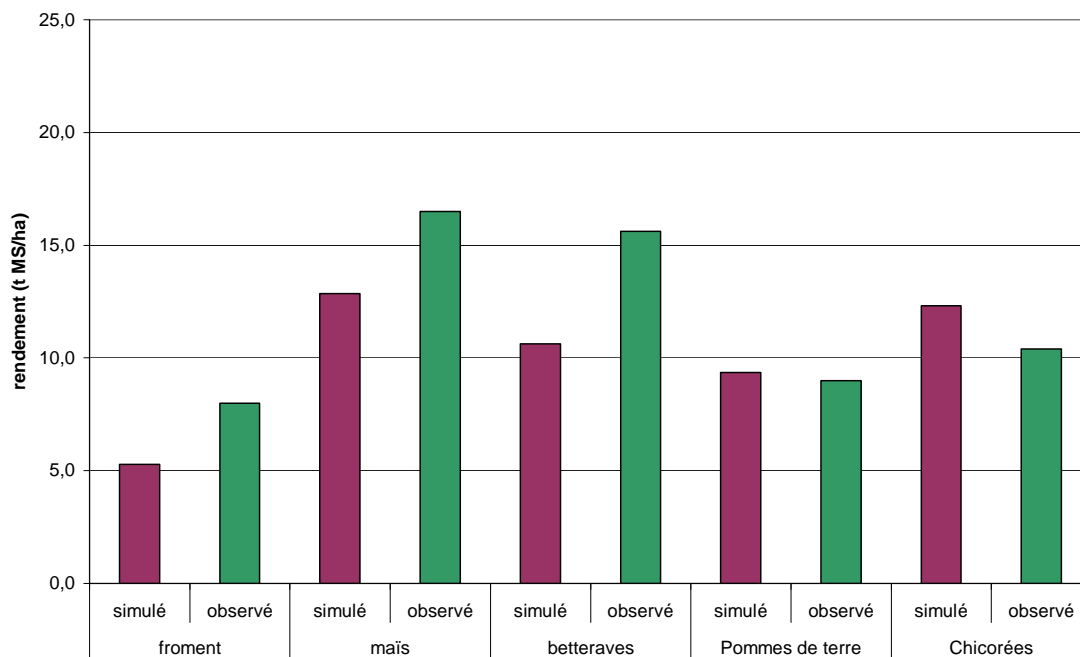


Figure 36. Rendements calculés par SWAT sur le bassin Est en 2005

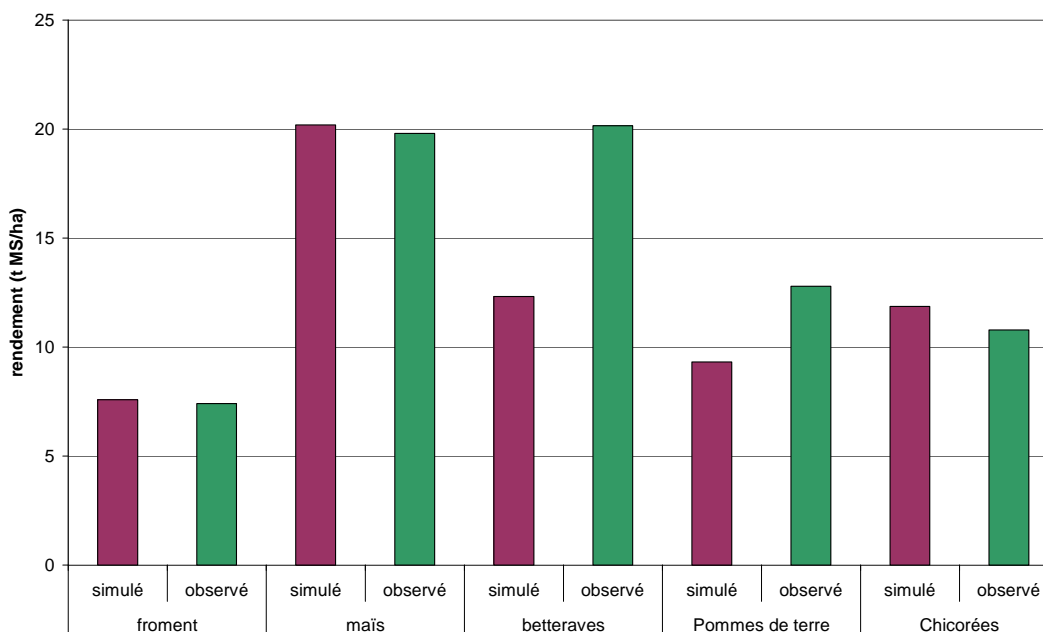


Figure 37. Rendements calculés par SWAT sur le bassin Est en 2006

En 2005, les rendements simulés par SWAT (Figure 36) sont trop faibles pour les cultures de maïs, froment et betteraves. Les rendements simulés en pommes de terre correspondent aux rendements renseignés par les agriculteurs tandis que les rendements simulés en chicorée sont un peu surestimés. Cette sous-évaluation des rendements en 2005 dans les trois premières cultures va mener à une sous-estimation du prélèvement d'azote par la plante et à posteriori à une surestimation des concentrations en nitrate simulées dans les eaux de percolation (cf. § suivant).

En 2006, les rendements simulés par SWAT (Figure 37) correspondent aux rendements observés pour le froment, le maïs et la chicorée. Par contre, les rendements simulés en betteraves et pommes de terre restent trop faibles.

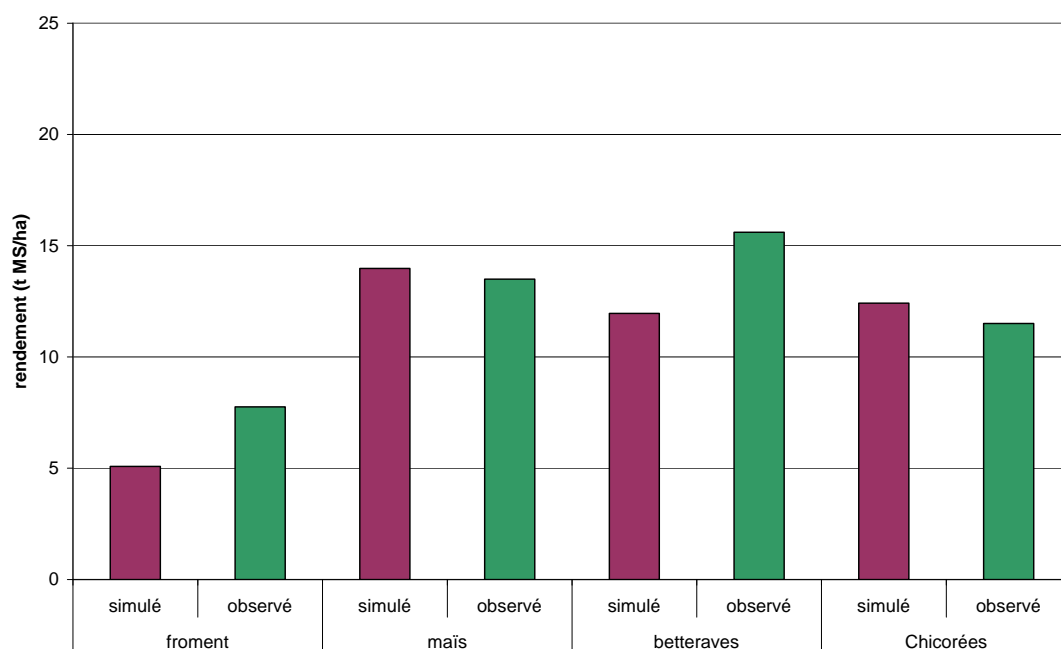


Figure 38. Rendements calculés par SWAT sur le bassin Ouest en 2005

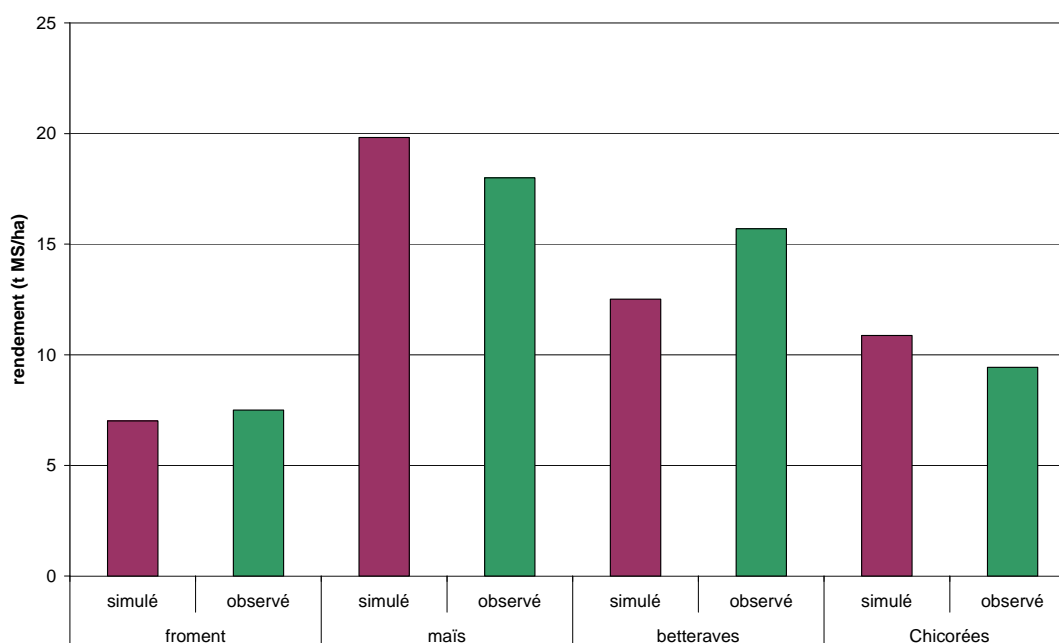


Figure 39. Rendements calculés par SWAT sur le bassin Ouest en 2006

Les rendements simulés par SWAT sur le bassin Ouest en 2005 (Figure 38) sont trop faibles pour le froment et les betteraves. Les rendements simulés pour le maïs et la chicorée correspondent bien aux observations réalisées sur le terrain. Etant donné que le bassin Ouest était emblavé en froment principalement en 2005, la sous-estimation des rendements pour cette culture peut expliquer en partie les valeurs de concentrations en nitrate calculées dans les eaux de percolation relativement importantes pour cette année et l'année suivante.

En 2006, les rendements simulés par SWAT (Figure 39) correspondent aux rendements renseignés par les agriculteurs pour toutes les cultures. Seuls les rendements simulés en betteraves restent trop faibles.

Au stade actuel des simulations, la comparaison des rendements calculés par SWAT avec les mesures de terrain permet de dire que le modèle est bien calibré pour les cultures de maïs et de chicorées, tandis que les rendements en betteraves sont systématiquement sous-estimés. La validité des rendements en froment varie en fonction des années. Des travaux seront menés dans les prochains mois afin de réduire ces différences entre rendements simulés et rendements observés.

8.2.3.3 Bilan d'azote

Les valeurs calculées par SWAT pour les années 2005 et 2006 sur le bassin Ouest et le bassin Est sont reprises dans les Tableau 27 et Tableau 28. Pour comparaison, les teneurs moyennes en nitrate observées dans les eaux captées aux galeries G3 et G6 sur cette période sont également reprises dans ces tableaux.

Tableau 27. Quantités d'azote nitrique percolées (kg N-NO₃⁻/ha) et concentrations en nitrate dans les eaux de percolation (mg NO₃⁻/l) calculées par SWAT et dans la galerie G6 sur le bassin Est

Année	Bassin Est		
	Quantité d'azote percolé SWAT (kg N-NO ₃ ⁻ /ha)	Concentration en nitrate SWAT (mg NO ₃ ⁻ /l)	Concentration en nitrate G6 (mg NO ₃ ⁻ /l)
2005	22,2	82,6	65
2006	29,9	97,9	64,8

Tableau 28. Quantités d'azote nitrique percolées (kg N-NO₃⁻/ha) et concentrations en nitrate dans les eaux de percolation (mg NO₃⁻/l) calculées par SWAT et dans la galerie G3 sur le bassin Ouest

Année	Bassin Ouest		
	Quantité d'azote percolé SWAT (kg N-NO ₃ ⁻ /ha)	Concentration en nitrate SWAT (mg NO ₃ ⁻ /l)	Concentration en nitrate G3 (mg NO ₃ ⁻ /l)
2005	9,1	54,4	59,3
2006	16	71,4	57,8

Une augmentation significative des teneurs en nitrate dans l'eau de percolation se marque donc pour ces deux années de simulation et sur les deux bassins pilotes. Cette augmentation se marque particulièrement sur le bassin Est, où la concentration en nitrate dans l'eau de percolation atteint presque 100 mg NO₃⁻/l.

Une comparaison de ces concentrations avec l'indicateur environnemental APL peut être entreprise. Selon des études menées sur des lysimètres installés en plein champ (Fonder *et al*, 2007), l'ordre de grandeur de la concentration en nitrate dans l'eau de percolation (en mg NO₃⁻/l) à 2m de profondeur peut être comparé aux APL mesurés à l'automne (en kg N-NO₃⁻/ha), avec un décalage de plus ou moins 12 mois, en fonction de la pluviométrie et des conditions culturales.

Des campagnes systématiques de mesure des APL ont débuté sur les bassins d'Arquennes en 2005. La carte des APL en 2005 est présentée à la Figure 40.

L'APL moyen calculé en fonction de la superficie de chaque parcelle du bassin pilote Est s'élève en 2005 à 88 kg N-NO₃⁻/ha. Cette valeur est à comparer avec la teneur en nitrate calculée par SWAT dans l'eau de percolation durant l'année 2006 (en raison du décalage d'un an). Il apparaît donc que les 97,9 mg NO₃⁻/l calculés par SWAT sur le bassin Ouest (Tableau 27) est donc surévaluée de ± 10 mg NO₃⁻/l.

Cet excès peut s'expliquer en partie par une sous-évaluation des rendements (et donc du prélèvement d'azote par les végétaux) dans la simulation (cf. chapitre précédent).

L'APL moyen calculé en fonction de la superficie de chaque parcelle du bassin pilote Ouest s'élève en 2005 à 46 kg N-NO₃/ha. Cette valeur est à comparer avec la teneur en nitrate calculée par SWAT dans l'eau de percolation durant l'année 2006 (en raison du décalage d'un an). Il apparaît donc que les 71,4 mg NO₃/l calculés par SWAT sur le bassin Ouest (Tableau 28) est donc surévaluée de ± 25 mg NO₃/l. Cet excès peut s'expliquer en partie par une sous-évaluation des rendements (et donc du prélèvement d'azote par les végétaux) dans la simulation (cf. chapitre précédent).

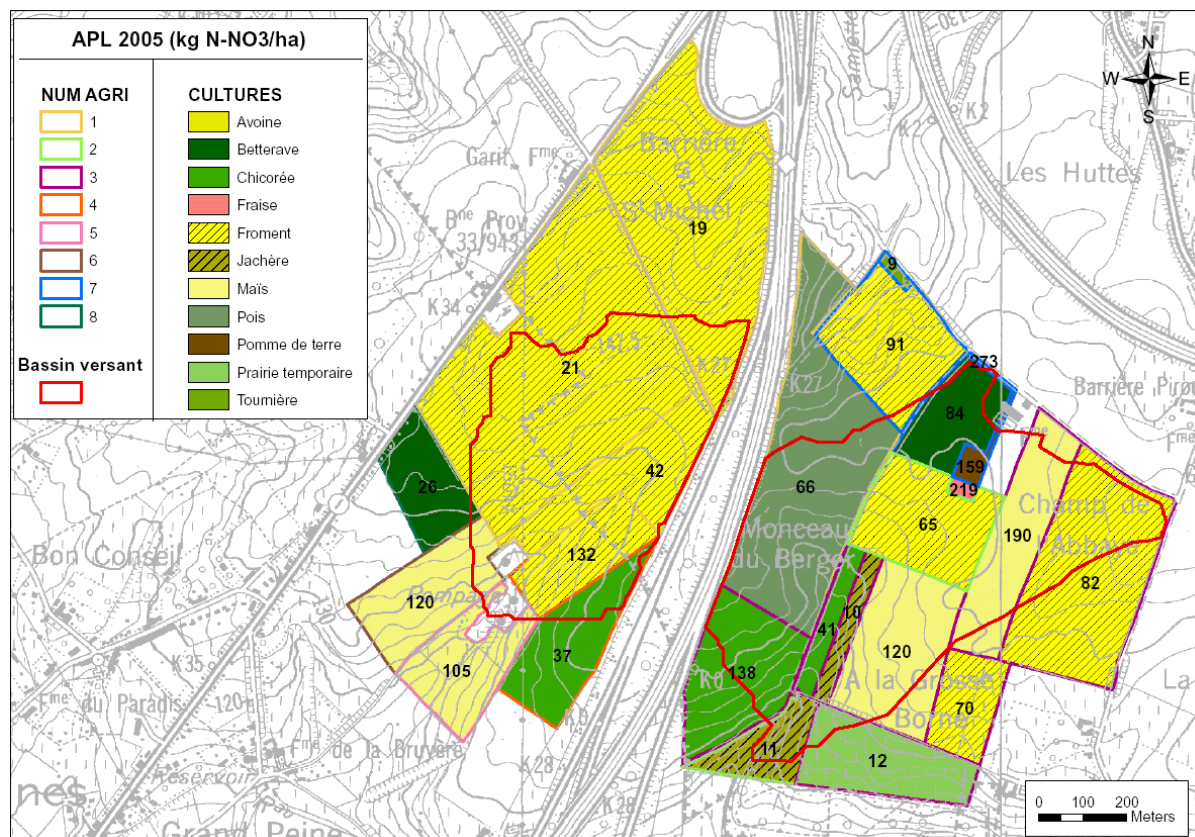


Figure 40. Carte des résultats APL 2005

Au stade actuel des simulations, les concentrations en nitrate dans l'eau de percolation semblent donc quelque peu surévaluées dans la phase de validation. Etant donné que les APL mesurés en 2006 sont globalement en baisse sur les bassins pilotes, une année de simulation supplémentaire (2007) semble utile afin d'observer si cette baisse d'APL se marque par une baisse des concentrations simulées. Ce travail de validation supplémentaire sera mené dans les prochains mois.

8.3 Modélisation locale en milieu non saturé (SESOIL)

L'uranine injectée lors de l'essai multitraçage en milieu non saturé a permis d'observer sa restitution tant au droit du piézomètre PZ E3 que de la galerie G6 et d'en déduire des temps de migration du traceur en milieu non saturé entre la surface topographique et le niveau de la nappe, tant en phase solide qu'en phase liquide.

Une modélisation de l'essai multitraçage en milieu non saturé peut être réalisée à l'aide d'un logiciel spécialisé afin de déterminer les paramètres hydrodispersifs du terrain investigué et d'extrapoler les résultats obtenus en simulant, par exemple, une variation de l'épaisseur du milieu non saturé ou encore une variation du type de polluant.

Le logiciel de modélisation utilisé dans le cadre de cette étude s'appelle SESOIL et fait partie de la suite WHI UnSat Suite développé par l'EPA pour simuler (simulation 1-D) les flux d'eau et le transport de polluants au travers de la zone non saturée.

SESOIL est un logiciel de modélisation capable de simuler simultanément les flux d'eau, le transport de sédiments et de polluants et qui permet de prendre en compte des phénomènes complexes tels que le ruissellement, l'érosion, la volatilisation et la diffusion dans l'air, la sorption, l'advection, la dégradation, les échanges cationiques, l'hydrolyse et la complexation de métaux.

Le modèle est unidimensionnel et compartimenté sous forme de polygones représentant le sol. Le polluant peut être présent dans le sol sous forme de conditions initiales ou encore introduit ou extrait des différents polygones en fonction du temps. La masse totale de polluant dans chaque polygone se partitionne selon trois phases distinctes : phase liquide (dissolution dans l'eau), phase gazeuse (volatilisation dans l'air) et phase solide (adsorption sur le sol).

8.3.1 Paramétrisation de l'essai de traçage en milieu non saturé (uranine)

Le code de SESOIL est tel que les simulations doivent être réalisées selon un pas de temps mensuel et sur une période minimale d'une année. Une année « SESOIL » débute au mois d'octobre et se termine au mois de septembre de l'année réelle suivante.

Par conséquent, compte tenu de l'injection réalisée en avril 2006, les simulations SESOIL réalisées dans le cadre de cette étude débutent en octobre 2005. Dès lors, les périodes clefs qui sont prises en comptes sont les suivantes :

- Début des simulations : début octobre 2005 (Year 1, Month 1),
- Injection de l'uranine : avril 2006 (Year 1, Month 7),
- Tarière 1 : juin 2006 (Year 1, Month 9),
- Tarière 2 : fin août - début septembre 2006 (Year 1, Month 11),
- Tarière 3 : fin octobre 2006 (Year 2, Month 1),
- Tarière 4 : mars 2007 (Year 2, Month 6),
- Début de la restitution d'uranine au droit de la nappe : fin juin 2006 (Year 2, Month 10),
- Tarière 5 : fin août - début septembre 2007 (Year 2, Month 11),
- Tarière 6 : septembre 2008 (Year 3, Month 12),
- Situation actuelle : juin 2009 : (Year 4, Month 9)

8.3.1.1 Paramétrisation du modèle

8.3.1.1.1 Case settings

Le modèle a été conceptualisé en 4 couches distinctes, afin de prendre en compte les différents "horizons" observés (sol proprement dit pour la première couche, zone plus limoneuse et argileuse pour la seconde couche, sables fins bruxelliens pour la troisième et la quatrième couche).

La durée de la simulation est de 11 ans.

Le polluant (uranine) est injecté de manière instantanée lors du 7^e mois de l'année 1 (soit en avril 2006).

8.3.1.1.2 Climate

Les données climatiques connues (température de l'air, précipitation mensuelle, taux d'évapotranspiration) sont les données réelles fournies par l'IRM ou déterminées par les formules de Thornwaite pour la période octobre 2005 – décembre 2008. A partir de janvier 2009, les données

encodées correspondent aux moyennes mensuelles (janvier à décembre) des années 2000 à 2008 et sont reportées cycliquement d'année en année jusqu'au dernier mois de simulation.

Les autres données climatiques (couverture nuageuse, humidité de l'air, nombre et durée des tempêtes, longueur de la saison des pluies) correspondent aux données disponibles par défaut.

8.3.1.1.3 Contaminant load schedule

Une masse de 5 kg d'uranine a été injectée sur une planche d'essai de 4 m², ce qui correspond à une injection de 125000 µg/cm².

Cette injection a été introduite au sommet de la couche 1 du modèle (c'est-à-dire à la surface du sol) lors du mois d'avril 2006.

Les autres paramètres (input et output de polluant dans les autres couches) demeurent nuls.

8.3.1.1.4 Layer parameters

Les épaisseurs des couches 1 à 4 sont respectivement de 0,3m (sol proprement dit), 0,7m (zone plus limoneuse et argileuse), 1m et 4,5m (sables).

La perméabilité intrinsèque propre aux réservoirs est de 1.10^{-9} cm².

Il est supposé que les différentes couches ne permettent pas la dégradation du polluant mais on suppose que l'horizon plus sableux (couches 3 et 4) adsorbe moins le polluant que le sol proprement dit (couche 1), lui-même moins adsorbant que l'horizon plus limono-argileux (couche 2).

8.3.1.1.5 Initial concentrations

Le sol est supposé initialement exempt du polluant. Les concentrations initiales en uranine sont donc nulles.

8.3.1.1.6 Groundwater settings

La conductivité hydraulique dans la zone saturée est estimée à 1.10^{-5} m/s, ce qui correspond à la limite supérieure des perméabilités déterminées par pompage d'essai au droit du piézomètre PZ E3.

Le gradient hydraulique est estimé à 2,5%.

L'épaisseur de la zone saturée est estimée à 5,5m et le niveau de l'eau est supposé à 6,5m de profondeur durant toute la simulation.

8.3.1.2 Profile structure

Les matériaux sableux et sablo-limono-argileux extraits du forage du piézomètre PZ E3 n'ont pas été analysés mais des essais de granulométrie ont été réalisés sur les matériaux extraits des forages des piézomètres PZE1 et PZO1.

Le Tableau 29 ci-après présente les résultats de ces analyses granulométriques.

Tableau 29. Analyses granulométriques

Classification USDA ⁵	Argile	Silt fin	Silt moyen	Silt grossier	Sable très fin	Sable fin	Sable moyen	Sable grossier	Sable très grossier
Fraction (µm)	0 - 2	2 - 10	10 - 20	20 - 50	50 - 100	100 - 200	200 - 500	500 - 1000	1000 - 2000
PZE1 - 1.5m	22.5 %	3.4%	2.2%	4.1%	17.8 %	47.1 %	1.7%	0.6%	0.6%
PZE1 - 4.5m	14.5 %	3.8%	2.2%	0.0%	10.2 %	68.7 %	1.0%	0.3%	0.0%
PZE1 - 9.0m	13.0 %	1.7%	1.7%	0.0%	5.3%	71.0 %	8.1%	0.5%	0.1%
PZE1 - 12.0m	16.0 %	0.9%	3.5%	0.0%	11.1 %	61.8 %	5.9%	1.1%	0.4%
PZO1 - 1.0m	16.8 %	7.0%	13.6 %	47.5 %	7.4%	6.5%	0.7%	0.3%	0.2%
PZO1 - 4.5m	16.9 %	4.7%	9.5%	27.8 %	14.4 %	24.3 %	1.1%	0.9%	0.4%
PZO1 - 7.0m	17.3 %	2.7%	3.7%	5.3%	12.3 %	51.3 %	4.2%	1.8%	1.4%
PZO1 - 10.0m	17.8 %	3.2%	4.4%	5.7%	13.8 %	44.8 %	6.7%	2.2%	1.4%
PZO1 - 13.0m	24.2 %	4.2%	2.3%	9.6%	47.3 %	11.4 %	0.6%	0.3%	0.1%

Sur la base de ces analyses granulométriques, les matériaux peuvent être classés dans un diagramme textural. La Figure 41 et la Figure 42 présentent le positionnement sur le diagramme textural des échantillons prélevés respectivement au droit de PZO1 et de PZE1.

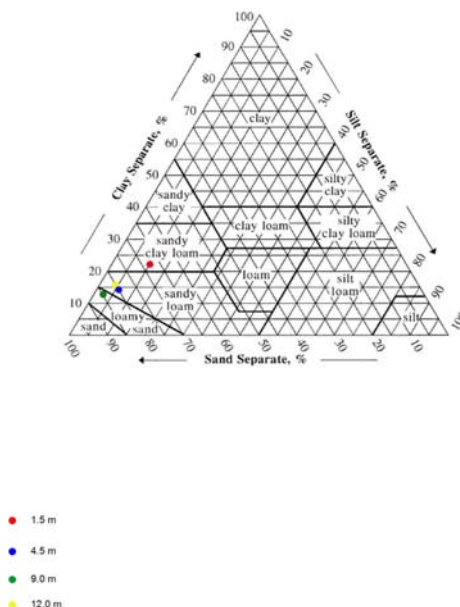


Figure 41. Diagramme textural des échantillons prélevés dans le PZ O1

⁵ United States Department of Agriculture

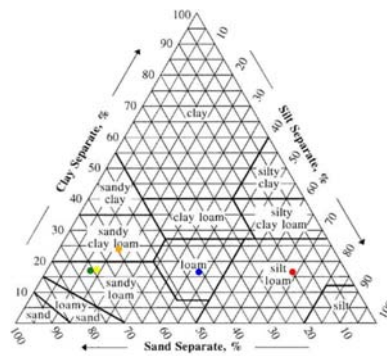


Figure 42. Diagramme textural des échantillons prélevés dans le PZ E1

Les échantillons prélevés peuvent ainsi être classés (selon les classes établies par l'US Department of Agriculture) :

- PZE1 (1,5m) : Sandy Clay Loam
- PZE1 (4,5m) : Fine Sandy Loam
- PZE1 (9,0m) : Loamy Fine Sand
- PZE1 (12,0m) : Fine Sandy Loam
- PZO1 (1,0m) : Silt Loam
- PZO1 (4,5m) : Loam
- PZO1 (7,0m) : Fine Sandy Loam
- PZO1 (10,0m) : Fine Sandy Loam
- PZO1 (13,0m) : Sandy Clay Loam

La structure du profil au droit de la planche d'essai peut être rapprochée de celle au droit du PZE1. Dès lors, on peut définir la structure du profil au droit de la planche d'essai comme suit :

- 0,0 – 0,3m : Sol proprement dit
- 0,3 – 1,0m : Sandy Clay Loam
- 1,0 – 6,5m : Loamy Fine Sand

La densité du matériau est supposée égale à 1,6 g/cm³.

Les autres paramètres sont définis par défaut.

8.3.1.3 Chemical parameters

L'uranine fait partie des spiro-composés, eux-mêmes issus de la famille des produits hydrocarbonés polycycliques aromatiques, au même titre que les anthracènes, benz(a)anthracènes, naphthalènes, phénanthrènes ou encore pyrènes.

Sa formule chimique est C₂₀H₁₀Na₂O₅.

Elle est synthétisée à partir de l'anhydride phtalique et du résorcinol en présence de chlorure de zinc, selon la réaction de Friedel – Crafts.

Les données connues, relatives à l'uranine, sont les suivantes :

- Solubilité dans l'eau : 600 g/l
- Poids moléculaire : 332,3 g/mole
- Volume molaire : 207,4 cm³/mole

L'uranine est supposée être très peu dégradée en phase solide et en phase liquide et très peu adsorbée.

8.3.2 Calibrage de l'essai de traçage en milieu non saturé (uranine)

Une fois les paramètres exposés ci-dessus introduits dans le modèle, la simulation de la migration de l'uranine en milieu non saturé a été réalisée à l'aide de SESOIL et les profils d'évolution simulée du traceur sont comparés aux profils des tarières réalisées.

Le calibrage a porté principalement sur la reproduction des profils des tarières T1, T3 et T5. La reproduction des tarières T2, T4 et T6 a également été vérifiée ultérieurement.

La Figure 43 permet de comparer les profils des tarières T1, T3 et T5 aux profils simulés par SESOIL aux mêmes dates tandis que la Figure 44 présente une synthèse des simulations pour chaque profil de tarière.

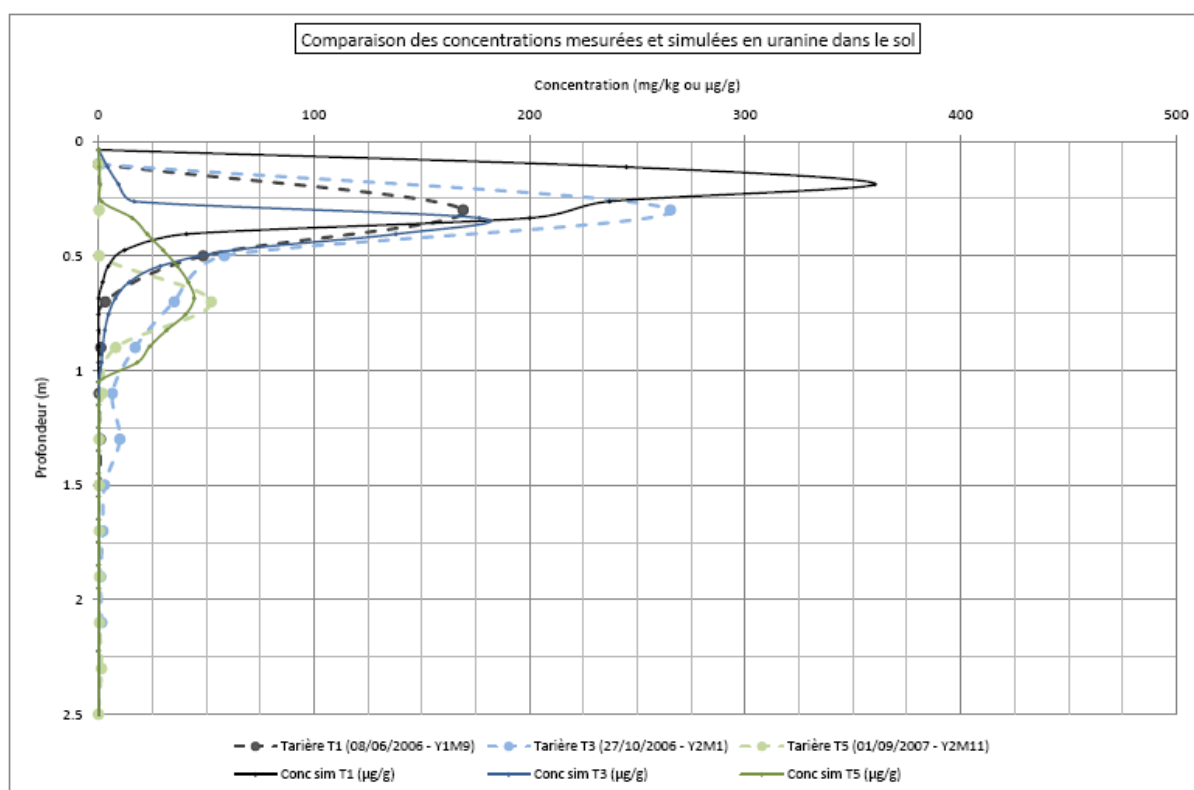


Figure 43. Comparaison des concentrations mesurées et simulées en uranine dans le sol

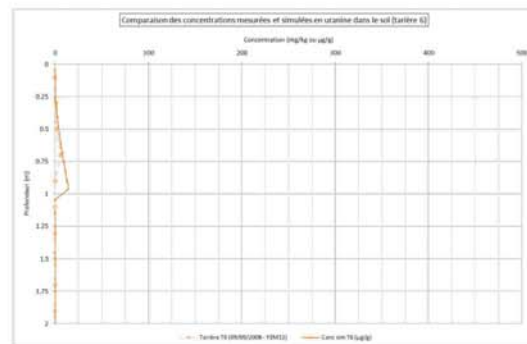
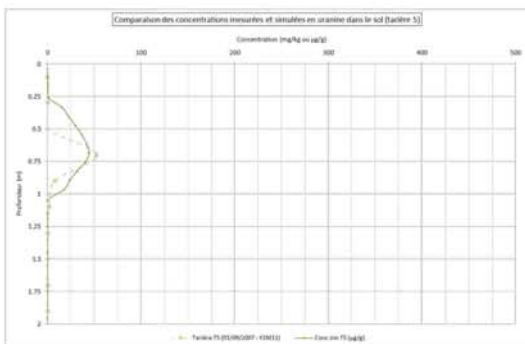
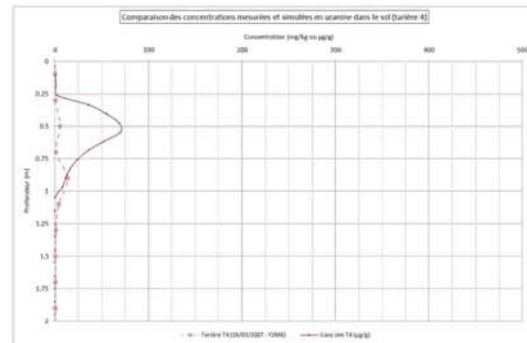
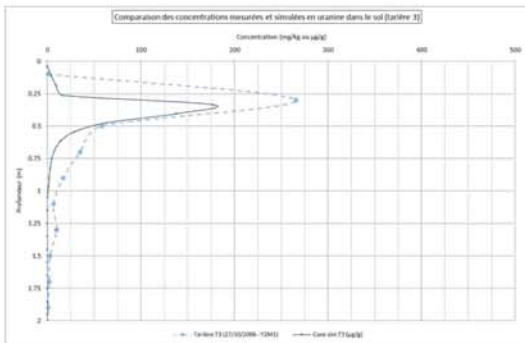
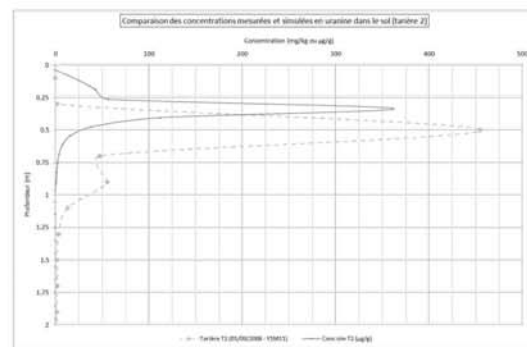
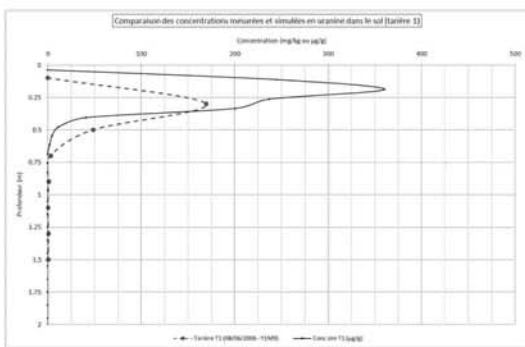
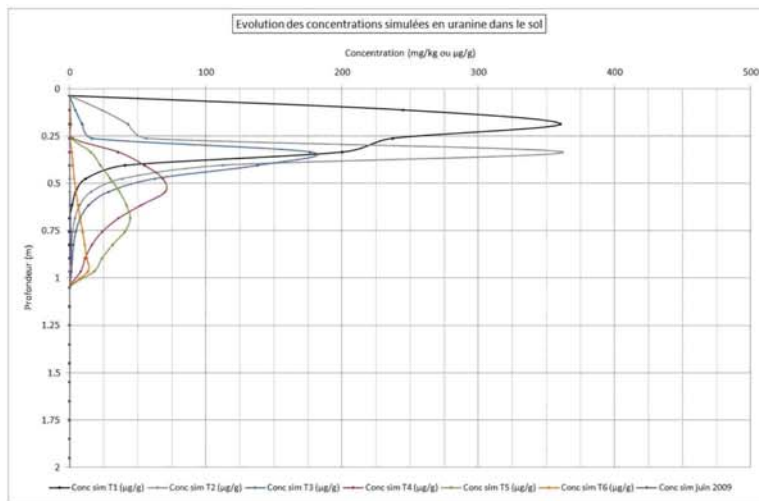


Figure 44. Evolution des concentrations simulées en uranine dans le sol suite à 6 tarières

La vitesse de migration simulée du pic de l'uranine en phase solide peut être faite, entre la première tarière (concentration maximale vers 0,18 m de profondeur en juin 2006) et la cinquième tarière (concentration maximale vers 0,68 m de profondeur fin août – début septembre 2007).

Cette vitesse est estimée à 0,11 cm/jour (soit une vitesse comparable à la vitesse de migration réellement mesurée entre les tarières T1 et T5, à savoir 0,09 cm/jour).

En plus de permettre la reproduction de l'évolution du traceur adsorbé dans la phase solide, SESOIL permet également de simuler l'évolution au droit de la nappe de la concentration du traceur dans la phase liquide.

La Figure 45 présente donc l'évolution simulée du traceur arrivant à la surface de la nappe de même que, pour comparaison, l'évolution des concentrations moyennes mensuelles mesurées en traceur au droit de PZE3 (selon une échelle 100 fois plus grande).

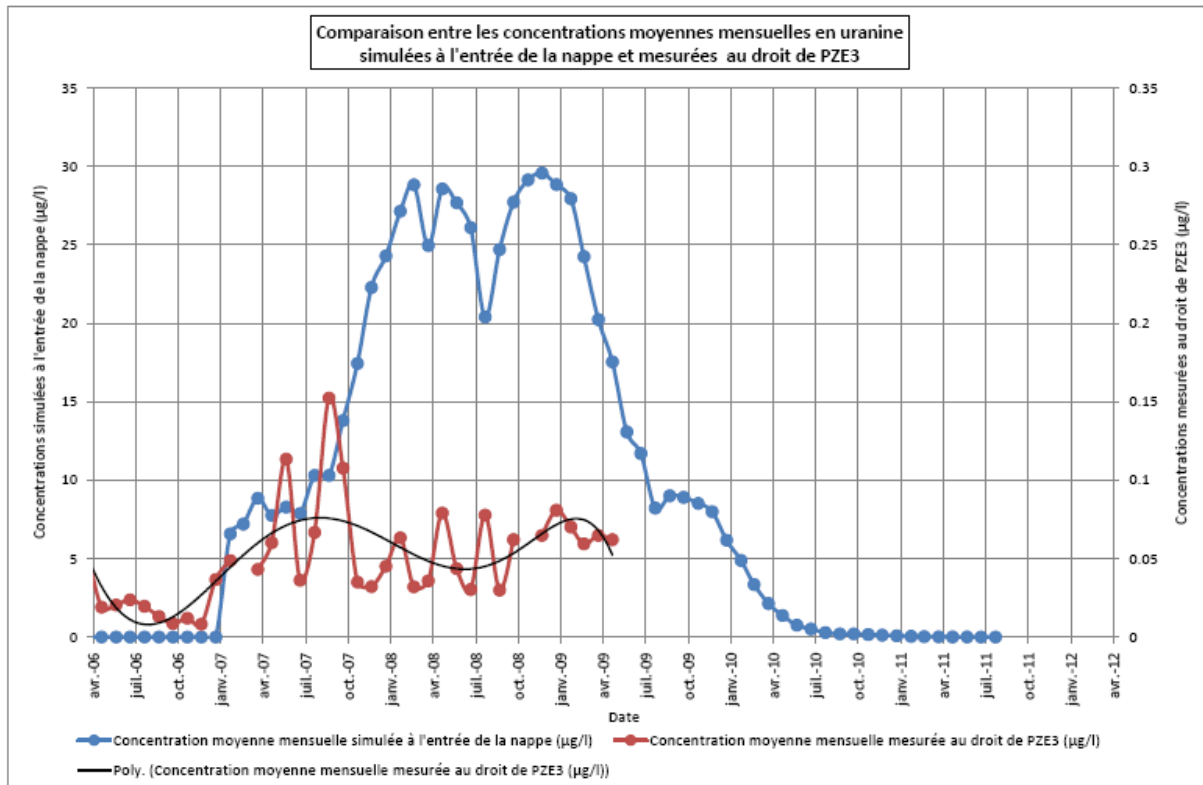


Figure 45. Comparaison entre les concentrations moyennes mensuelles en uranine simulées à l'entrée de la nappe et mesurées au droit de PZ E3

La migration simulée en zone non saturée du traceur injecté au droit de la planche d'essai a pour conséquence une restitution au droit de la nappe à partir de janvier 2007, soit 9 mois après l'injection du traceur. Ce délai avant la première restitution est identique au délai réellement observé pour l'arrivée du traceur au droit du PZE3, soit une vitesse de migration simulée de première arrivée en phase liquide de l'ordre de 2,4 cm/jour.

La restitution du traceur au droit de la nappe se poursuit ensuite jusqu'à atteindre une concentration maximale de 30 µg/l entre janvier 2008 et février 2009 (soit entre 21 et 34 mois après l'injection) puis décroît ensuite jusqu'en juillet 2010 (soit plus de 50 mois après l'injection) où la concentration passe sous les 0,5 µg/l au droit de la nappe.

Cette évolution des concentrations simulées au droit de la nappe apparaît suivre, toutes proportions gardées, une tendance semblable à l'évolution des concentrations mesurées au droit de PZE3 où l'on observe une hausse des concentrations à partir de janvier 2008 et qui se poursuit jusque février 2009 avant de décroître légèrement jusqu'à à ce jour (mai 2009).

Les variations observées entre les pics secondaires peuvent être expliquées par le fait que le milieu non saturé réel ne constitue certainement pas un milieu homogène isotrope. Par ailleurs, le phénomène de

dilution dans la nappe et le fait que le piézomètre PZE3 soit probablement excentré par rapport à la direction des flux d'eau passant au droit de la planche d'épandage expliquent la différence entre les ordres de grandeurs des concentrations simulées et mesurées.

8.3.3 Extrapolation de la profondeur de la zone non saturée

Il est intéressant de vérifier ce que pourrait devenir la courbe simulée de la concentration en uranine au droit de la nappe plus en amont dans le bassin versant, c'est-à-dire si cette dernière ne se trouve plus à une profondeur de 6.5 m comme au droit de PZE3 mais bien à une profondeur de 19 m comme au droit de PZO3 ou PZE5 et si, par ailleurs, le profil présente une couche limoneuse (couche intermédiaire *sandy clay loam*) de plus grande épaisseur (soit 3 m pour ce nouveau profil au lieu de 0.7 m pour le profil au droit de PZE3).

En effet, le traceur a été injecté au droit de PZE3 dès lors que ce piézomètre présentait l'épaisseur de milieu non saturé la moins importante et afin de garantir la faisabilité de l'essai de traçage dans le laps de temps initialement prévu pour cette étude. Néanmoins, le temps de migration du traceur jusqu'au toit de la nappe puis au sein de la nappe, et par extension de tout type de polluant, est principalement influencé par le type de matériau traversé et par l'épaisseur du milieu non saturé. Au droit des piézomètres réalisés sur les bassins versants d'Arquennes, l'épaisseur moyenne du milieu non saturé est de l'ordre de 10 mètres mais peut atteindre 19 à 20 mètres au droit des piézomètres PZO3 et PZE5.

Toutes autres choses demeurant égales, la courbe simulée de concentration du traceur arrivant à la surface de la nappe pour un profil de 19 m de milieu non saturé et une couche limoneuse de 3 m est présentée à la Figure 46.

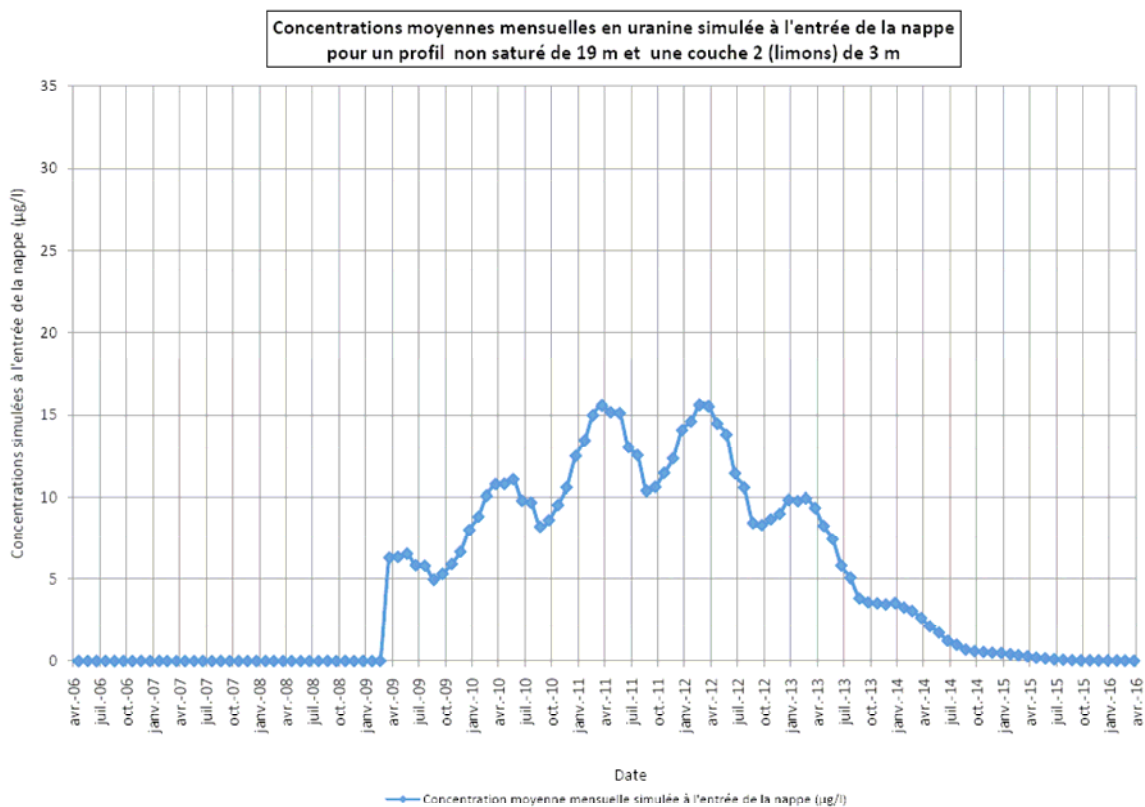


Figure 46. Concentrations moyennes mensuelles en uranine simulées à l'entrée de la nappe pour un profil non saturé de 19m et une couche de limons de 3m

Par rapport à une courbe de concentration simulée au droit d'un profil dont l'épaisseur du milieu non saturé est de 6,5m et avec une couche limoneuse de 0,7m, la courbe de concentration simulée pour ce nouveau profil présente les différences suivantes :

- le temps de première arrivée du traceur est plus long (première arrivée du traceur au droit de la nappe en avril 2009, soit 36 mois après l'injection au lieu de 9 mois pour le profil PZE3) ;
- le temps avant le passage du pic principal est plus long (arrivée du pic du traceur au droit de la nappe entre avril 2011 et avril 2012, soit entre 60 et 72 mois après l'injection au lieu de 21 à 34 mois pour le profil PZE3) ;
- la concentration du pic principal est plus faible (concentration maximale de l'ordre de 16 µg/l au droit de la nappe au lieu de 30 µg/l pour le profil PZE3) ;
- le temps de dernière arrivée du traceur est plus long (dernière arrivée du traceur au droit de la nappe début 2015, soit plus de 100 mois après l'injection au lieu de 51 mois pour le profil PZE3).

La vitesse de migration simulée de première arrivée en phase liquide (19 m parcourus en 24 mois) est de l'ordre de 1,7 cm/jour, soit une vitesse inférieure d'environ 30% à la vitesse de migration simulée pour le profil à 6,5 m (2,4 cm.jour).

Le traceur devant parcourir une distance plus importante en milieu non saturé et l'épaisseur de la couche limoneuse étant plus importante par rapport au profil à 6.5 m, l'adsorption est plus importante ainsi que la dilution.

8.3.4 Conclusions

En résumé, une modélisation locale du comportement de l'uranine (traceur de nature organique, idéalisant le comportement des produits phytosanitaires) a pu être réalisée en milieu non saturé.

Les vitesses de migration de l'uranine en phase solide (partie adsorbée) et en phase liquide sont similaires aux vitesses mesurées (par analyses des tarières et par analyse des concentrations en uranine observées au droit du PZE3). Ces vitesses sont les suivantes :

- vitesse de migration du pic de traceur, en milieu non saturé - phase solide (adsorbée) : de l'ordre de 0.1 cm/jour ;
- vitesse de migration de la première arrivée du traceur à la nappe, en milieu non saturé – phase liquide : de l'ordre de 2.5 cm/jour.

Il demeure important de garder à l'esprit que les vitesses de migration fournies ici ne sont qu'indicatives. Elles peuvent fortement varier localement en fonction de la lithologie rencontrée (dès lors que l'épaisseur de terrains limono-argileux peut varier localement) et de l'épaisseur de terrains non saturés.

En effet, si l'épaisseur des terrains limono-argileux est de l'ordre de 3 m au lieu de 0.7 m et si l'épaisseur de la zone non saturée est de 19 m au lieu de 6.5 m, la vitesse de migration simulée de première arrivée en phase liquide peut être réduite d'environ 30%, soit atteindre 1.7 cm/jour au lieu de 2.5 cm/jour.

Sur la base de l'épaisseur moyenne du milieu non saturé déduite des différents piézomètres forés (environ 10 m) et des vitesses de première arrivée du traceur (de l'ordre de 2.5 cm/jour), on peut estimer qu'il faudra en moyenne, et à l'échelle du bassin versant, un minimum de 400 jours (13 mois) pour qu'un traceur tel que l'uranine commence à être restitué au droit de la nappe après avoir été épandu en surface. Ce temps de réponse est tout à fait comparable au temps de réponse déjà estimé pour l'eau sur base des données de pluviométrie et du monitoring piézométrique manuel (voir §4.1), ce qui tend à confirmer le caractère « idéal » du traceur uranine.

Néanmoins, localement, en fonction de l'épaisseur des terrains non saturés (pouvant varier entre 6 et 19 m) et de l'épaisseur de la couche plus limoneuse proche de la surface (pouvant varier entre 0.5 et 3 m, voir plus localement) :

- la première arrivée n'apparaîtrait à la surface de la nappe qu'entre 9 et 36 mois (9 mois à 3 ans) après l'épandage du traceur en surface ;

- le pic de concentration maximal n'apparaîtrait à la surface de la nappe qu'entre 21 et 72 mois (1 an $\frac{3}{4}$ à 6 ans) après l'épandage du traceur en surface ;
- les concentrations à la surface de la nappe ne rejoindraient le bruit de fond initial qu'entre 51 et plus de 100 mois (4 ans $\frac{1}{4}$ et 9 ans) après épandage du traceur en surface.

Les simulations réalisées à l'aide du logiciel SESOIL pourraient prochainement être couplées avec les simulations réalisées par l'équipe de GRENERA à l'aide du logiciel SWAT afin de tenter de prédire plus précisément l'évolution du nitrate dans la zone inférieure du milieu non saturé (c'est-à-dire lorsqu'on s'éloigne de la frange racinaire) et ainsi préciser les concentrations réellement susceptibles d'atteindre la surface de la nappe.

Ces concentrations en nitrate à la surface de la nappe seront alors introduites dans le modèle des écoulements et du transport actuellement en cours de réalisation pour l'étude de la zone saturée.

8.4 La modélisation en milieu saturé

Comme expliqué précédemment (Marcoen *et al*, 2007), le modèle mathématique (Aqua 3D) des écoulements et du transport en milieu saturé a été étendu au-delà de la zone d'intérêt (bassins pilotes Est et Ouest) afin d'être délimité par des frontières de type flux nul (flux imposé) et d'éviter ainsi les effets de bord.

Ce modèle intègre les données piézométriques, les débits observés ainsi que les observations réalisées à l'occasion des pompages d'essai et de l'essai de multitraçage.

D'autres paramètres tels que la percolation (fournie par SWAT) et les débits aux prises d'eau seront intégrés dans ce modèle.

A ce moment, il n'a pas été possible de réaliser des développements importants de la modélisation en milieu saturé car des informations liées aux expérimentations de terrain (traçages en milieu non saturé et saturé) et à la modélisation en milieu non saturé doivent être intégrées dans ce modèle.

9 ETAT D'AVANCEMENT DES ACTIONS EN JUIN 2009

Actions	Etat d'avancement	
<u>Phase 1 : caractérisation du contexte</u>		
▪ Identification des acteurs (agriculteurs, riverains, personnel de la SWDE) et des pratiques agricoles		
▪ Diagnostic «bâtiments» : stockage des différents produits, puits, état des bâtiments, alimentation en eau, rejets d'eaux usées...		
▪ Essais (pompages, traçages et analyses) in situ et en laboratoire pour caractérisation du sol		
▪ Analyses d'eau (nitrate et produits phytosanitaires)		
<u>Phase 2 : Mise en œuvre des actions</u>		
▪ Liste d'actions à entreprendre : pratiques agricoles (fertilisation...), aménagement (cultures intercalaires pièges à nitrate, tournières...), bâtiments (gestions des flux d'eaux usées...)		
▪ Etude coût/efficacité de ces actions		
▪ Accompagnement individuel des agriculteurs		
▪ Etablissement d'un bilan (input – output – solde) de l'azote à l'échelle des bassins pilotes		
▪ Analyse des reliquats azotés du sol au printemps en vue d'établir un conseil de fertilisation		
▪ Analyses des reliquats azotés du sol chaque année en début de période de lessivage (novembre)		
▪ Suivi mensuel de la qualité de l'eau brute (nitrate et produits phytosanitaires)		
▪ Calibrage des modèles de flux et transport		
<u>Phase 3 : Evaluation</u>		
▪ Evaluation intermédiaire à la fin de chaque saison culturale		
▪ Evaluation finale de l'impact des mesures mises en place sur la qualité de l'eau et sur les coûts (rentabilité de l'exploitation) des actions et propositions d'actions pour l'agriculteur		
▪ Etablissement d'un outil d'aide à la décision en matière de contamination des eaux par le nitrate d'origine agricole à proximité des prises d'eau		

Légende

- Action terminée
- Action en cours – timing respecté
- Action en cours – léger retard
- Action non-entamée – retard important
- Action non-entamée – timing respecté

10 BIBLIOGRAPHIE

Arnold J.G., Kiniry J.R., Neitsch S.L., Williams J.R., 2005. Soil and Water Assessment tool. Theoretical documentation – Version 2005. USDA Agricultural Research Service, Temple, 476p.

Corswaren I, Fripiat C, Hulpiau A, Hupin F, Marcoen J M, Triolet N, Vandenberghe C., 2005. Programme d'actions pour la protection des captages contre les contaminations d'origine agricole. Bassins pilotes d'Arquennes. Rapport d'activités annuel intermédiaire 2005. Convention S.P.G.E. – Nitrawal, 34p + Annexes 34p.

Fonder N., Debauche O., Vandenberghe C., Xanthoulis D., Marcoen J.M., 2007. Suivi lysimétrique de l'azote nitrique dans le cadre du Programme de Gestion Durable de l'Azote (PGDA) en Agriculture. Rapport final. Convention Région wallonne DGA n°3523/2. Période du 1^{er} mars 2005 au 31 mai 2007. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux. Belgique. 88p.

Marcoen J M, Vandenberghe C, Bolly P.-Y., Gaule D., Corswaren I, Hulpiau A, Fripiat C, Triolet N, Hupin F., 2006. Programme d'actions pour la protection des captages contre les contaminations d'origine agricole. Bassins pilotes d'Arquennes. Rapport d'activités annuel intermédiaire 2006. Deuxième année. Convention S.P.G.E. – Nitrawal, 38 p. + Annexes.

Marcoen J M, Vandenberghe C, Bolly P.-Y., Gaule D., Peret J, Corswaren I, Hulpiau A, Benoit J, Triolet N, Hupin F, 2007. Programme d'actions pour la protection des captages contre les contaminations d'origine agricole. Bassins pilotes d'Arquennes. Rapport d'activités annuel intermédiaire 2007. Troisième année. Convention S.P.G.E. – Nitrawal, 59 p.

Vandenberghe C, Deneufbourg M, Benoit J, Gaule D, Bolly P.-Y, Corswaren I, Triolet N, Hupin F, Marcoen J.M., 2008. Programme d'actions pour la protection des captages contre les contaminations d'origine agricole. Bassin pilote d'Arquennes. Rapport d'activités annuel intermédiaire 2008. Quatrième année. Convention S.P.G.E. – Nitrawal, 61 p.