

PARCOURS RECHERCHE

JUIN 2012

MEMOIRE DE STAGE DE MASTER

HERICHER Matthieu

**EVALUATION DE L'IMPACT DES DISPOSITIFS D'ASSAINISSEMENT
NON COLLECTIF SUR LE SOL.**

*Stage effectué au **Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains (LEESU)***

Présentation du mémoire le 22 juin 2012 à 14h



laboratoire eau environnement systemes urbains

Maître de stage : Martin SEIDL

REMERCIEMENTS

Je souhaite tout d'abord remercier mon maitre de stage, Martin Seidl, qui m'a permis tout au long de cette expérience d'acquérir de nouvelles compétences tant sur le plan théorique qu'au laboratoire. Il m'a accordé sa confiance et m'a laissé prendre des initiatives, rendant ce stage très constructif pour mon expérience personnelle.

Je remercie Oliver FOUCHE, Christophe SAILLE, et Behzad NASRI pour leur aide précieuse sur le terrain et leurs nombreux conseils.

Je souhaite également remercier les personnes qui m'ont aidées pour les analyses au laboratoire et notamment Mohamed SAAD, mais aussi tout les membres du LEESU ainsi que les stagiaires pour leur soutiens et leur compréhension.

SOMMAIRE

Liste des figures	A
Liste des annexes.....	B
Table des abréviations	C
Introduction	1
1 Chapitre 1 : Bibliographie	2
1.1 Législation.....	2
1.2 Types d'installation rencontrées	3
1.3 Caractéristiques des effluents bruts selon la littérature.....	4
1.4 Caractéristiques des eaux en sortie de fosse (effluents septiques).....	4
1.5 Caractéristiques des eaux en sortie de filtres à sable verticaux	5
1.6 Mécanismes de dégradation de la pollution organique dans les ANC.....	5
1.7 Facteurs influençant la dépollution.....	7
1.8 Contribution des enzymes dans la dépollution.....	7
1.8.1 Facteurs influençant l'activité enzymatique	7
1.8.2 Choix des enzymes à doser.....	9
1.8.3 Valeurs optimales moyennes obtenues dans la littérature	9
2 Chapitre 2 : Méthodologie.....	10
2.1 Evaluation des systèmes d'ANC	10
2.2 Analyses des sols	10
2.2.1 Prélèvement des échantillons	10
2.2.2 Détermination de la teneur en eau.....	11
2.2.3 Détermination des matières volatiles	12
2.2.4 Mesure du carbone organique particulaire	12
2.2.5 Détermination de la surface spécifique au bleu de méthylène	12
2.2.6 Granulométrie	14
2.2.7 Mesure de l'activité enzymatique	15
2.3 Suivi du site pilote	17
2.3.1 Description du site.....	17
2.3.2 Prélèvement de l'eau brute filtrée	19
2.3.3 Prélèvement de l'eau porale	20
2.3.4 Mesures directes (pH, conductivité, turbidité)	20

2.3.5	Matières en suspension (MES)	20
2.3.6	Carbone (COP, DCO, COD, COT)	21
2.3.7	Aromaticité de la matière organique	21
2.3.8	Métaux.....	22
2.3.9	Ions	22
3	Chapitre 3 : Résultats	23
3.1	Suivi du site pilote	23
3.1.1	Paramètres globaux.....	23
3.1.2	Le carbone	24
3.2	Résultats des analyses du sol	26
3.2.1	Teneur en eau.....	27
3.2.2	Matière organique du sol	27
3.2.3	Essais au bleu de méthylène	28
3.2.4	Granulométrie laser	29
3.2.5	Conclusions sur la surface spécifique.....	31
3.2.6	Activités enzymatiques.....	32
4	Conclusion	34
5	Perspectives.....	34
6	Bibliographie	35

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Distances légales minimales à respecter pour les ANC	2
Figure 2 : Schéma classique du fonctionnement des systèmes d'assainissement non collectif	3
Figure 4 : Evolution des quantités d'azote en fonction de la profondeur de sol	6
Figure 3 : Cycle de transformation de l'azote par les microorganismes	6
Figure 5 : Evolution de l'activité enzymatique en fonction des paramètres du milieu	8
Figure 6 : Schéma de la méthode de prélèvement des échantillons de sol	10
Figure 7 : Echelle de classification des sols en fonction de la valeur au bleu	13
Figure 8 : Détermination de la valeur au bleu – Méthode du spectrophotomètre.	14
Figure 9 : Principe de la granulométrie laser.....	14
Figure 10 : Schéma du pompage de l'eau brute filtrée	19
Figure 11 : Elimination du carbone en fonction de la profondeur.....	25
Figure 12 : Evolution des teneurs en carbone des eaux en fonction du temps	25
Figure 13 : Teneur en eau des échantillons de sol.....	27
Figure 14 : Quantité de carbone organique particulaire des échantillons.....	27
Figure 15 : Corrélations entre COP et MVS pour les échantillons de sol.....	28
Figure 16 : Distribution granulométrique du site EGL à 120cm de profondeur (5 cm sous ANC)	29
Figure 17 : Distribution granulométrique du site EGL à 135cm de profondeur (20cm sous ANC)	30
Figure 18 : Distribution granulométrique du site EGL à 150 cm de profondeur (35cm sous ANC)	30
Figure 19 : Répartition des fractions granulométriques	30
Figure 20 : Présentation de l'ensemble des activités enzymatiques.....	32

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Caractéristiques des effluents pour la validation des nouveaux dispositifs d'ANC	3
Tableau 2 : Caractéristiques des effluents bruts	4
Tableau 3 : Caractéristiques des effluents septiques	4
Tableau 4 : Caractéristiques des eaux filtrées	5
Tableau 5 : Température et pH optimum pour les enzymes choisies	9
Tableau 6 : Classement des différentes fractions présentes dans les sols.....	15
Tableau 7 : Résumé des analyses et des volumes d'échantillon nécessaires.....	19
Tableau 8 : Calendrier des prélèvements sur le site pilote	23
Tableau 9 : Paramètres globaux moyens obtenus sur le site pilote	23
Tableau 10 : Points de prélèvement des échantillons sceptiques et teneur en MES.....	24
Tableau 11 : Abattements moyens obtenus pour le COD et la DCO	24
Tableau 12 : Abattements moyens par centimètre de substrat traversé.....	24
Tableau 13 : Pluviométrie durant les 4 jours qui ont précédé les prélèvements.....	26
Tableau 14 : Profondeurs d'échantillonnage du site d'Egleny.....	28
Tableau 15 : Valeurs au bleu et surfaces spécifiques du site d'Egleny	29
Tableau 16 : Surfaces spécifiques calculées à partir de la granulométrie laser.....	31

LISTE DES PHOTOS

Photo 1 : Matériel d'extraction des gouges.....	11
Photo 2 : Massif filtrant et instruments du site pilote avant remblais	18
Photo 3 : pompe à vide et flacon de collecte de l'eau porale	20

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Classification des sols selon la norme NF ISO 14688-2 de 2005	38
Annexe 2 : Carte géologique de la Bourgogne.....	39
Annexe 3 : Résultats de la granulométrie laser sur le site de la Métairie à hauteur de l'épandage sous l'ANC (55cm sous la surface).	40
Annexe 4 : Résultats de la granulométrie laser sur le site de la Métairie à 10cm de profondeur sous l'ANC (65cm sous la surface).	40
Annexe 5 : Résultats de la granulométrie laser sur le site des Évêques à 15cm de profondeur sous le rejet de l'épandage.....	41
Annexe 6 : Résultats de la granulométrie laser sur le site de Chéry à 13cm de profondeur sous l'ANC soit 133cm sous la surface (57cm de profondeur pour l'échantillon témoin).	41
Annexe 5 : Carte des sites de prélèvement	1
Annexe 6 : Données pluviométriques du site pilote.....	2
Annexe 7 : Fiches descriptives des sites de prélèvement de sol.....	1

TABLE DES ABREVIATIONS

ANC	: Assainissement Non Collectif
ANCRES	: ANC - Rétention et Epuration par les Sols
COP	: Carbone Organique Particulaire
COT	: Carbone Organique Total
CSTB	: Centre Scientifique et Technique du Bâtiment
DCO	: Demande Chimique en Oxygène
FS	: Fosse Sceptique
LEMA	: Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques
MES	: Matières En Suspension
MF	: Massif Filtrant
MO	: Matière Organique
MVS	: Matières Volatiles Solides
N _{tot}	: Azote Total
P _{tot}	: Phosphore Total
PTFE	: PolyTétraFluoroEthylène (<i>Téflon</i> ®)
SPANC	: Service Public d'Assainissement Non Collectif
SUVA	: Spécifique Ultra-Violet Absorbance

INTRODUCTION

L'assainissement non collectif a été considéré durant de nombreuses années comme un mode de gestion des eaux usées par défaut. Les systèmes d'ANC étaient installés là où le réseau d'assainissement était trop cher à mettre en place et étaient alors jugés comme marginaux, ce qui a entraîné une mauvaise prise en compte de l'impact potentiel de ces dispositifs et donc une législation rarement appliquée. Avec l'évolution des mentalités et la prise en compte de l'importance de la protection des sols et de l'environnement en général, de nouvelles législations ont été créées, et notamment la mise en place des Services Publics d'Assainissement Non Collectif (SPANC). Désormais l'ANC est accepté comme un mode de traitement des eaux usées domestiques à part entière et est utilisé par plus de 11 millions de français⁽¹⁾.

Ce stage se place dans le cadre du projet ANCRES (ANC - Rétention et Epuration par les Sols) qui a comme objectif final de mettre en place un indicateur intégratif pour évaluer la fonction transfert du sol en examinant ses capacités de rétention et d'épuration. Cet indicateur sera composé d'indices physico-chimiques, enzymologiques et sociotechniques. La partie analyse sociotechnique a débuté avec le stage de Fanny Drouet (2011) qui s'est terminé en 2011.

Ainsi ce stage sera axé sur les critères chimiques et enzymologiques qui mettent en évidence l'impact des systèmes d'ANC sur le sol. Il sera donc nécessaire de rechercher les indicateurs les plus pertinents et les plus simples à mettre en œuvre par les gestionnaires tels que les SPANC. Pour cela un site pilote a été instrumenté pour permettre d'extraire l'eau du sol sous le dispositif d'infiltration. En parallèle, des campagnes de terrain ont été menées chez des usagers pour obtenir des échantillons de sol impactés par les eaux usées traitées.

⁽¹⁾ IFEN, 2008, *Institut Français de l'Environnement*

1 CHAPITRE 1 : BIBLIOGRAPHIE

1.1 Législation

Depuis que la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 a reconnu que l'assainissement non collectif constitue une réelle alternative au tout à l'égout, une vraie politique de réglementation de l'ANC a été créée. Cela a débuté par l'obligation de réalisation par les communes d'un zonage de l'assainissement non collectif et la mise en place avant le 1^{er} janvier 2006 d'un Service Public d'Assainissement Non Collectif pour contrôler les installations.

Par la suite, le constat d'une absence de SPANC dans plus de 50% des communes au 1^{er} janvier 2007 a conduit à un durcissement de la loi le 30 décembre 2006 avec la mise en place de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) qui impose une mise en conformité de tous les systèmes d'ANC avant fin 2012. Les SPANC sont ainsi chargés de vérifier toutes les installations afin de valider leur conformité. La mise aux normes des installations prend en compte à la fois le dimensionnement du système, le choix de l'installation (fonction de la perméabilité du sol), ainsi que les distances minimales légales présentées sur la figure 1⁽²⁾ et inscrites dans la norme XP DTU 64.1 de mars 2007.

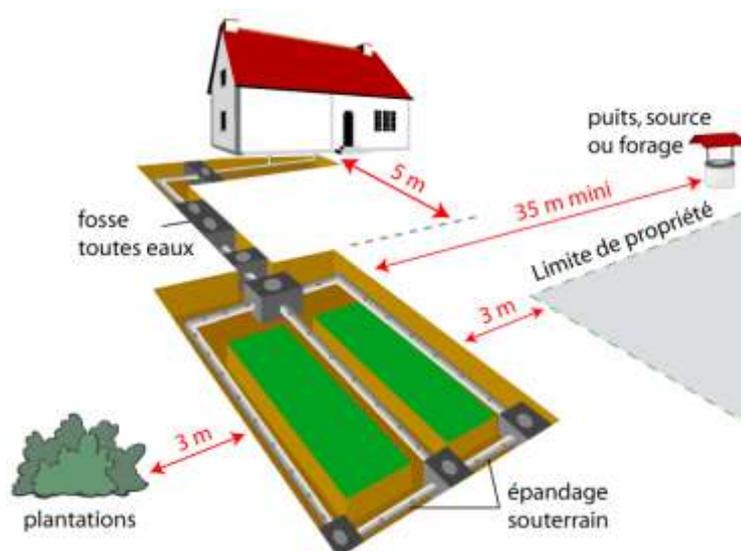


Figure 1 : Distances légales minimales à respecter pour les ANC

Malgré cet encadrement légal, le risque de pollution ne disparaît pas puisque la loi prévoit par exemple qu'au-dessus d'une perméabilité du sol de 15 mm/heure (Art. 6 de l'arrêté du 7 sept. 2009), un dispositif d'épandage souterrain impliquant la filtration par le sol en place est autorisé sans aucune obligation de résultat de l'abattement de pollution. Par ailleurs, l'annexe 2 de ce même texte qui fixe les normes prescrites aux organismes agréés pour la validation des nouveaux dispositifs d'ANC, impose un contrôle des effluents sur seulement 3 paramètres chimiques : DCO, DBO₅ et MES comme le présente le tableau suivant :

⁽²⁾ Source : <http://www.arehn.asso.fr/dossiers/assainissement/assainissement.html>

Tableau 1 : Caractéristiques des effluents pour la validation des nouveaux dispositifs d'ANC

Paramètre	ENTREE de l'installation		SORTIE DE L'ETAPE de traitement intermédiaire		SORTIE de l'installation
	Min.	Max.	Min.	Max.	Max.
DCO (mg/L)	600	1000	200	600	/
DBO5	300	500	100	350	35
MES (mg/L)	300	700	40	150	30

Les normes étant très peu contraignantes, il apparaît donc comme nécessaire de mener des études plus approfondies pour confirmer la capacité d'épuration du sol, ainsi que le comportement à long terme de ces installations, d'autant plus que 5 millions de foyers ⁽³⁾ sont équipés d'un assainissement autonome en France.

1.2 Types d'installation rencontrées

Il existe une très grande variété d'installations disponibles pour traiter les eaux usées domestiques et les techniques ne cessent d'être développées comme par exemple les micro-stations domestiques. Cependant, toutes les installations possèdent une structure commune avec une fosse toutes eaux qui sépare les matières décantables de la phase dissoute, suivit d'un filtre à sable ou d'un épandage (le choix entre les deux sera dicté par la nature du sol sur lequel il va être installé). Le rejet pourra quant-à lui être orienté soit vers le milieu souterrain, soit vers le milieu de surface. Le schéma qui suit présente le cheminement de l'eau dans la filière de traitement classique en ANC.

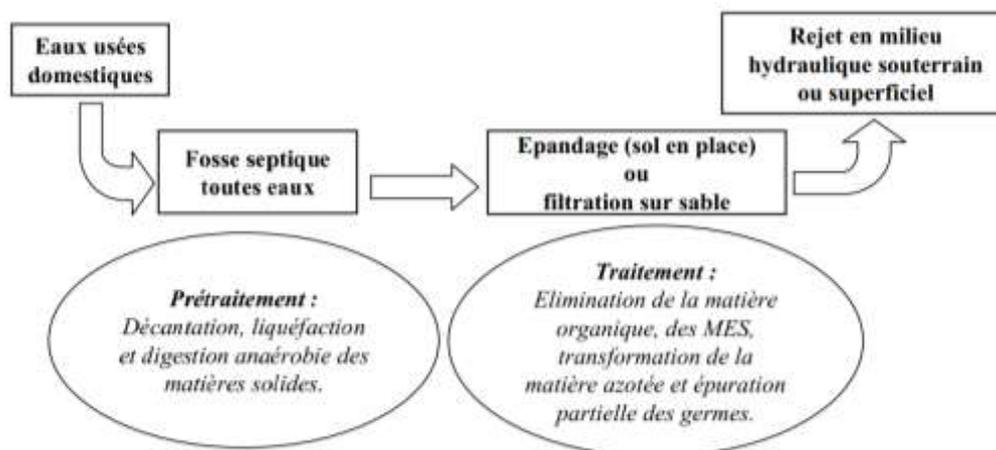


Figure 2 : Schéma classique du fonctionnement des systèmes d'assainissement non collectif

Dans le cadre de notre étude seuls les 4 types d'installations majoritaires ont été rencontrés :

- 1) Le filtre à sable vertical (ou massif filtrant) non drainé :** Il est choisi quand le sol en place est de faible épaisseur et que les capacités d'infiltration sont suffisantes. C'est la couche de sable de 70cm abritant la biomasse bactérienne qui assure la dépollution des eaux.

⁽³⁾ IFEN, 2008, *Institut Français de l'Environnement*

2) Le filtre à sable vertical (ou massif filtrant) drainé : Il est installé quand les capacités d'infiltration du sol en place ne sont pas suffisantes pour permettre l'évacuation des eaux en profondeur. Dans ce cas les eaux ayant traversées le massif de sable sont rejetées dans un fossé ou dans un cours d'eau.

3) Les tranchées d'épandage : Elles sont utilisées lorsque le sol est perméable et qu'il est présent en quantité suffisante (1m60). C'est le sol lui-même qui assure l'épuration des eaux usées décantées. Une couche de gravier entoure les tuyaux de drainage pour éviter leur colmatage avec le temps.

4) Le lit d'épandage : Tout comme les tranchées d'épandage, il ne contient pas de sable mais une simple couche de gravier. La différence est qu'ici la couche de 30 cm de gravier est disposée sur toute la surface d'épandage.

1.3 Caractéristiques des effluents bruts selon la littérature

Les données de Mercoiret (2010) ont été recueillies à partir des mesures sur les eaux produites en France par les communes de moins de 2000 équivalents habitants. Celles de Maillard (1998) ont été obtenues à partir d'une installation d'assainissement regroupée, alors que les données de Karathanasis (2006) sont issues des effluents produits par une seule habitation.

Tableau 2 : Caractéristiques des effluents bruts

	Maillard (1998)	Karathanasis (2006)	Mercoiret (2010)
pH	8.1	-	-
DCO (mg/L)	930	-	645.7
N-NH₄ (mg/L)	74.7	76.7	54.9
N-NO₃ (mg/L)	0.3	0.1	-
Ptot (mg/L)	-	26.8	9.4

1.4 Caractéristiques des eaux en sortie de fosse (effluents septiques)

Les données de Conn et Al. (2010) ont été acquises à partir des eaux usées produites par 8 appartements résidentiels et celles de Bali et Al. (2010) à partir des eaux rejetées par une petite ville. Dans ces deux cas, les eaux usées sont interceptées et conduites dans le site pilote d'ANC mis en place pour les mesures.

Une partie de la pollution est éliminée par la fosse septique toutes eaux grâce principalement à la décantation. Une diminution d'environ 50% de la DCO, de 75% des MES et de 50% pour le phosphore total a ainsi été observée par Pell et Nyberg (1989). En revanche la quantité d'ammonium ne diminue pas et tend à augmenter à cause de la transformation de l'azote organique lors de l'ammonification.

Tableau 3 : Caractéristiques des effluents septiques

	Maillard (1998)	CSTB (2001)	Conn (2010)	Bali (2010)
pH	7.8	7	7.39	7.2
Conductivité (µs/cm)	1560	1078	-	3996
MES (mg/L)	119	84	-	-
DCO (mg/L)	511	437	-	-
N-NH₄ (mg/L)	77	52.5	34	42
N-NO₃ (mg/L)	0.2	-	0.85	2.7
COD (mg/L)	-	-	30	132

1.5 Caractéristiques des eaux en sortie de filtres à sable verticaux

Bali et Al. (2010) ont montrés que les massifs filtrant constitués de sable avaient de bons rendements épuratoires avec une élimination de 80% du COD, 88% de l'azote ammoniacal. Pell et Nyberg (1989) ont quant-à eux démontrés que la DCO, et les MES étaient éliminés à raison de 90% en confirmant une disparition quasi-totale de l'azote ammoniacal. Ils ont également observé une diminution de 70% du phosphore total.

Tableau 4 : Caractéristiques des eaux filtrées

	Maillard (1998)	CSTB (2001)	Bali (2010)
pH	6.6	-	6.9
Conductivité (µS/cm)	1118	4.3	4860
MES (mg/L)	3.6	-	-
DCO (mg/L)	27	56	-
N-NH₄ (mg/L)	5	1.5	5.3
N-NO₃ (mg/L)	-	-	32
COD (mg/L)	-	-	25

A noter qu'aucune étude n'a été menée pour évaluer la qualité chimique de l'eau filtrée après passage à travers le sol. Seules des études axées sur les paramètres microbiologiques de la filtration par le sol sont disponibles (Stevick et Al. (2004), Pundsack et Al. (2001)).

1.6 Mécanismes de dégradation de la pollution organique dans les ANC

L'épuration des eaux dans les filières d'ANC est orientée vers l'élimination de 3 composantes : les MES, la pollution dissoute et les micro-organismes pathogènes

Ainsi, la première phase de dépollution réside dans la décantation effectuée au niveau de la fosse toutes eaux. A cette étape, la plupart des MES sont éliminées, cependant les particules les plus fines tels que les colloïdes ne sédimentent pas et poursuivent leur cheminement jusqu'au filtre. L'élimination des pathogènes est quant-à elle négligeable. Pour ce qui est de la pollution dissoute, la décantation n'est d'aucune utilité, ce sont plutôt les mécanismes d'oxydation biologiques initiés par les microorganismes qui permettent son élimination. Les bactéries vont utiliser la matière organique comme nutriment afin de se développer, et le **carbone** sera ainsi éliminé sous forme de dioxyde de carbone, ou en méthane si les conditions sont anaérobies.

Les mécanismes de dégradation biologique du **phosphore** sont encore assez mal connus, il est admis aujourd'hui que les bactéries assimilent les phosphates pour leurs besoins métaboliques. La pollution phosphorée est ainsi fixée sous forme organique, ce qui évite sa migration vers les nappes phréatiques.

Pour l'azote, le cycle de dépollution est un peu plus long, en effet, les effluents produits sont composés d'azote organique et d'azote sous forme ammoniacale (N-NH₄). L'azote organique est tout d'abord minéralisé par les microorganismes pour donner N-NH₄ qui va alors être transformé en nitrates (nitrification) via la forme nitrite très toxique pour les milieux naturels. Les bactéries responsables de cette transformation sont appelées bactéries nitrifiantes. La dernière étape de traitement de l'azote consiste alors à sa volatilisation lors de la dénitrification (formation de N₂ et N₂O).

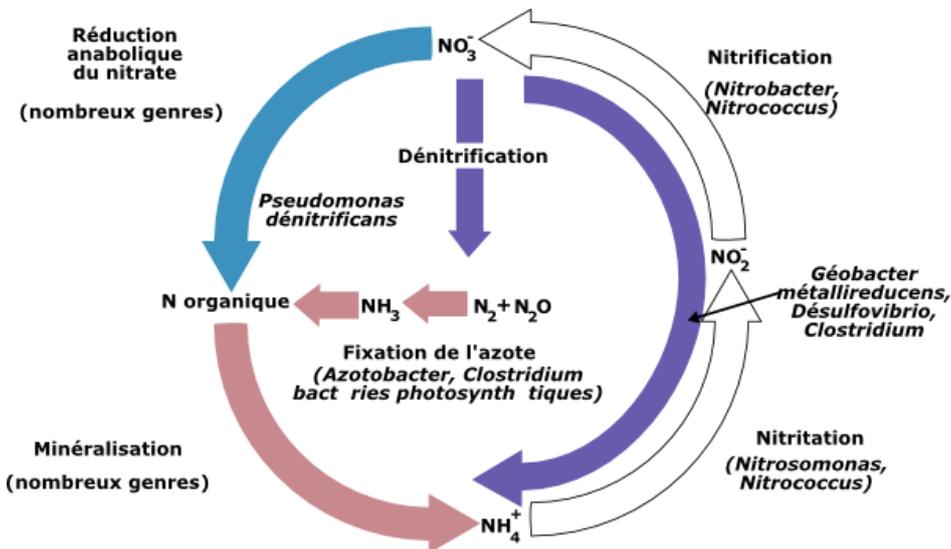


Figure 3 : Cycle de transformation de l'azote par les microorganismes

Le problème actuel provient du fait que le traitement de l'azote dans les ANC ne se poursuit pas jusqu'à la volatilisation en diazote, c'est ce qu'a constaté Gill et Al (2009) et Bali et Al (2010), avec une teneur en nitrate croissante avec la profondeur d'infiltration des eaux usées. Conn et Al (2009) ont même constaté que les nitrates produits parvenaient à atteindre la nappe phréatique. Cela peut même contribuer à l'eutrophisation des cours d'eau comme l'ont observés Withers & Al (2011).

La figure suivante montre les observations de Gill et Al (2009) qui ont mis en évidence la transformation de l'azote ammoniacal en nitrates en fonction de la hauteur de sol traversée par les eaux usées.

Table 3 – The average breakdown of total inorganic-N in STE (Site 1) and SE (Site 4) across the three depth planes.

	% of total inorganic-N					
	NH ₄ -N		NO ₂ -N		NO ₃ -N	
	Site 1	Site 4	Site 1	Site 4	Site 1	Site 4
STE/SE	98.3	28.0	0.3	19.2	1.4	52.8
0.3 m subsoil	27.2	1.3	4.3	6.0	68.5	92.9
0.6 m subsoil	13.4	1.1	1.7	3.8	84.9	94.9
1.0 m subsoil	4.3	1.1	0.3	2.6	95.4	96.1

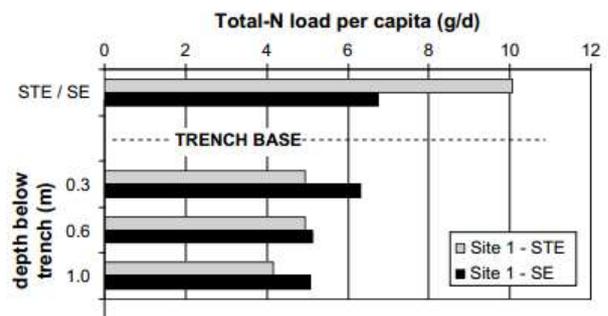


Figure 4 : Evolution des quantités d'azote en fonction de la profondeur de sol

On peut ainsi noter que malgré une quasi disparition de l'azote sous sa forme ammoniacale, sa transformation en nitrate ne permet pas une diminution de la quantité d'azote total même à 1 mètre de profondeur. Cela peut devenir préoccupant lorsque le nombre d'ANC devient important car on sait que les nitrates sont responsables de l'eutrophisation de nombreux cours d'eau.

1.7 Facteurs influençant la dépollution

Tout d'abord, **la hauteur de la colonne de sable** joue un rôle essentiel dans l'épuration des eaux usées, même si l'abattement de la pollution est plus important en surface grâce aux mécanismes aérobies. Tanja et Al. (2006) ont ainsi constatés que la majorité du carbone organique biodisponible était éliminé dans les 30 premiers centimètres de la zone d'infiltration.

La granulométrie du massif filtrant et du sol sont également à considérer. Miller et Wolf (1975) ont montré que la présence de particules d'argile favorise l'adhésion des micro-organismes grâce à leur surface externe, et leur grande capacité d'échange cationique, ce qui améliore les rendements épuratoires du sol. Pour Karathanasis et Al (2006), les performances épuratoires des sols sableux étaient de l'ordre de 20% pour le phosphore total et de 70% pour l'azote total contre un abattement de plus de 95% avec un sol plus argileux de type limoneux. On sait par ailleurs que plus les particules qui composent le sol sont fines et plus la surface spécifique augmente, ce qui permet une meilleure rétention des polluants et des microorganismes. Cependant, si les particules sont trop fines, l'infiltration n'est plus possible et un système drainé doit être mis en place.

La température est également un paramètre essentiel, en effet le traitement est plus efficace pendant la période estivale lorsque les températures sont plus favorables au développement bactérien épurateur (70% du COD éliminé en hiver, contre 90% en été d'après Bali et Al (2010)).

Par ailleurs **l'âge des systèmes** est un facteur important, puisque la mise en place de la population bactérienne dans les massifs filtrants n'est pas immédiate, cela a été démontré par Bahgat et Al (1999) Beal & Al. (2006) et Campos et Al (2010), avec une période d'environ de 100 jours de croissance des bactéries avant d'atteindre une capacité épuratoire convenable. Un système comme le site pilote étant utilisé depuis quelques mois ne sera donc pas aussi efficace qu'un système ayant plusieurs années d'utilisation. A l'inverse, si le dispositif est mal dimensionné, ou trop âgé cette même biomasse conduit à un colmatage du filtre et donc un dysfonctionnement total de l'ANC.

1.8 Contribution des enzymes dans la dépollution

Les enzymes sont produites par les microorganismes du sol qui libèrent ces molécules dans le but de dégrader un substrat sous une forme qu'ils vont pouvoir assimiler facilement. Ce sont des protéines, molécules souvent très complexes dont la structure varie en fonction du sol dans lequel on les trouve.

Les enzymes peuvent être considérées comme des catalyseurs, elles permettent d'initier des réactions qui ne seraient pas survenues spontanément du fait d'une énergie d'activation trop importante. A la fin de la réaction l'enzyme n'a pas été modifiée et peut répéter la réaction avec une nouvelle molécule de substrat. On peut trouver les enzymes sous forme libre (dans la solution du sol), elles peuvent être présentes dans les microorganismes (enzymes intracellulaires) ou encore, elles peuvent être liées aux particules du sol. Cela permet d'affirmer qu'à court terme, la quantité d'enzyme dans le sol reste stable et ne dépend pas de la biomasse microbienne qui peut varier rapidement en fonction des conditions du milieu.

1.8.1 Facteurs influençant l'activité enzymatique

1.8.1.1 La température

La température est le facteur qui va permettre de favoriser la rencontre entre l'enzyme et le substrat, augmentant ainsi les cinétiques de réaction. Cependant, quand la température dépasse un seuil critique, il se produit une inactivation ou «dénaturation» progressive de la protéine enzymatique, de telle sorte qu'il existe une température optimale apparente. La somme de ces deux effets donne une courbe caractéristique de l'activité enzymatique et température qui passe par un maximum comme le montre la figure 5.

La température à laquelle la dénaturation devient un facteur important varie d'une enzyme à l'autre. Généralement, la dénaturation est négligeable en dessous de 30°C et commence à être appréciable au-delà de 40°C, c'est pourquoi les réactions de dosage de l'activité enzymatique sont souvent effectués à une température de 37°C.

1.8.1.2 Le pH

Les enzymes sont des protéines et de ce fait elles sont composées de nombreux sites ionisables dont la charge est entièrement dépendante du pH du milieu. Le pH peut aussi modifier le substrat qui ne sera donc plus assimilable par l'enzyme. On peut également constater une modification de la structure tertiaire des enzymes lorsque le pH est trop éloigné de la valeur optimale.

1.8.1.3 Le substrat

Suivant le substrat utilisé, l'affinité avec l'enzyme sera plus ou moins importante, c'est ce qu'ont montrés Farnet et Al (2009) et c'est pourquoi nous avons utilisé les substrats présentant le meilleur potentiel de réaction pour effectuer les tests. La concentration en substrat dans le milieu de réaction est également très importante car il faut qu'il soit présent en quantité suffisante pour observer la réaction.

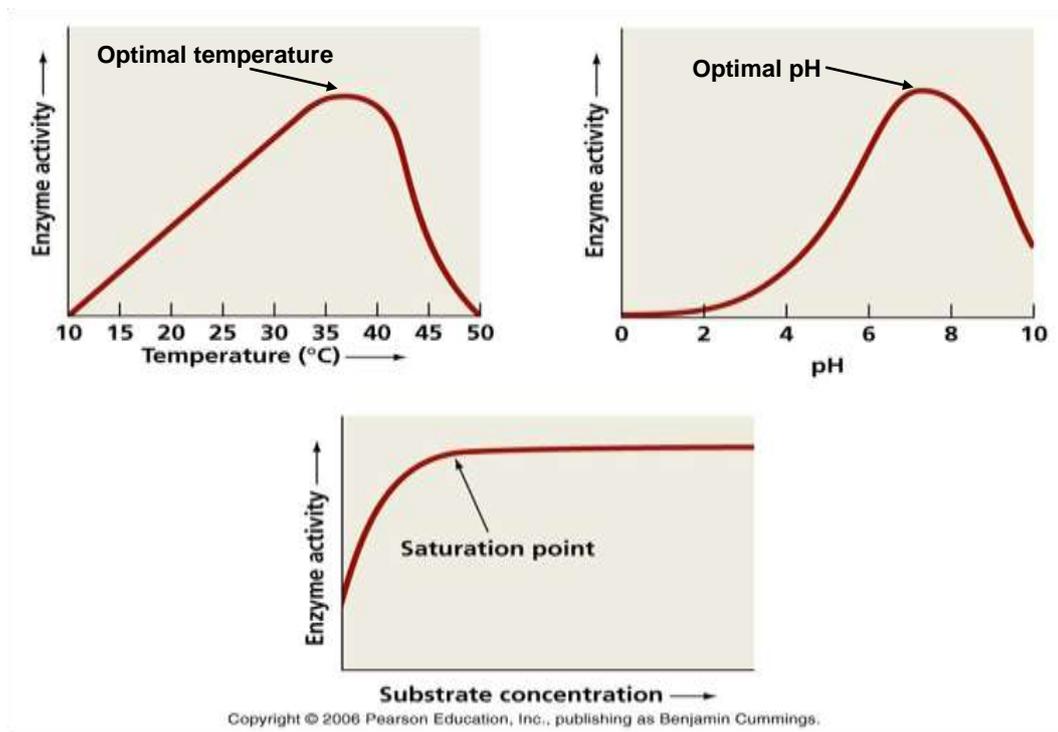


Figure 5 : Evolution de l'activité enzymatique en fonction des paramètres du milieu

1.8.1.4 La granulométrie du sol

La taille des particules est également très importante car on observe souvent des activités enzymatiques plus importantes avec un sol contenant une forte proportion de particules fines et c'est ce que Marx et Al. (2004) ont constatés pour de nombreuses enzymes. Cela est dû à la faible surface spécifique des particules grossières qui ne permettent pas une rétention suffisante des enzymes, mais également à cause des vitesses d'infiltration trop élevées qui sont défavorables pour les échanges entre microorganismes et nutriments.

1.8.2 Choix des enzymes à doser

Le 21 janvier 2012, il y avait 4 585 enzymes différentes dont la séquence d'acides aminés a pu être répertoriée sur la base de données MACiE du site internet de l'Institut européen de bioinformatique au Royaume-Uni. Il est donc essentiel de pouvoir choisir un nombre restreint d'enzymes dont la présence doit révéler une contamination par les effluents domestiques.

Les sols étudiés sont potentiellement impactés par des eaux usées. On sait que les eaux usées contiennent une forte proportion d'urée (N-NH₄) produite par le foie et la dégradation des acides aminés. On retrouve également dans les eaux usées des sucres issus de l'alimentation et Allison et Jastrow (2006) ont montré que la production d'enzyme était plus importante en présence de matière organique. Ainsi ces nutriments étant bien représentatifs d'une pollution d'origine anthropique notre choix s'est porté sur les enzymes **uréase et β -glucosidase**.

1.8.3 Valeurs optimales moyennes obtenues dans la littérature

Il est très difficile de déterminer des valeurs précises pour les conditions optimales d'activité des enzymes car pour un même substrat dégradé, chaque microorganisme (champignon, bactérie...) va produire une enzyme dont la structure variera suivant l'espèce qui l'a produite. On mesure donc l'activité enzymatique globale produite par l'ensemble des individus présents dans l'échantillon. Cette diversité de structures enzymatiques au sein d'une même famille explique ainsi la difficulté de déterminer une valeur de pH et de température universelle. Cependant, on peut tout de même utiliser des valeurs moyennes de la littérature qui permettront de tirer des conclusions sur les résultats par la suite.

Tableau 5 : Température et pH optimum pour les enzymes choisies

Enzyme	β -glucosidase ⁽⁴⁾ :	Uréase ⁽⁵⁾ :
pH optimum	6.5	7.4
Température optimale	37°C	37°C

Les réactions biologiques se produisent à une température de 37°C, et on sait que la dénaturation de la plupart des enzymes est négligeable dans ces conditions. Par exemple, pour l'uréase, M.I. Zantua et J.M. Bremner (1977) ont montré que la dénaturation n'intervient qu'à partir de 60°C. C'est pourquoi les dosages des activités seront conduits à 37°C.

⁽⁴⁾ PARDO A.G., F. FORCHIASSIN, 1998, *Factors influencing β -glucosidase production, activity and stability in *Nectria catalinensis**

⁽⁵⁾ YILMAZ YUREKLI, SACIDE ALSOY ALTINKAYA, 2011, *Catalytic performances of chemically immobilized urease under static and dynamic conditions: A comparative study*

2 CHAPITRE 2 : METHODOLOGIE

2.1 Evaluation des systèmes d'ANC

Comme nous avons pu le voir, l'objectif principal du projet est de mettre en place un indicateur de l'état des systèmes qui devra être à la fois simple à mettre en œuvre par les gestionnaires comme les SPANC, mais également pertinent pour révéler l'état des installations. Pour cela deux composantes ont été étudiées lors du stage : d'une part les sols par le biais de prélèvements ponctuels chez les particuliers dans une zone géographique vaste ; et d'autre part, l'eau du sol grâce au site pilote équipé pour recueillir l'eau porale sous la zone d'infiltration.

Ces deux axes d'études sont donc bien liés entre eux et permettront d'obtenir des informations sur la variable spatiale par les prélèvements ponctuels, mais également sur la variable temporelle grâce au suivi continu du site pilote.

Ce chapitre méthodologie va donc tout d'abord exposer les analyses des sols, et la seconde partie sera orientée vers les analyses des eaux.

2.2 Analyses des sols

Une fois collectés, les échantillons de sol sont stockés dans une glacière maintenue au frais à l'aide de pains de glace jusqu'au retour au laboratoire. Les échantillons sont ensuite homogénéisés en cassant les mottes de terre et en mélangeant l'ensemble de l'échantillon. Par la suite une moitié de l'échantillon est replacé dans les bocaux en verre pour être lyophilisé et la seconde partie est congelée jusqu'à l'analyse des activités enzymatiques.

2.2.1 Prélèvement des échantillons

La méthode de prélèvement du sol dépend de la profondeur à laquelle se situe la zone à échantillonner. En effet, suivant le type d'installation l'interface filtre/sol ne se situe pas à la même profondeur (par exemple, elle est plus importante pour un massif filtrant que pour un lit d'épandage). Ainsi lorsque la hauteur d'échantillonnage ne dépasse pas les 80cm une seule gouge de 1 mètre suffit pour faire le prélèvement. En revanche si elle est plus importante nous devons procéder de la manière suivante :

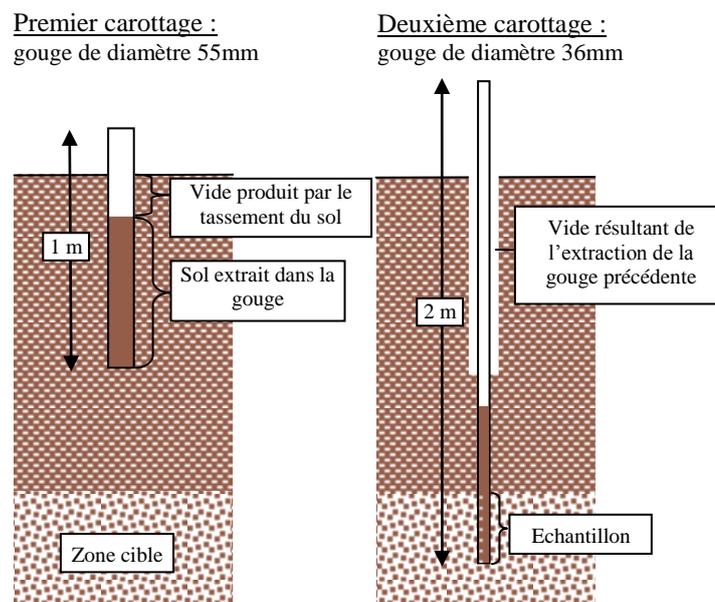


Figure 6 : Schéma de la méthode de prélèvement des échantillons de sol

Comme le montre la figure, une première gouge de diamètre 55mm est insérée jusqu'à environ 80cm de profondeur (une longueur minimale de 20cm doit dépasser du sol pour pouvoir utiliser l'extracteur). Puis, après extraction de cette gouge, une seconde de diamètre moins important est insérée jusqu'à la profondeur désirée.

Pour enfoncer les gougues dans le sol, nous avons utilisé un marteau piqueur qui permet de briser les fractions les plus grossières du sol, cependant cette technique engendre un tassement du sol très important qui est à prendre en compte lors de l'estimation de la profondeur atteinte.

Dans le cas où l'installation est un massif filtrant drainé, et que l'exutoire est un fossé en sol naturel, le prélèvement est effectué sous le tuyau de rejet. Un échantillon témoin est alors prélevé à quelques mètres, loin de la zone de rejet et à la même profondeur que l'échantillon impacté pas les eaux traitées.

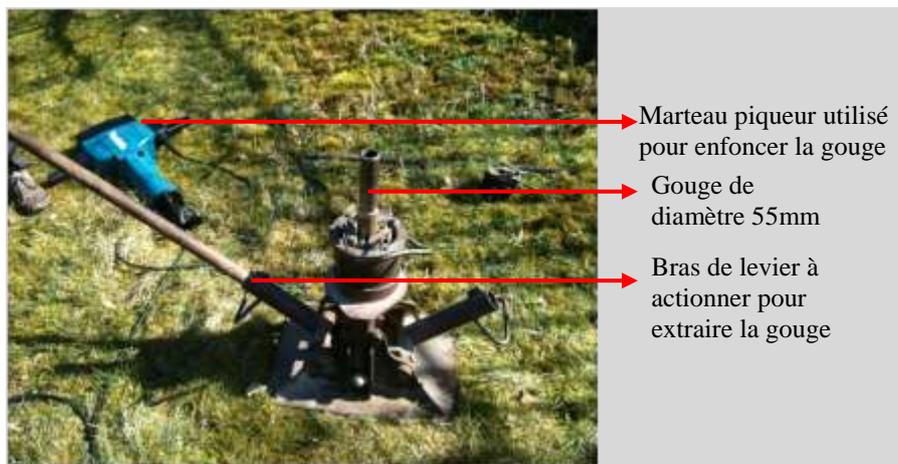


Photo 1 : Matériel d'extraction des gougues

2.2.2 Détermination de la teneur en eau

La teneur en eau est classiquement déterminée suivant la méthode prescrite par AFNOR ⁽⁶⁾ (NF P94-050). Le test est très simple et consiste à prélever une prise d'essai de sol humide que l'on pèse avant et après la dessiccation. Le séchage est effectué dans une étuve à 50°C pour les sols contenant des matières organiques et à 150°C pour les sols qui ne sont pas susceptibles de subir d'altérations par la chaleur.

Cependant dans notre cas nous avons choisi de lyophiliser les échantillons afin de maximiser les chances de conservation des propriétés de la matière organique et du sol pour les analyses suivantes. Le sol est alors pesé avant et après lyophilisation et la teneur en eau est obtenue grâce à l'équation suivante :

$$w = \frac{m_w}{m_d}$$

Avec m_w la masse d'eau perdue lors du séchage et m_d la masse de sol sec. Dans notre cas, la teneur en eau a été déterminée directement par lyophilisation des échantillons. Les résultats sont exprimés en pourcentage, ils peuvent bien sur dépasser 100% lorsque la masse d'eau dans l'échantillon est supérieure à la masse de matières sèches.

⁽⁶⁾ NORME FRANCAISE AFNOR NF P 94-050, Septembre 1995, *Détermination de la teneur en eau pondérale des matériaux, method par étuvage.*

2.2.3 Détermination des matières volatiles

Les matières volatiles solides (MVS) ne sont pas uniquement constituées de matière organique (MO), elles comportent également une fraction de matières minérales capables de se volatiliser sous l'action de la chaleur (bicarbonates, chlorures...). On note également qu'une petite fraction de carbone organique ne disparaît pas à 525°C, ainsi les MVS ne permettent pas réellement de conclure sur la quantité de matière organique de l'échantillon même si l'approximation $MVS = MO$ peut être faite sur certains échantillons.

La mesure des MVS sur les sols s'effectue en pesant précisément une masse d'au moins 1 gramme de sol sec (lyophilisé dans notre cas). La prise d'essai est passée au four à 525°C pendant 2 heures et refroidie lentement jusqu'à température ambiante avant d'être pesée à nouveau. On obtient la quantité de MVS grâce à l'équation suivante :

$$MVS = \frac{m_{\text{perdue dans le four}}}{m_{\text{prise d'essai}}}$$

Les résultats sont exprimés en pourcentage. La quantité restante après passage au four peut être assimilée à la fraction minérale de l'échantillon.

2.2.4 Mesure du carbone organique particulaire

Le carbone organique particulaire est une mesure plus fine de la quantité de carbone organique présente dans l'échantillon car pour cette mesure, le carbone inorganique (les carbonates principalement) est tout d'abord purgé par acidification de la prise d'essai.

La mesure consiste donc à peser 50 à 100 mg de sol sec suivant la concentration en MVS de l'échantillon et de l'acidifier par de l'acide chlorhydrique à 3%. Le sol est alors séché à l'air libre et la quantité de carbone restante sur le filtre est ensuite libérée sous forme de dioxyde de carbone lors de la calcination à 1000°C pendant que l'on mesure la quantité libérée par spectrophotométrie infrarouge (Analyseur de Carbone Particulaire O.I. Analytical). La valeur obtenue est ensuite comparée à la gamme d'étalonnage afin de déterminer la concentration en COP de l'échantillon.

2.2.5 Détermination de la surface spécifique au bleu de méthylène

La détermination de la surface spécifique des particules du sol est faite suivant la norme NF P94-068⁽⁷⁾, avec une modification du protocole décrite par Konrad et Gabezas (2008) pour permettre une meilleure précision de la mesure.

Le principe de base de cette expérience est en fait de déterminer la capacité d'adsorption ionique d'un sol en recouvrant la surface de toutes les particules qui le compose avec du bleu de méthylène. On obtient ainsi la valeur au bleu exprimée de la manière suivante :

$$VBS = \left(\frac{m_{BM}}{m_{sol}} \right) * 100 \quad (\text{exprimé en g de bleu/100g de sol})$$

⁽⁷⁾ NORME FRANCAISE AFNOR NF P 94-068, Octobre 1998, *Mesure de la capacité d'adsorption de bleu de méthylène d'un sol ou d'un matériau rocheux*

La valeur au bleu (VBS) permet ainsi de caractériser les sols en fonction de l'échelle suivante :

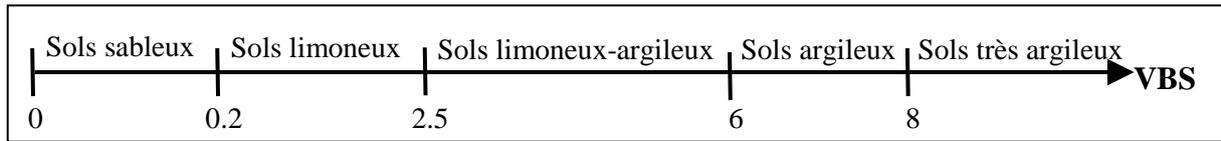


Figure 7 : Echelle de classification des sols en fonction de la valeur au bleu

On peut ensuite retrouver la surface spécifique des particules du sol grâce à la formule ci-dessous :

$$S_s = \frac{V_{BM}}{m_{sol}} * C_{BM} * \frac{A_v}{MM_{BM}} * A_{BM} \quad (\text{exprimé en } m^2/g)$$

Ici C_{BM} correspond à concentration de la solution de bleu de méthylène (g/mL) calculée en prenant en compte la teneur en eau de la poudre utilisée pour préparer la solution, A_v est le nombre d'Avogadro (6.02×10^{23} atomes/mol), MM_{BM} est le poids moléculaire du bleu de méthylène utilisé (ici 319.86 g/mol), et A_{BM} correspond à l'aire couverte par une molécule de bleu de méthylène soit 130 \AA soit 130.10^{-20} m^2 comme l'ont démontré Hang et Brindley (1970).

Ce dosage nécessite de déterminer le point d'équivalence correspondant au moment où l'on observe l'apparition de bleu de méthylène sous forme libre dans le milieu. Pour cela, la norme citée précédemment fait appel à « l'essai à la tache » qui détermine le point d'adsorption maximum lorsqu'une auréole bleu se forme autour de la goutte déposée sur du papier filtre. Cette méthode est utilisée depuis 1957 par Johnson, mais elle souffre d'un très grand manque de précision, c'est pourquoi une amélioration de la méthode a été apportée en utilisant un spectrophotomètre (Konrad et Gabezas, 2008).

Comme les quantités de sol disponibles pour chaque échantillon sont faibles, la mesure a été adaptée pour une masse de 2,5g. L'utilisation de la centrifugeuse a pour but de séparer le solide du liquide et a permis de faire tous les ajouts successifs avec la même prise d'essai de 2,5g.

Le mode opératoire est décrit ci-dessous :

- Peser 2,5g de sol sec et ajouter 50mL d'eau milliQ
- 1) Faire le premier ajout de bleu de méthylène 10g/L
- 2) Boucher le tube et mélanger énergiquement pendant 5 min
- 3) Placer le tube dans la centrifugeuse en prenant soin d'équilibrer les masses
- 4) Centrifuger à 4000 Tr/min pendant 3 min
- 5) Prélever 5mL de surnageant et l'ajouter dans un tube à essai

Répéter la procédure 1) à 5) pour 6 ajouts de bleu de méthylène : 50, 100, 200, 300, 400, 500 μ L

- Mesurer l'absorbance à 664.5nm

La valeur au bleu à l'aide du spectrophotomètre correspond à la concentration de bleu de méthylène (C_{BM}) où se présente le premier changement de pente dans la courbe de titration, c'est ce qui est représenté sur la figure ci-dessous.

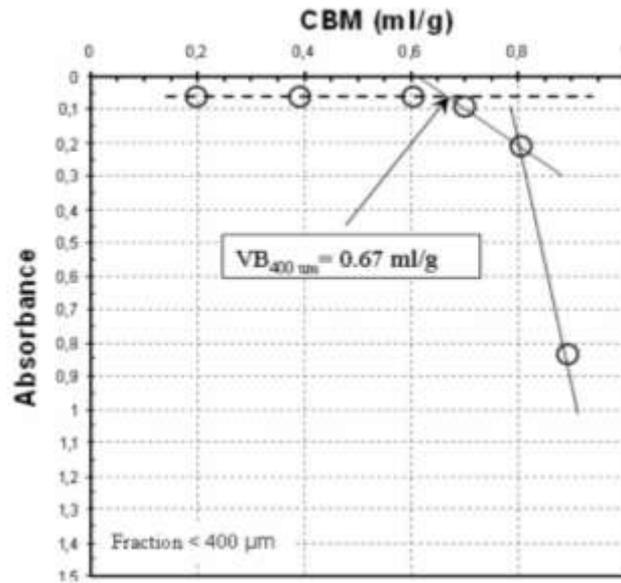


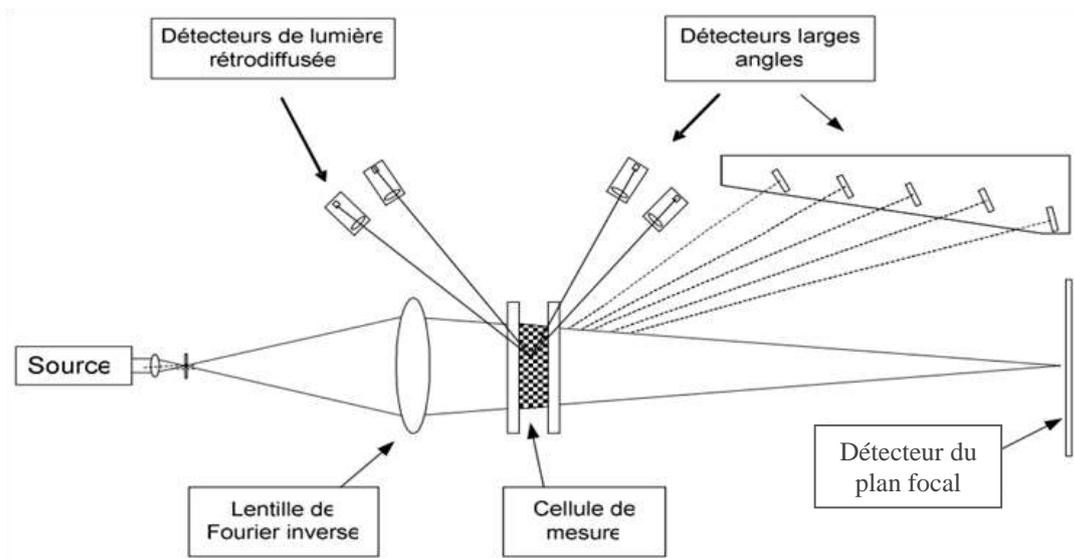
Figure 8 : Détermination de la valeur au bleu – Méthode du spectrophotomètre.

Source : KONRAD J.-M., F.A. VALENCIA GABEZAS, Mars 2008, Rapport GCT-2008-01, *Caractérisation des particules fines d'un matériau granulaire de fondation par l'essai au bleu de méthylène.*

2.2.6 Granulométrie

La granulométrie est effectuée à l'aide d'un granulomètre laser de marque Beckman Coulter modèle LS 230. Cet appareil est capable de mesurer des particules ayant un diamètre de 0.04 μ m à 2mm.

Le principe est de mettre en solution une petite quantité de sol et de mesurer la diffraction d'un rayon laser à travers cette solution. On peut ensuite en déduire la proportion des différentes fractions du sol grâce aux données produites par le logiciel.



Source : MICHEL F., L. COURARD, 2006, *Apport de la granulométrie laser dans la caractérisation physique des fillers calcaires*, 7^{ème} édition des Journées scientifiques du Regroupement francophone pour la recherche et la formation sur le béton (RF)²B.

Figure 9 : Principe de la granulométrie laser

Les données peuvent alors être utilisées pour classer le type de sol en suivant la classification norme NF 14688-2 ⁽⁸⁾ fournie en annexe.

Chaque fraction (argile, limon, sable) est déterminée suivant la taille des particules comme le montre le tableau qui suit :

Tableau 6 : Classement des différentes fractions présentes dans les sols

Nom	Sol à matrice fine						Sol à matrice grossière						cailloux	blocs
	argile	limon			sable			grave						
		fin	moyen	grossier	fin	moyen	grossier	fin	moyen	grossier				
Dimension des particules (mm)	0,002	0,006	0,02	0,06	0,2	0,6	2	6	20	60	200			

Le but étant de comparer les valeurs de surfaces spécifiques obtenues à l'aide de la méthode au bleu de méthylène avec celle du granulomètre.

Pour calculer la surface spécifique à partir des données du granulomètre, l'équation de base est la suivante :

$$S_s = \frac{\text{Nombre de particules} * \text{Surface de la particule (m}^2\text{)}}{\text{Nombre de particules} * \text{Volume de la particule (m}^3\text{)}}$$

L'ouvrage de physique du sol de Hénin (1976) propose de considérer que les particules du sol sont de forme sphérique, ce qui aura tendance à sous-estimer la surface obtenue compte tenu du fait qu'en réalité les particules du sol ont une forme complexe. Cependant cela simplifie grandement l'équation qui devient : ($S = 4\pi R^2$; $V = \frac{4}{3}\pi R^3$)

$$S_s = \frac{6}{d}$$

2.2.7 Mesure de l'activité enzymatique

Le protocole utilisé pour le dosage de l'activité de la β -glucosidase et l'uréase est celui de M.A. Tabatabaï (1982), et une modification du dosage a été apportée pour l'uréase en suivant la méthode décrite par Mathieu et Pieltain (2003). La mise au point du protocole a été effectuée par Christophe Saillé au CNAM de Paris qui a effectué tous les tests sur 6 enzymes dont les résultats sont présentés dans le rapport ANCREs – *Enzymo 1*, datant du mois d'octobre 2011.

Contrairement au protocole, nous avons choisi d'effectuer les mesures de l'activité enzymatique sur des sols non séchés afin de limiter les risques de destruction des enzymes ou au contraire une

⁽⁸⁾ NORME FRANCAISE AFNOR NF ISO 14688-2, Avril 2005, *Reconnaissance et essais géotechniques - Dénomination, description et classification des sols - Partie 2: principes pour une classification.*

production supplémentaire d'enzymes suite au changement de conditions du sol lors du séchage (température plus élevée, apport d'oxygène important, luminosité important...)

2.2.7.1 Activité de la β -glucosidase

Le principe de la mesure est de mettre en contact les échantillons de sol contenant les enzymes, avec un substrat spécifique à l'enzyme choisie. L'enzyme va alors dégrader le substrat qui va présenter un changement de couleur mesurable au spectrophotomètre. C'est le cas pour la β -glucosidase dont la séquence de réaction est présentée ci-dessous:

	E1	E2	E3	Contrôle
Sol (g)	1	1	1	1
Tampon de réaction (mL)	4	4	4	4
Substrat (mL)	1	1	1	0
Incubation 1h à 37°C				
Substrat (mL)	0	0	0	1
CaCl ₂ 0,5M (mL)	1	1	1	1
NaOH 0,5M (mL)	4	4	4	4
Filtration gravitaire sur filtre plissé (rétention 8 μ m)				
Lecture de l'absorbance à 410 nm				

Les mesures sont réalisées en triplicatas afin de s'assurer de la fiabilité du résultat.

Le tampon de réaction utilisé pour la β -glucosidase est le MUB pH6 et le substrat est le p-nitrophényl β -D glucopyranoside 0.05M. Lors de sa dégradation par les enzymes ce substrat présente une coloration jaune, or le sol possède également un potentiel de coloration en jaune de la solution, ce qui nous contraint à utiliser du sol pour effectuer la gamme d'étalonnage ci-dessous.

p-nitrophénol (μ g)	0	10	20	30	40	50
Sol (g)	1	1	1	1	1	1
Tampon de réaction (mL)	5	4	3	2	1	0
p-nitrophénol 10 μ g/L (mL)	0	1	2	3	4	5
Incubation 1h à 37°C						
CaCl ₂ 0,5M (mL)	1	1	1	1	1	1
NaOH 0.5M (mL)	4	4	4	4	4	4
Filtration gravitaire sur filtre plissé (rétention 8 μ m)						
Lecture de l'absorbance à 410 nm						

2.2.7.2 Activité de l'uréase

Pour la mesure de l'activité enzymatique de l'uréase, le protocole de Tabatabaï ne propose pas de substrat coloré mais un dosage de type acide-base des ions ammonium (produit de dégradation de l'urée par l'uréase) après distillation. En l'absence du matériel nécessaire pour réaliser une distillation de la solution finale de réaction, nous avons choisi de réaliser le dosage des ions ammonium par spectrophotométrie comme décrit par Mathieu et Pieltain (2003). Cette différence de mesure des ions ammonium a nécessité une adaptation du protocole de Tabatabaï. En effet, dans ce protocole, la solution tampon de réaction contient du THAM. Or la présence de THAM inhibe la réaction entre le phénol et les ions ammonium conduisant à la coloration bleue typique du dosage colorimétrique du protocole de Mathieu et al. (2003). La solution tampon THAM 0,05M; pH 9 du protocole de Tabatabaï a donc été remplacée par un tampon acétate 0,05M ; pH 9,5. De plus, nous avons réduit de 5 à 2,5 g, la quantité de sol introduite dans le volume de réaction.

La séquence de réaction est présentée ici :

	E1	E2	E3	Contrôle
Sol (g)	2,5	2,5	2,5	2,5

Tampon acétate 0,05M ; pH 9,5 (mL)	9	9	9	10
Urée 0,2M (mL)	1	1	1	0
Incubation 2h à 37°C				
KCL 2M (mL)	40	40	40	40
Filtration gravitaire sur filtre plissé (8µm)				
Filtrat (mL)	2	2	2	2
EDTA 60g/L (mL)	1	1	1	1
Phénol-nitroprussiate (mL)	2	2	2	2
Tampon hypochlorite (mL)	4	4	4	4
Eau distillée (mL)	16	16	16	16
Incubation 30 minutes à 37°C				
Lecture de l'absorbance à 635 nm				

La gamme d'étalonnage est effectuée à l'aide d'une solution d'ammonium 2µg/mL, et comme la coloration du phénol-nitroprussiate est bleue, il n'est pas nécessaire d'y ajouter du sol.

NH ₄ ⁺ (µg)	0	4	8	12	16	20
KCL 2M (mL)	2	2	2	2	2	2
NH ₄ ⁺ 2µg/mL (mL)	0	2	4	6	8	10
EDTA 60g/L (mL)	1	1	1	1	1	1
Phénol-nitroprussiate (mL)	2	2	2	2	2	2
Tampon hypochlorite (mL)	4	4	4	4	4	4
Eau distillée (mL)	16	14	12	10	8	6
Incubation 30 minutes à 37°C						
Lecture de l'absorbance à 635 nm						

2.3 Suivi du site pilote

2.3.1 Description du site

Afin de permettre un suivi en continu de la qualité des eaux produites par un dispositif d'ANC, un site pilote a été instrumenté lors de sa construction. Il s'agit d'un dispositif composé d'une fosse toutes eaux couplée à un filtre à sable vertical non drainé. Le site se situe à Usselot, hameau de la commune d'Ouagne, à 20 km au Sud-ouest de la ville d'Auxerre.

Des outils de mesure de la teneur en eau du sol ont été mis en place, comme des tensiomètres et des sondes de profil. Ces appareils sont reliés à une centrale d'acquisition qui collecte et enregistre les données. Un *Diver* a également été immergé dans le puits du propriétaire afin de mesurer en continu l'évolution du niveau de la nappe phréatique.

Pour prélever l'eau du sol, des disques poreux ont été installés à deux profondeurs différentes : la première à l'interface entre le massif de sable et le sol à une profondeur de 120cm sous la surface et la seconde à 160 cm de profondeur, c'est-à-dire après 40cm d'infiltration dans le sol naturel. Les disques poreux sont reliés à des pompes à vide programmables jusqu'à une pression de succion de 850mbar. Les deux profondeurs de prélèvement ne sont pas superposées et vont permettre de déterminer si il y a ou non une évolution de la composition chimique de l'eau lors de son passage dans le sol. Ainsi, l'eau prélevée sous le filtre à sable pourra être comparée avec de l'eau prélevée en surface avant son entrée dans l'épandage pour évaluer l'efficacité de l'affinage par le massif filtrant, le rôle du sol est quant-à lui évalué en analysant les eaux extraites à 160cm de profondeur.

Les données recueillies par ces instruments pourront être croisées avec celles obtenues grâce à la station météo afin de tirer des conclusions sur l'impact de la pluviométrie sur la qualité des rejets.

• **Présentation du matériel installé :**



Disques poreux : 10 installés à 120cm et 15 à 160cm
Composition : Quartz/PTFE
Porosité : 2 μ m



Tensiomètre : 5 installés à 70cm et 7 à 120cm
Composition : embout poreux en quartz
Objectif : mesurer la tension de succion du sol



Station météo : 1 installée sur le terrain
Composition : thermomètre, pluviomètre, hygromètre, anémomètre, capteur de rayonnement solaire et d'évapotranspiration
Objectif : acquérir des données pour interpréter les prélèvements

Diver : 1 installé dans le puits
Composition : sonde immergée et enregistreur
Objectif : surveiller le niveau de la nappe phréatique



Regard de collecte des tubes et des câbles

Arrivée des eaux usées prétraitées

Tensiomètres

Sonde de profil

Photo 2 : Massif filtrant et instruments du site pilote avant remblais

Les disques poreux installés sur le site ont une porosité d'environ $2\mu\text{m}$, cela n'est donc pas approprié pour la mesure de paramètres totaux (MES, COT, COP). Ainsi, seule la fraction dissoute sera étudiée par la suite.

Les échantillons doivent être traités dans les 24 heures qui suivent leur prélèvement, sans quoi il est possible de constater une dégradation des matières organiques présentes dans l'échantillon ⁽⁹⁾.

Tableau 7 : Résumé des analyses et des volumes d'échantillon nécessaires

	Analyse	Volume minimum par échantillon
Echantillon Brut (total)	pH, Conductivité, Turbidité	50mL
	DCO _{totale}	2 x 2mL
Filtration GF/f 0.7 μm	MES / COP	Mini 100mL
Filtrat (dissous)	DCO _{dissoute}	2 x 2mL
	COD	38mL
	N _{tot}	38mL
	Ions	Mini 50mL
	SUVA	10mL
Filtration 0.45 μm	Métaux	50mL
TOTAL :		244mL

La contrainte principale pour le prélèvement de l'eau porale est de parvenir à récupérer un volume suffisant pour réaliser la mesure de tous les paramètres listés précédemment ainsi que pour les micropolluants.

2.3.2 Prélèvement de l'eau brute filtrée

Pour prélever l'eau brute filtrée, le pompage s'effectue à l'aide d'une pompe à vide manuelle protégée par une fiole de garde. Le contenant en verre est d'abord accommodé avec quelques millilitres de prélèvement. Après avoir jeté ce volume de lavage, le remplissage peut commencer en actionnant la pompe manuelle.

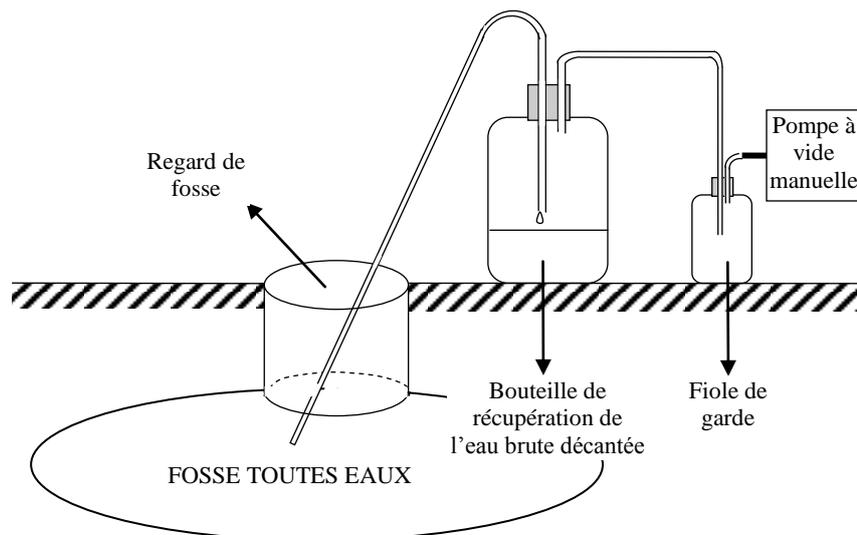


Figure 10 : Schéma du pompage de l'eau brute filtrée

⁽⁹⁾ NORME FRANCAISE AFNOR NF EN ISO 5667-3, Avril 2011, *Qualité de l'eau – Echantillonnage – Partie 3 Conservation et manipulation des échantillons d'eau.*

2.3.3 Prélèvement de l'eau porale

L'eau porale est pompée par le dispositif décrit dans le chapitre 1 (disques poreux + pompes à vide). Le choix de la pression de succion appliquée par les pompes ainsi que le temps de pompage est important, l'échantillon doit être traité dans les 24 heures à partir du début du pompage et le volume collecté doit être suffisant pour mener à bien toutes les analyses (~1L par profondeur).

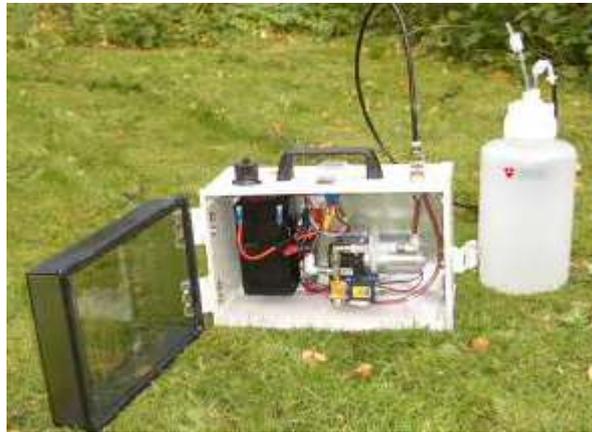


Photo 3 : pompe à vide et flacon de collecte de l'eau porale

Pour les prélèvements d'eau, un contenant en verre est utilisé pour transporter l'eau qui servira à la mesure des micropolluants et un flacon en plastique (Polypropylène) pour les nutriments et les métaux. Le transport s'effectue dans une glacière maintenue à 6°C par des pains de glace.

2.3.4 Mesures directes (pH, conductivité, turbidité)

Le pH et la conductivité sont mesurés à l'aide du même appareil modèle WTW Multiline P4, seul l'électrode change. Pour le pH nous avons utilisé l'électrode combinée SenTix 41 (précision : ±0.01 unité de pH) et pour la conductivité, l'électrode TetraCon® 325 (précision : ±1% de la lecture). La turbidité a quant-à elle été mesurée avec le turbidimètre Hach 2100P (précision : ±3% de la lecture)

Ces mesures sont effectuées le jour du prélèvement sur les échantillons non filtrés.

2.3.5 Matières en suspension (MES)

La mesure de la quantité de matières en suspension est effectuée par mesure de la masse de particules retenues sur un filtre en fibre de verre type GF/f de porosité 0.7µm préalablement lavé et grillé. La filtration doit être effectuée le jour du prélèvement pour limiter la dégradation de la matière organique. Le filtre est pesé avant filtration (précision au dixième de mg), un volume connu est alors passé à travers le filtre à l'aide d'une pompe à vide. Le filtre est ensuite séché à l'étuve à 60°C pendant 48h puis repesé. Il est conseillé de réaliser un duplicata pour confirmer les résultats. Le filtrat peut ainsi être récupéré pour procéder aux analyses suivantes.

La quantité de MES (en mg/L) est calculée selon l'équation suivante :
$$MES = \frac{m_{\text{retenue par le filtre}}}{V_{\text{filtré}}}$$

2.3.6 Carbone (COP, DCO, COD, COT)

2.3.6.1 Carbone organique particulaire (COP)

La mesure du carbone organique particulaire est réalisée avec les filtres qui ont servi pour les MES. Après la pesée, les filtres sont acidifiés par de l'acide chlorhydrique à 3% puis séchés à l'air libre. Le carbone inorganique (les carbonates pour l'essentiel) est ainsi libéré par réaction acido-basique. La quantité de carbone présente sur le filtre est ensuite libérée sous forme de dioxyde de carbone lors de la calcination à 1000°C pendant que l'on mesure la quantité libérée par spectrophotométrie infrarouge (Analyseur de Carbone Particulaire O.I. Analytical). La valeur obtenue est ensuite comparée à la gamme d'étalonnage afin de déterminer la concentration en COP de l'échantillon.

2.3.6.2 Carbone Organique Dissous (COD)

Le carbone organique dissous représente la fraction qui est passée à travers un filtre GF/f. On considère que le carbone ayant traversé possède une taille inférieure à 0.7µm et est donc sous forme dissoute.

L'échantillon à analyser est acidifié à l'acide orthophosphorique 5%, ce qui permet de le conserver plusieurs semaines à une température de 4°C. Le carbone inorganique contenu dans l'échantillon est ensuite oxydé par du persulfate de sodium à 100°C et le CO₂ peut être analysé de la même manière que le COP.

2.3.6.3 Carbone organique total (COT)

Le carbone organique total n'est pas l'objet d'une mesure directe, c'est en fait la quantité de carbone présente sous forme dissoute à laquelle s'ajoute le carbone présent dans la fraction des MES. Le COT est donc simplement la somme du COP et du COD déterminés précédemment.

2.3.6.4 Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La DCO permet de mesurer la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la totalité du carbone organique présent dans l'échantillon.

La mesure de la DCO est effectuée en suivant la micro-méthode Hach. Pour cela 2 mL d'échantillon sont versés dans des tubes contenant le volume de réactif nécessaire prêt à l'emploi (bichromate de potassium, sulfate d'argent et sulfate de mercure). Deux gammes sont disponibles : 0-150ppm et 0-1500ppm. La DCO_{totale} est effectuée en ajoutant l'échantillon brut non filtré et la DCO_{dissoute} en prélevant les 2mL d'échantillon dans le filtrat.

Il faut ensuite faire chauffer à reflux l'ensemble pendant 2 heures à 150°C. On peut alors doser l'excès de bichromate de potassium par spectrophotométrie à 450nm pour la gamme faible et 615nm pour la gamme forte.

2.3.7 Aromaticité de la matière organique

La matière organique peut être caractérisée grâce à la méthode spectroscopique d'absorption UV-Visible. Pour cela il est nécessaire de mesurer l'absorbance de l'échantillon à une longueur d'onde de 254nm, puis de calculer l'aromaticité à l'aide de la concentration en COD obtenue précédemment.

$$SUVA = \frac{Abs_{254nm}}{COD} * 100$$

$$Aromaticité(\%) = 6.5 * SUVA + 3.6$$

Ainsi, plus le taux d'aromaticité est élevé et plus la matière organique est complexe. Il est admis que l'aromaticité de la matière organique augmente lors de l'humification, qui correspond à la transformation de la matière organique simple en composés plus complexes.

2.3.8 Métaux

Pour déterminer la quantité de métaux dissous en solution, un volume de 50mL d'échantillon est nécessaire. Il faut tout d'abord filtrer ce volume à l'aide d'un filtre seringue en acétate de cellulose de porosité 0.45µm. L'ajout de 390µL d'acide nitrique ultra pur (65%) permet une conservation de l'échantillon pendant plusieurs mois à 4°C. Il est ensuite nécessaire de minéraliser les métaux par attaque acide. La mesure des quantités de métaux présents en solution est effectuée par ICP-AES (Inductively Coupled Plasma / Atomic Emission Spectrum). Cette technique consiste à injecter l'échantillon dans un plasma qui va exciter les ions métalliques ; on peut alors mesurer l'énergie des photons produits lors du retour à un état fondamental.

2.3.9 Ions

La détection des ions en solution est faite grâce à la chromatographie ionique. Le principe est d'injecter l'échantillon avec un éluant dans une colonne de chromatographie, les ions vont alors interagir avec la colonne, et en fonction de la taille de l'ion, de sa charge, et de son affinité avec la phase stationnaire, il va être plus ou moins retenu. Comme les ions sont maintenant séparés, on peut les détecter à l'aide d'une cellule de conductimétrie.

Si les échantillons ne peuvent pas être analysés le jour de la collecte, ils sont conservés à une température de -10°C. A ce jour, les échantillons préparés pour l'analyse des ions n'ont pas encore été traités.

3 CHAPITRE 3 : RESULTATS

3.1 Suivi du site pilote

Tableau 8 : Calendrier des prélèvements sur le site pilote

Date de prélèvement	Durée du pompage
19 mars 2012	41 h
29 mars 2012	14 h
19 avril 2012	15 h
15 mai 2012	19 h
29 mai 2012	22 h

La station météorologique a été mise en service à partir du 14 février 2012 et les données ont été collectées le 15 mai 2012. Le graphique présentant les hauteurs de pluie en mm est joint en annexe.

3.1.1 Paramètres globaux

Les valeurs moyennes obtenues pour le pH, la conductivité, la turbidité et l'aromaticité sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 9 : Paramètres globaux moyens obtenus sur le site pilote

	pH	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Turbidité (UTN)	Aromaticité (%)
Fosse sceptique	7.15	1039	109.1	7.48
Sous massif Filtrant (-120cm)	7.74	1215	2.61	14.36
Sous Sol (-160cm)	7.48	1276	0.74	17.89

On constate une augmentation du pH après le passage au sein du massif filtrant. La conductivité est quant-à elle croissante avec la profondeur d'infiltration. La turbidité est très largement diminuée suite à son passage dans le massif de sable qui retient donc bien les MES, et elle est même inférieure à une unité de turbidité néphélométrique, ce qui permet de conclure à l'élimination de la quasi-totalité des MES.

Les données présentent une augmentation de l'aromaticité en fonction de la profondeur. Cela peut être expliqué par des phénomènes d'adsorption sélective du massif filtrant et du sol, ou encore par une complexification des molécules organiques sous l'action des microorganismes qui conduit à des mécanismes d'humification.

Les valeurs obtenues sont assez proches des résultats trouvés dans la bibliographie, et plus particulièrement pour les données du CSTB. Il est malgré tout difficile de comparer les résultats à des valeurs moyennes car les paramètres physico-chimiques des eaux usées dépendent entièrement des habitudes de chacun, et sont par conséquent très variables d'un foyer à l'autre.

La quantité de MES dépend quant-à elle du prélèvement, en effet les contraintes du terrain n'ont pas permis un pompage au même endroit à chaque fois. Le premier prélèvement a été effectué dans le regard de répartition après qu'une chasse d'eau ait été tirée, le suivant a été réalisé dans le deuxième regard de la fosse contenant le filtre alors que les deux derniers ont été effectués directement dans le

premier regard de la fosse. Cela permet d'expliquer la variabilité des résultats obtenus et présentés dans le tableau qui suit.

Tableau 10 : Points de prélèvement des échantillons sceptiques et teneur en MES

Date du prélèvement	Point de prélèvement	MES (mg/L)
29/03/12	Regard de répartition	59,38
19/04/12	1 ^{er} regard de fosse	56,15
15/05/12	2 ^{ème} regard de fosse	62,50
29/05/12	2 ^{ème} regard de fosse	86,50
Moyenne :		66.13

3.1.2 Le carbone

Les valeurs moyennes d'abattement de la pollution sur les échantillons d'eau sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 11 : Abattements moyens obtenus pour le COD et la DCO

Abattement moyen du carbone	COD	DCO totale	DCO dissoute
Fosse sceptique → massif filtrant	- 80,3%	- 87,3%	- 86,3%
Massif filtrant → sous-sol	- 65,3%	-27,1%	- 24,0%

L'abattement de la pollution carbonée est bien visible entre les différentes étapes du traitement des eaux. On note ainsi une diminution moyenne de plus de 80% de la concentration en COD de l'effluent en sortie de massif filtrant par rapport à l'effluent sceptique. Quant à la DCO dissoute, elle est réduite d'environ 86% en sortie de massif et de 87% pour la DCO totale tout en gardant à l'esprit le fait que l'eau est prélevée en sous-sol à l'aide de plaque poreuse possédant une porosité de 2µm, ce qui ne permet pas de conclure sur le totalité du carbone présent dans la phase aqueuse. Ces valeurs d'abattement sont très cohérentes vis-à-vis des données bibliographiques présentées dans le chapitre 1.

Tableau 12 : Abattements moyens par centimètre de substrat traversé

Abattement de la pollution par cm	COD	DCO totale	DCO dissoute
Dans le massif filtrant	- 1.15%	- 1.23%	- 1.25%
Dans le sol	- 1.63%	- 0.60%	- 0.68%

Rapporté à un pourcentage d'abattement pour chaque centimètre de substrat traversé, les performances épuratoires du massif filtrant sont deux fois plus importantes que dans le sol pour ce qui concerne la DCO. En revanche, le COD est quant à lui mieux éliminé par le sol avec une diminution de plus de 1,5% pour chaque centimètre traversé.

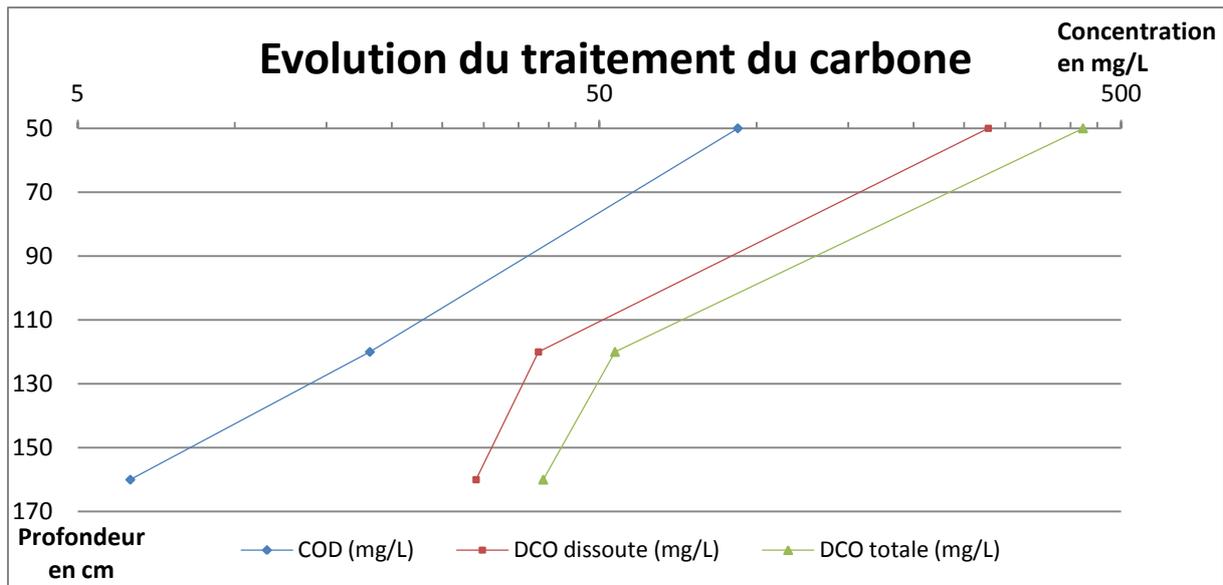


Figure 11 : Elimination du carbone en fonction de la profondeur

L'abattement de la DCO est visiblement plus faible en sous-sol que dans le massif filtrant, cela s'explique principalement par les conditions qui règnent en profondeur. Les recherches bibliographiques ont montré que l'épuration des eaux usées nécessitait la présence d'une atmosphère bien oxygénée, d'un milieu non saturé et de températures clémentes. Or, en sous-sol à 1m60 de profondeur la température ne dépasse jamais 15°C, l'oxygène est absent dans les pores du sol et le milieu est souvent saturé. Dans ces conditions très peu de microorganismes sont capables de se développer, ce qui diminue les rendements épuratoires.

Les valeurs de COP et COT ont été mesurées uniquement pour les échantillons de la fosse sceptique, on obtient ainsi une moyenne de 34.4 mg/L de COP et 126.56 mg/L pour le COT.

L'évolution de la DCO et du COD en fonction du temps est présentée dans les figures qui suivent :

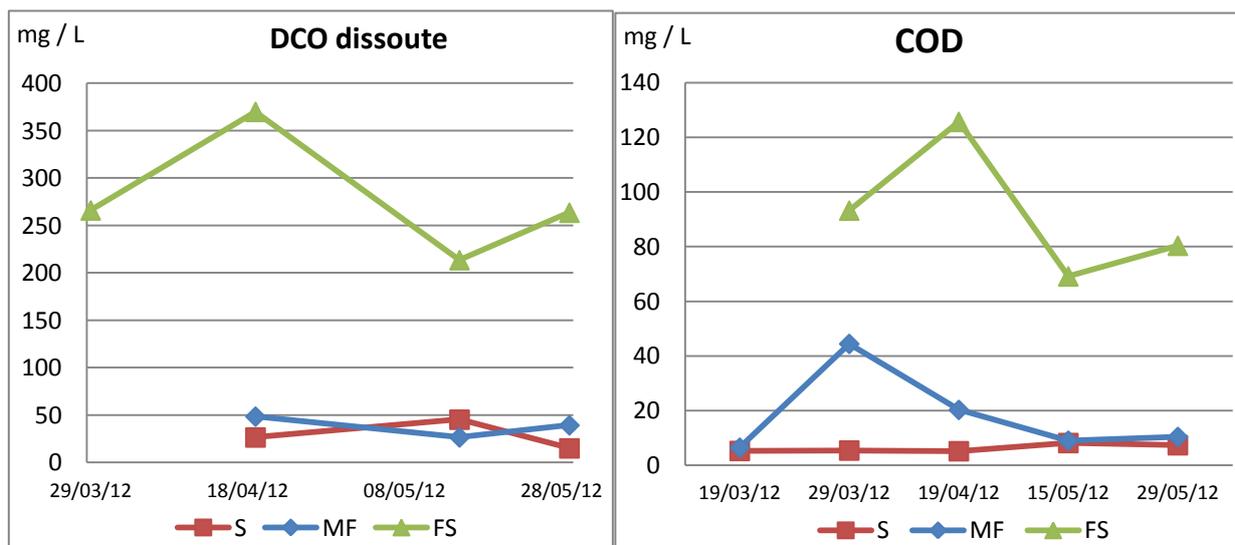


Figure 12 : Evolution des teneurs en carbone des eaux en fonction du temps

On remarque une forte variabilité de la concentration en carbone des prélèvements effectués dans la fosse sceptique. Cela était prévisible puisque la charge en polluant dépend de l'usage de l'eau au sein de l'habitation, et cela est très variable d'un jour à l'autre.

Pour ce qui concerne l'évolution de la pollution carbonée en sortie de massif filtrant, on observe globalement une variation semblable à celle de l'effluent sceptique, ce qui confirme l'hypothèse selon laquelle les capacités de traitement du massif filtrant sont dépendantes de la charge appliquée.

En revanche cette variabilité de charge est moins marquée après le passage de l'eau dans le sol naturel puisque les valeurs de la DCO et surtout du COD sont assez stables dans le temps.

Ces graphiques permettent aussi de noter une corrélation entre la DCO dissoute et le carbone organique dissous sur les effluents de la fosse sceptique puisque l'on observe une variation similaire des deux courbes. Après filtration des mécanismes plus complexes entrent en jeu, et la corrélation entre DCO et COD n'est plus observée.

Les données pluviométriques présentées en annexe peuvent apporter un élément de réponse pour expliquer les concentrations en carbone observées. Le tableau suivant résume les volumes de pluie tombés durant les 7 jours qui ont précédé les prélèvements :

Tableau 13 : Pluviométrie durant les 4 jours qui ont précédé les prélèvements

Jour de collecte	Volume de pluie tombé lors des 4 jours précédents la collecte (mm)
16/03/2012	1
28/03/2012	0
19/04/2012	26.2
15/05/2012	0

On peut ainsi expliquer le fait que malgré une charge relativement élevée du COD dans l'effluent sceptique du 19 avril, on ne constate pas de pic en sortie de massif filtrant. En effet, durant les 4 jours qui ont précédé le prélèvement, il est tombé plus de 26mm de pluie, ce qui a vraisemblablement entraîné une dilution de l'effluent et donc une atténuation de la concentration en carbone organique dissous.

Cela permet également de comprendre pourquoi un pic de COD apparaît sur le prélèvement du massif filtrant du 28 mars, il n'avait pas plu durant plusieurs jours cela n'a donc pas permis l'atténuation de la concentration dans le massif filtrant.

3.2 Résultats des analyses du sol

Deux campagnes de prélèvement ont permis de collecter des échantillons sur 6 sites différents répartis sur un rayon de 20km autour de la ville de Toucy dans l'Yonne. Parmi ces prélèvements certains n'ont été échantillonnés que sur une profondeur et d'autres sur 2 ou 3 profondeurs différentes. Les sites sont annotés par les 3 premières lettres du nom de la ville suivi d'un numéro allant de 1 à 3 qui correspond à la profondeur croissante. Les fiches détaillées de chaque site de prélèvement ainsi que la carte de localisation globale sont présentés en annexe.

3.2.1 Teneur en eau

Les résultats obtenus pour la teneur en eau des échantillons sont présentés dans le graphique suivant :

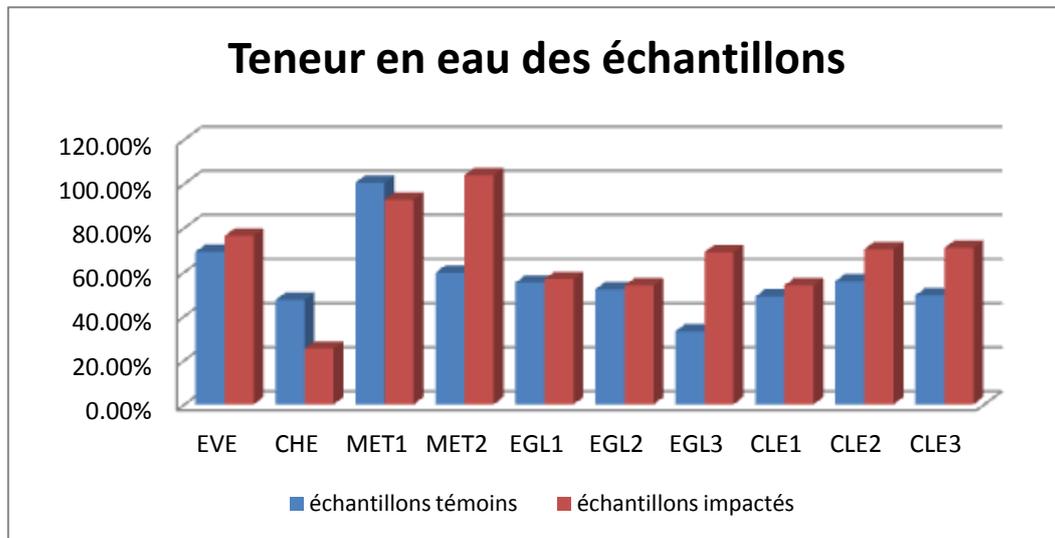


Figure 13 : Teneur en eau des échantillons de sol

On peut constater que pour 80% des échantillons, la teneur en eau du sol qui reçoit les eaux usées est plus élevée de 18.5% par rapport à l'échantillon non impacté prélevé à la même profondeur.

Le fait que l'échantillon témoin du site CHE présente une teneur en eau nettement plus élevée (+22%) que l'échantillon sous l'ANC s'explique par l'emplacement du prélèvement du blanc. En effet, le prélèvement a été effectué en contrebas de l'installation et on peut alors supposer que les conditions ne sont pas totalement identiques du fait de la différence de niveau du sol (la fiche descriptive du site est jointe en annexe).

3.2.2 Matière organique du sol

La quantité de matière organique des échantillons est évaluée à partir des résultats de la mesure des MVS et du COP.

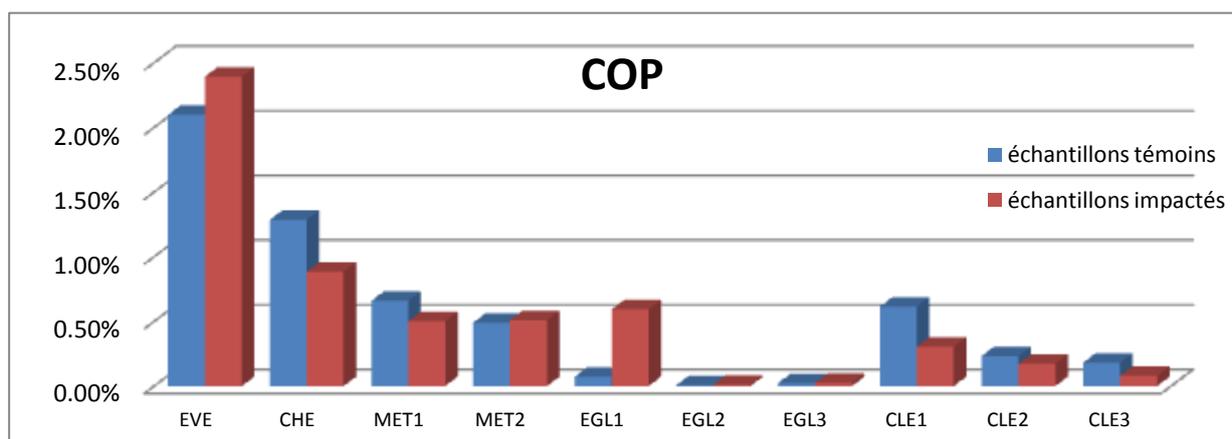


Figure 14 : Quantité de carbone organique particulaire des échantillons

On observe tout d'abord que la quantité de MVS est toujours plus importante que la quantité de COP. Cela s'explique par la libération de CO₂ lors de l'acidification avant la mesure du COP. La différence entre MVS et COP correspond à la fraction minérale oxydable comme par exemple les carbonates.

Par la suite on ne s'intéressera qu'au COP car c'est une mesure plus représentative de la teneur en carbone de l'échantillon que les MVS puisque l'on élimine la fraction minérale susceptible de libérer du CO₂.

Le COP reste cependant assez peu représentatif d'une contamination par les eaux usées car dans de nombreux échantillons on constate une teneur plus importante dans le blanc que dans l'échantillon impacté. Cela peut être dû à la nature du sol qui retiendra plus ou moins le carbone sous l'effet d'une infiltration massive d'eau sur le long terme. En effet, les volumes infiltrés dans les ANC sont très importants et peuvent conduire à une lixiviation des sols.

L'existence d'une relation entre ces deux mesures est vérifiée grâce à un coefficient de corrélation de 0.74 qui traduit bien un lien direct entre ces deux mesures.

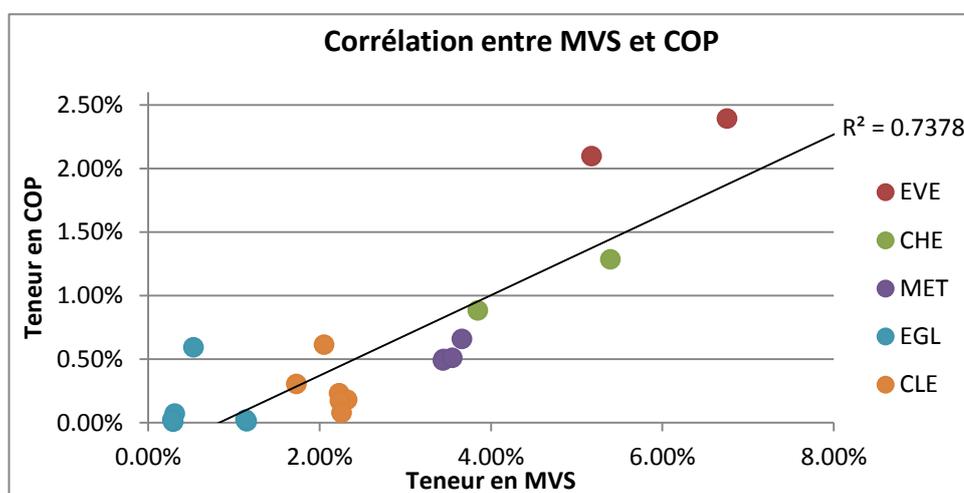


Figure 15 : Corrélation entre COP et MVS pour les échantillons de sol

3.2.3 Essais au bleu de méthylène

Les mesures ont été effectuées sur le site d'Egleny, c'est un site équipé d'un lit d'épandage. L'épandage des eaux usées se fait donc directement dans le sol en place, seul un lit de graviers entoure les tuyaux percés afin d'éviter le colmatage du dispositif.

Sur ce site trois profondeurs ont été échantillonnées :

Tableau 14 : Profondeurs d'échantillonnage du site d'Egleny

	Profondeur depuis la surface	Profondeur sous l'épandage
b1 ; anc1	120 cm	5 cm
b2 ; anc2	135 cm	20 cm
b3 ; anc3	150 cm	35 cm

Il est important de noter que le prélèvement a été fait entre les tuyaux d'épandage et non sous les tuyaux.

Les valeurs obtenues grâce à la méthode du bleu de méthylène au spectrophotomètre sont regroupées dans le tableau suivant :

Tableau 15 : Valeurs au bleu et surfaces spécifiques du site d'Egleny

Echantillon	Valeur au bleu	Surface spécifique	Surface supplémentaire
EGL_b1	0.035	0.774	+ 168.6%
EGL_anc1	0.095	2.079	
EGL_b2	0.039	0.850	+ 143.4%
EGL_anc2	0.094	2.069	
EGL_b3	0.038	0.841	+ 132.6%
EGL_anc3	0.089	1.957	

Tout d'abord, les valeurs au bleu étant inférieures à 1, on peut en déduire que le sol étudié possède une texture sableuse.

Les résultats permettent de mettre en évidence une nette augmentation de la valeur au bleu et donc des surfaces spécifiques pour les échantillons impactés par les eaux usées. Pour chaque profondeur, la surface spécifique double entre l'échantillon témoin et celui collecté sous l'épandage des eaux usées. Cela permet d'affirmer qu'une fraction de sol plus fine est apparue sous l'action de l'infiltration des eaux usées. Pour confirmer cette hypothèse, une granulométrie laser a été effectuée sur ces échantillons.

3.2.4 Granulométrie laser

La granulométrie laser a été effectuée sur les échantillons du même site que pour le bleu de méthylène.

Les résultats montrent que pour les échantillons, plus de 70% du volume possède un diamètre compris entre 63µm et 2mm, ce qui confirme les résultats obtenus avec la méthode au bleu de méthylène : le sol est type sableux.

Voici ci-dessous la distribution en volume pour chaque profondeur échantillonnée :

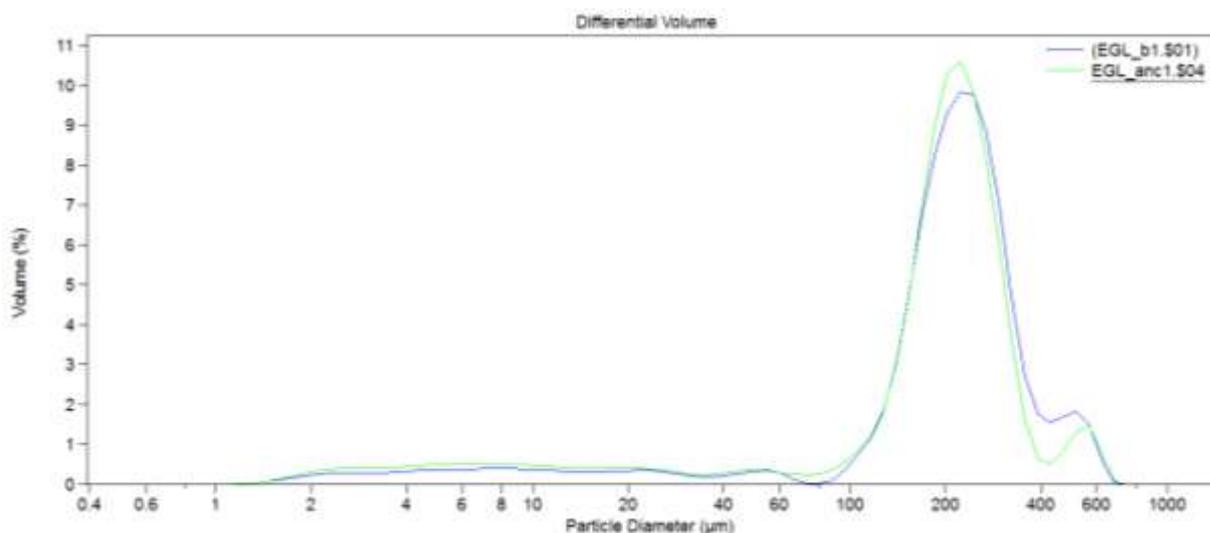


Figure 16 : Distribution granulométrique du site EGL à 120cm de profondeur (5 cm sous ANC)

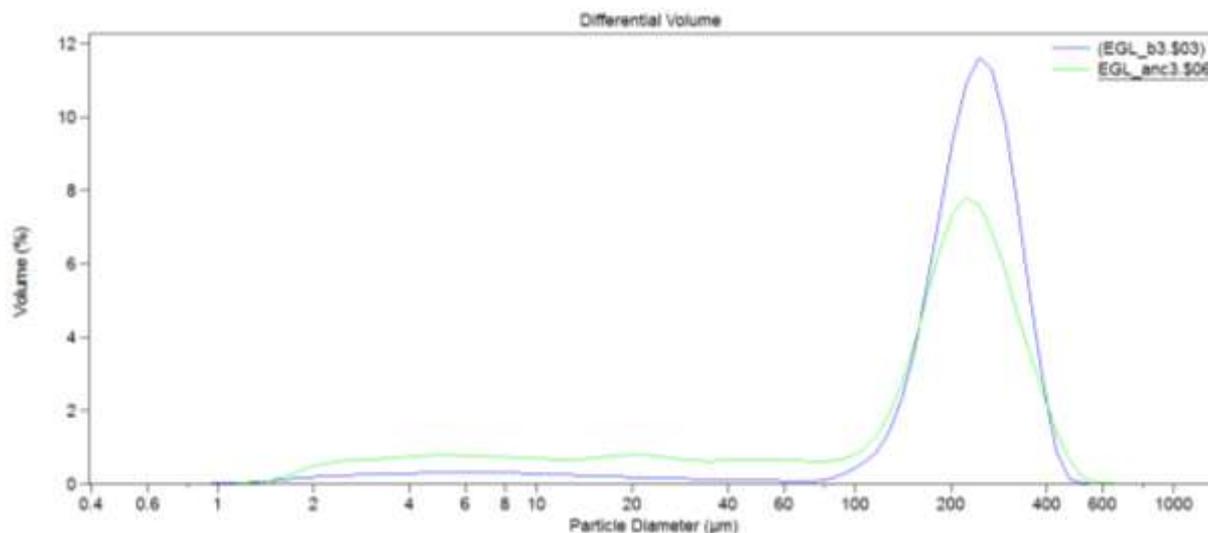


Figure 17 : Distribution granulométrique du site EGL à 135cm de profondeur (20cm sous ANC)

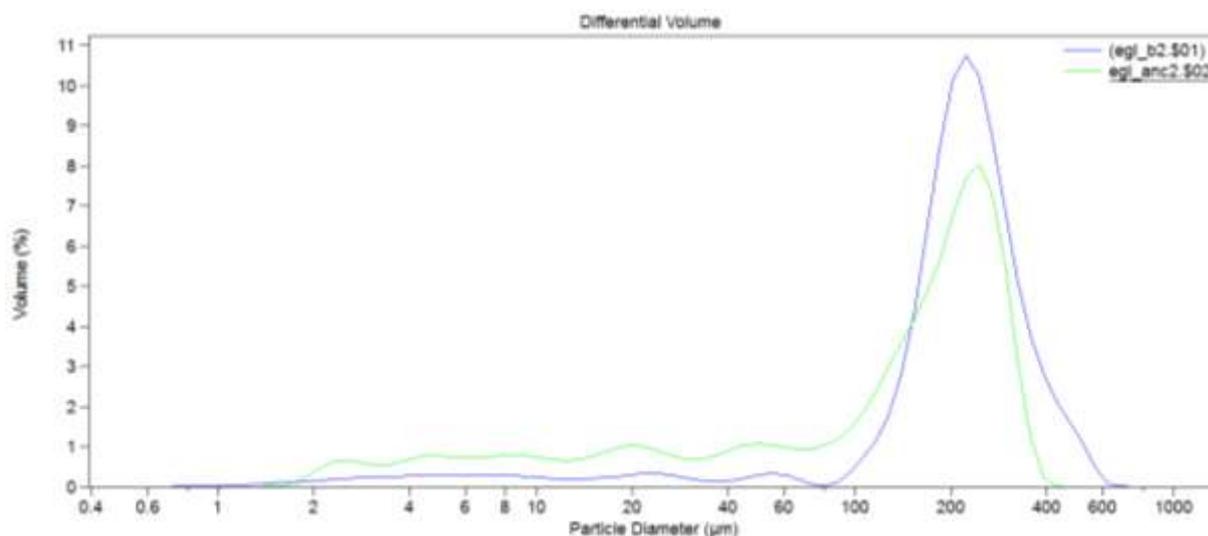


Figure 18 : Distribution granulométrique du site EGL à 150 cm de profondeur (35cm sous ANC)

Les rapports entre chaque fraction sont présentés sur le graphique suivant :

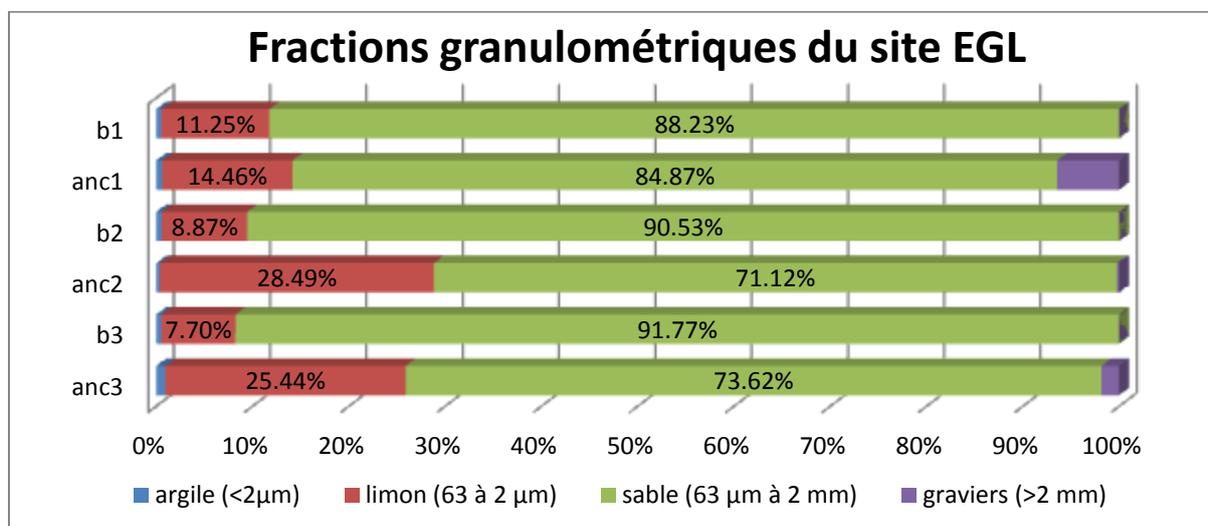


Figure 19 : Répartition des fractions granulométriques

La granulométrie laser révèle clairement l'apparition d'une part importante de particules fines pour les échantillons ayant subis l'infiltration des eaux usées avec 3% de fines en plus 5cm sous l'ANC, 19% à une profondeur de 20cm, et 18% en plus pour l'échantillon prélevé 35cm sous l'épandage.

Les graphiques présentés en annexe montrent que les particules fines représentent la part la plus importante de la surface spécifique du sol même si elles ne constituent pas la fraction majoritaire. Le tableau suivant présente les surfaces calculées à partir de l'approximation citée dans la partie méthodologie.

Tableau 16 : Surfaces spécifiques calculées à partir de la granulométrie laser

	EGL b1	EGL anc1	EGL b2	EGL anc2	EGL b3	EGL anc3
Médiane (µm)	216.8	204.5	220.4	163.2	232.2	189.5
Surface spécifique (m²/g)	0.143	0.182	0.127	0.256	0.125	0.274
	+ 27.5%		+102.4%		+ 120.2%	

Les résultats confirment la présence d'une fraction plus fine qui s'accompagne d'une diminution de la granulométrie médiane entre le blanc et l'anc. Par ailleurs, on observe une nette augmentation de la surface spécifique du sol suite à l'infiltration des eaux usées. La surface spécifique augmente de près de 30% pour l'échantillon prélevé 5cm sous l'infiltration, elle double à 20cm, et croit de 120% à 35cm de profondeur.

Ces observations ont été faites sur tous les échantillons collectés avec sur chaque site une augmentation significative du volume de la fraction inférieure à 100µm. Ces observations sont résumées dans le tableau ci-dessous :

Site EGL		Site CLE		Site MET			
EGL 120cm	+ 4,4%	CLE 50cm	+ 8,8%	MET 55cm	+ 2,9%	CHE	+ 10,6%
EGL 135 cm	+ 24,2%	CLE 60cm	+ 5,31%	MET 65cm	+ 30,0%		
EGL 150cm	+ 20,6%	CLE 70cm	+ 10,1%			EVE	- 7,0%

Le site EVE (les Évêques) présente un volume de la fraction <100µm moins important dans l'échantillon impacté par les eaux usées que dans le témoin. Cette constatation peut être expliquée par la singularité du dispositif étudié, en effet il s'agit ici d'un massif filtrant drainé et donc les eaux du drainage sont rejetées en surface dans un fossé, ce qui entraîne donc une part non négligeable de ruissellement. Le ruissellement peut donc expliquer la diminution de la quantité de particules fines dans l'échantillon prélevé sous le rejet des eaux usées.

3.2.5 Conclusions sur la surface spécifique

On peut expliquer l'apparition de cette fraction par l'impact de l'infiltration de grands volumes d'eau sur une zone restreinte. En effet, si l'on estime les volumes infiltrés sur la zone d'épandage en considérant qu'un foyer de 2 habitants produit 300 litres d'eau usée par jour (1 équivalent habitant = 150L/J), et que la zone d'épandage mesure 25m², on obtient une infiltration de 4380 mm/an, alors que la moyenne des pluviométries n'est que de 600 mm/an.

Cette différence conduit donc à une infiltration très intense qui va emporter les particules les plus fines du sol en profondeur, et c'est ce que l'on constate sur la granulométrie laser. On observe même que l'apparition de particules fines est plus importante 35 cm sous l'ANC qu'à 5 cm, mais cette observation nécessite d'être vérifiée sur d'autres échantillons afin d'être confirmée et généralisée.

L'utilisation de la granulométrie laser est une technique très rapide à mettre en œuvre et qui ne nécessite pas de grandes quantités de sol, de plus, la mesure peut être effectuée sur un sol humide, à

condition qu'il ait été tamisé à 2mm. C'est donc une méthode très précise qui révèle la taille exacte des particules et permet de détecter très nettement les modifications induites par l'infiltration des eaux usées. Cependant, malgré le fait que l'on obtienne une distribution très précise, il est nécessaire de passer par une approximation pour obtenir la surface spécifique, ce qui diminue la précision de la mesure.

Le constat effectué pour les deux méthodes est cependant le même : la surface spécifique augmente et la granulométrie laser révèle l'apparition d'une fraction fine sous l'épandage. Il demeure tout de même nécessaire de poursuivre les mesures avec les deux méthodes sur les autres échantillons pour confirmer ces résultats.

3.2.6 Activités enzymatiques

3.2.6.1 Présentation des résultats

L'activité enzymatique de l'uréase a été mesurée sur l'ensemble des échantillons de sol prélevés dans l'Yonne. En revanche pour la β -glucosidase seul le site CLE a été étudié.

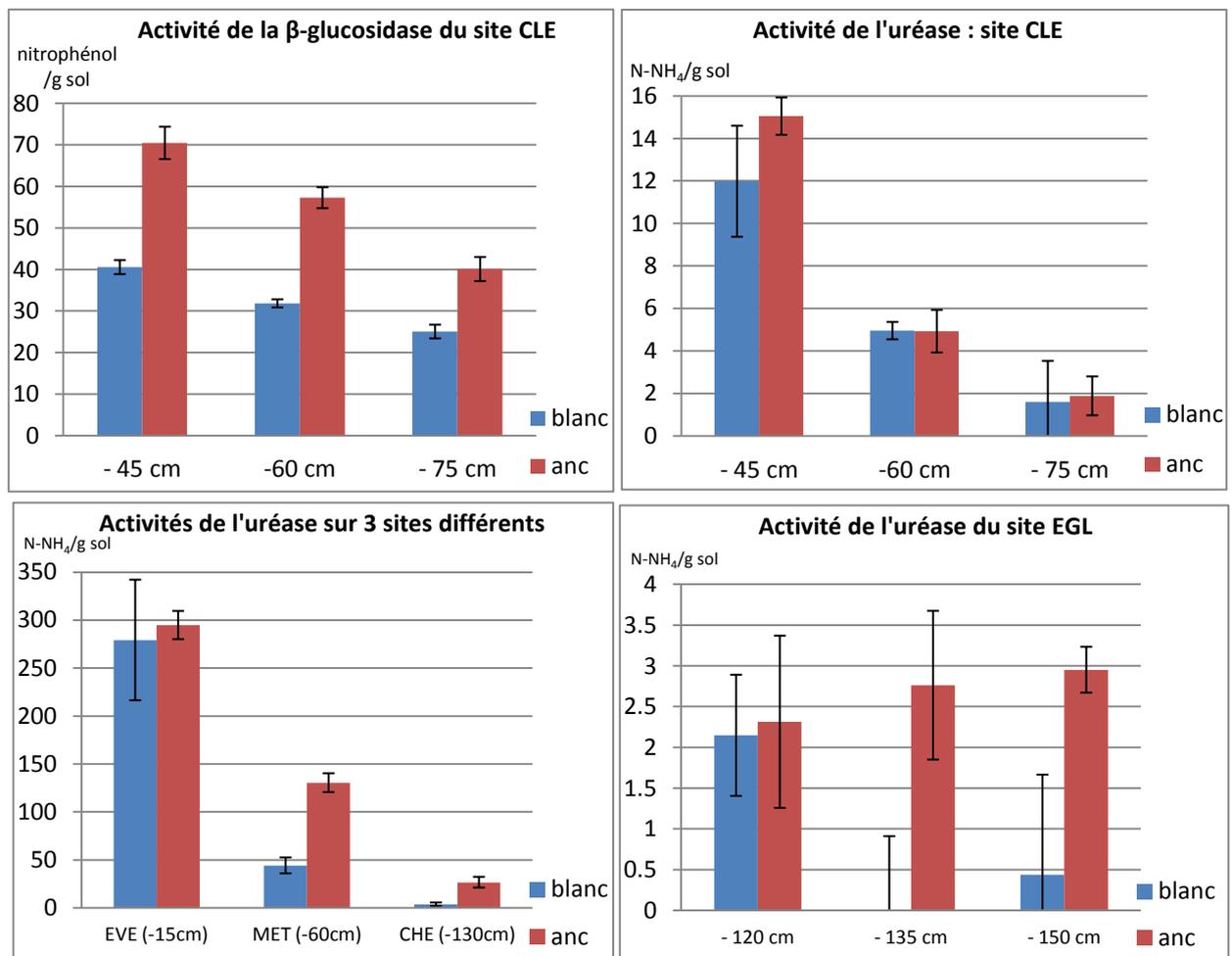


Figure 20 : Présentation de l'ensemble des activités enzymatiques

3.2.6.2 Interprétation des résultats

La première observation qui peut être faite à partir de ces résultats est que la mesure de l'activité enzymatique est toujours plus élevée pour les échantillons impactés par les eaux usées par rapport aux

échantillons témoins. Cela permet donc très clairement d'affirmer que l'infiltration des eaux usées dans le sol conduit à un accroissement de l'activité enzymatique. On note ainsi une augmentation moyenne de 42% entre le blanc et l'échantillon impacté sur l'ensemble des prélèvements.

On remarque également que la **profondeur de sol** joue bien un rôle essentiel dans les niveaux d'activité enzymatique. Pour les échantillons collectés sur 3 profondeurs, l'activité enzymatique décroît avec la profondeur, aussi bien pour les échantillons témoins que pour ceux recevant les eaux usées. De même, le site présentant la plus forte activité enzymatique est le site EVE dont la profondeur de prélèvement n'est que de 15cm.

Le site EGL sur lequel les essais de granulométrie ont été fait, présente une très faible activité enzymatique. Cela s'explique principalement par **la texture du sol**, la valeur au bleu de méthylène et la granulométrie laser ont révélés que le sol de ce site possède une structure sableuse, et une surface spécifique faible, ce qui est engendre une faible activité sur ce site.

Il est difficile de conclure sur l'influence du type d'ANC sur les activités enzymatiques car chaque site possède une installation différente. Pour pouvoir faire cette comparaison, il serait nécessaire d'échantillonner les mêmes types de dispositif, aux mêmes profondeurs et sur les mêmes types de sol. Il est également impossible pour le moment de tirer des conclusions sur l'impact de l'âge des ANC, puisque les sites échantillonnés ont seulement entre 2 et 4 ans de fonctionnement.

3.2.6.3 Rapport entre activité enzymatique et matière organique

Il apparait très clairement qu'il existe un rapport entre l'activité enzymatique et la teneur en matière organique du sol. En effet, pour le site EVE, qui possède les teneurs en carbone les plus importantes, on retrouve des activités enzymatiques élevées. A l'inverse, lorsque la quantité de carbone est très faible dans le sol, comme c'est le cas pour le site EGL, alors on observe des activités enzymatiques très faibles.

Par ailleurs, on a constaté précédemment que la teneur en COP diminuait avec la profondeur et c'est également ce que l'on observe avec les activités enzymatiques.

Ainsi, la corrélation entre l'activité enzymatique de l'uréase et de la β -glucosidase avec le COP est de 0,75.

4 CONCLUSION

L'étude des échantillons collectés sur le site pilote a révélé que le traitement des eaux usées par le filtre à sable n'était pas mené de manière totale. Une part non négligeable de pollution carbonée persiste en sortie de massif filtrant, et le sol joue donc un rôle essentiel pour éliminer ces résidus. Les résultats ont ainsi montré que le sol parvenait à abattre de manière très importante la concentration en carbone organique dissous, et éliminait totalement la turbidité de l'eau. De plus, contrairement à la qualité de l'eau prélevée sous le massif filtrant, celle du sol apparaît comme étant très stable dans le temps.

Pour l'étude des paramètres du sol, la détermination de la surface spécifique suivant deux méthodes a permis de révéler un impact très net de l'infiltration des eaux usées avec l'apparition d'une fraction fine qui n'est pas présente dans les échantillons témoins. Cependant il existe pour des méthodes de détermination de surfaces spécifiques plus précises comme par exemple la méthode de l'adsorption de gaz qui évite le passage par des approximations de calcul.

La teneur en eau est également révélatrice de l'infiltration des eaux usées, même si il est possible de constater des valeurs plus élevées dans les échantillons témoins lorsque le prélèvement n'est pas convenablement localisé.

En revanche, le carbone organique particulaire est moins intéressant pour révéler une pollution car les résultats varient beaucoup en fonction de la nature du sol.

Et enfin, la mesure de l'activité enzymatique se révèle être la mesure la plus efficace de l'impact des eaux usées sur le sol puisque les résultats présente un accroissement moyen de plus de 40% de l'activité mesurée entre les échantillons impactés et les témoins.

L'ensemble de ces analyses menées sur le sol tend à montrer une corrélation des mesures avec la profondeur, il semble donc nécessaire de mieux évaluer les hauteurs de prélèvement afin d'améliorer la précision des résultats obtenus.

5 PERSPECTIVES

Pour l'avenir, l'utilisation de la mesure de l'activité enzymatique peut être simplifiée par l'utilisation de plaques prêtes à l'emploi (ex : API-zyme) permettant une détection semi-quantitative de l'activité de plusieurs enzymes simultanément par l'apparition d'une coloration plus ou moins importante. Il est aussi envisageable d'utiliser un substrat unique (la fluorescéine di-acétate) dégradable par plusieurs enzymes de nature différente (hydrolysé par des lipases, des protéases, des estérases, etc.), ce qui permet une mesure quantitative de l'activité globale présente dans le sol.

La simplification de la mesure permettra à mon sens d'aboutir vers l'indicateur le plus pertinent pour révéler l'impact de l'infiltration des eaux usées sur le sol : **la mesure de l'activité enzymatique.**

6 BIBLIOGRAPHIE

1. ALLISON S.D, J.D. JASTROW, 2006, *Activities of extracellular enzymes in physically isolated fractions of restored grassland soils*. Soil Biology & Biochemistry 38, 3245-3256.
2. BAHGAT M., A.DEWEDAR, A. ZAYED, 1999, *Sand-filters used for wastewater treatment: buildup and distribution of microorganisms*. Water Research 33(8), 1949-1955.
3. BALI M., M. GUEDDARI, R. BOUKCHINA, 2010, *Treatment of secondary wastewater effluents by infiltration percolation*. Desalination 258, 1-4.
4. BEAL C.D., E.A. GARDNER, G. KIRCHHOF, N.W. MENZIES, 2006, *Long-term flow rates and biomat zone hydrology in soil columns receiving septic tank effluent*. Water Research 40, 2327-2338.
5. CAMPOS L.C., M.F.J. SU, N.J.D. GRAHAM, S.R. SMITH, 2002, *Biomass development in slow sand filters*. Water Research 36, 4543-4551.
6. CONN K.E., R.L. SIEGRIST, L.B. BARBER, M.T. MEYER, 2009, *Fate of trace organic compounds during vadose zone soil treatment in an onsite wastewater system*. Environmental Toxicology and Chemistry 29(2), 285-293.
7. FARNET A.M., L. QASEMIAN, L. GOUJARD, G. GIL, D. GUIRAL, F. RUAUDEL, E. FERRE, 2009, *A modified method based on p-nitrophenol assay to quantify hydrolysis activities of lipases in litters*. Soil Biology & Biochemistry 42, 386-389.
8. FOUCHE O., M. SEIDL, F. GIRAUD, C. BOUTIN, P. BREUL, E. BERTHIER, J-M. COME, 2010, *Projet ANCRES (ANC – Rétention et Epuration par les Sols) : mise en place d'un indicateur intégratif pour la gestion du potentiel épurateur des sols soumis à l'infiltration en assainissement non collectif*.
9. GILL L.W., N. O'LUANAIGH, P.M. JOHNSTON, B.D.R. MISSTEAR, C. O'SUILLEABHAIN, 2009, *Nutrient loading on subsoils from on-site wastewater effluent, comparing septic tank and secondary treatment systems*. Water Research 43, 2739-2749.
10. HANG P.T., G.W. BRINDLEY, 1970, *Methylene Blue Absorption by Clay Minerals. Determination of Surface Areas and Cation Exchange Capacities. (Clay-Organic Studies XVIII)*. Clays and Clay Minerals 18, 203-212.
11. HENIN S., 1976, *Cours de Physique du Sol Tome 1 – Texture, Structure, Aération*, ORSTOM – EDITEST, 159 pages.
12. JOHNSON C.E., 1957, *Methylene blue adsorption and surface area measurements*. Article présenté au 131ème meeting national de l'American Chemical Society.
13. KARATHANASIS A.D., T. G. MUELLER, B. BOONE, Y. L. THOMPSON, 2006, *Nutrient removal from septic effluents as affected by soil thickness and texture*. Journal of Water and Health 04.2, 177-195.
14. KONRAD J.-M., F.A. VALENCIA GABEZAS, Mars 2008, *Caractérisation des particules fines d'un matériau granulaire de fondation par l'essai au bleu de méthylène*. Rapport GCT-2008-01.

15. MARX M.C., E. KANDELER, M. WOOD, N. WERMBTER, S.C. JARVIS, 2004, *Exploring the enzymatic landscape: distribution and kinetics of hydrolytic enzymes in soil particle-size fractions*. Soil Biology & Biochemistry 37, 34-48.
16. MATHIEU C. ET F. PIELTAIN, 2003, *Analyses chimiques des sols – Méthodes choisies*. Tec et Doc. 388 pages.
17. MERCOIRET L., 2010, *Qualité des eaux usées domestiques produites par les petites collectivités – Application aux agglomérations d'assainissement inférieures à 2000 Equivalent Habitants*. Rapport Final, Partenariat 2009, Domaine Ecotechnologie et pollutions, Action 28bis-1.
18. MICHEL F., L. COURARD, 2006, *Apport de la granulométrie laser dans la caractérisation physique des fillers calcaires*, 7ème édition des Journées scientifiques du Regroupement francophone pour la recherche et la formation sur le béton (RF)²B.
19. MILLER F. P., D. C. WOLF, 1975, *Renovation of sewage effluents by the soil*. Presented at the 2nd National Conference of Individual onsite wastewater systems, National Sanitation Foundation and USEPA.
20. NORME FRANCAISE AFNOR NF P 94-050, Septembre 1995, *Détermination de la teneur en eau pondérale des matériaux, méthode par étuvage*.
21. NORME FRANCAISE AFNOR NF P 94-068, Octobre 1998, *Mesure de la capacité d'adsorption de bleu de méthylène d'un sol ou d'un matériau rocheux*.
22. NORME FRANCAISE AFNOR NF EN ISO 5667-3, Avril 2011, *Qualité de l'eau – Echantillonnage – Partie 3 Conservation et manipulation des échantillons d'eau*.
23. NORME FRANCAISE AFNOR NF ISO 14688-2, Avril 2005, *Reconnaissance et essais géotechniques - Dénomination, description et classification des sols - Partie 2: principes pour une classification*.
24. PARDO A.G., F. FORCHIASSIN, 1998, *Factors influencing β -glucosidase production, activity and stability in *Nectria catalinensis**. Folia Microbiology 44(1), 71-76
25. PELL M., F. NYBERG, 1989, *Infiltration of wastewater in a newly started pilot sand-filter system: I. Reduction of organic matter and phosphorus*. Journal of Environmental Quality 18, 451-457.
26. PUNDSACK J., R. AXLER, R. HICKS, J. HENNECK, D. NORDMAN ET B. MCCARTHY, 2001, *Seasonal pathogen removal by alternative on-site wastewater treatment systems*. Water of Environment Research 73, 753-762.
27. SAILLE CHRISTOPHE, Octobre 2011, *Mise en place du dosage de l'activité enzymatique de la β -Glucosidase, la β -Glucosaminidase, de l'Alcaline Phosphatase, de l'Acide Phosphatase, de l'Aryl Sulfatase et de l'Uréase dans un sol soumis à l'infiltration d'eaux usées traitées issues d'un dispositif d'Assainissement Non Collectif (ANC)*, Rapport ANCRES – Enzymo 1.
28. STEVIK T.K., K. AA, G. AUSLAND, J.F. HANSSSEN, 2003, *Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review*. Water Research 38, 1355-1367.
29. TABATABAÏ M.A., 1982, *Soil enzymes. Methods of soils analysis. Parts 2. Chemicals and microbiological properties*. 2nd edition. American Society of Agronomy. Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R.

30. TANJA RAUCH-WILLIAMS, JÖRG E. DREWES, 2006, *Using soil biomass as an indicator for the biological removal of effluent-derived organic carbon during soil infiltration*. Water Research 40, 961-968.
31. WITHERS P.J.A., H.P. JARVIE, C. STOATE, 2011, *Quantifying the impact of septic tank systems on eutrophication risk in rural headwaters*. Environment International 37, 644-653.
32. YATES M. V., S. R. YATES, 1988, *Modeling microbial fate in subsurface environment*. Critical Reviews Environmental Controls 17, 307-344.
33. YILMAZ YUREKLI, SACIDE ALSOY ALTINKAYA, 2011, *Catalytic performances of chemically immobilized urease under static and dynamic conditions: A comparative study*. Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic 71, 36-44.
34. ZANTUA M.I., J.M. BREMNER, 1977, *Stability of urease in soils*. Soil Biology and Biochemistry 9, 135-140.

Mémoires et rapports de stage :

FANNY DROUET, 2011, *Évaluation de la perception des fonctions du sol par les particuliers et de l'impact environnemental de leurs usages du sol : Construction et réalisation d'enquêtes*, Rapport de stage.

JOSEPH WILLIAM RINGLER, 2006, *Monitoring the hydrology of soils for on-site wastewater treatment systems using matric potential sensors*, Mémoire de thèse.

Documents électroniques :

CEAEQ, Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec, <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/>

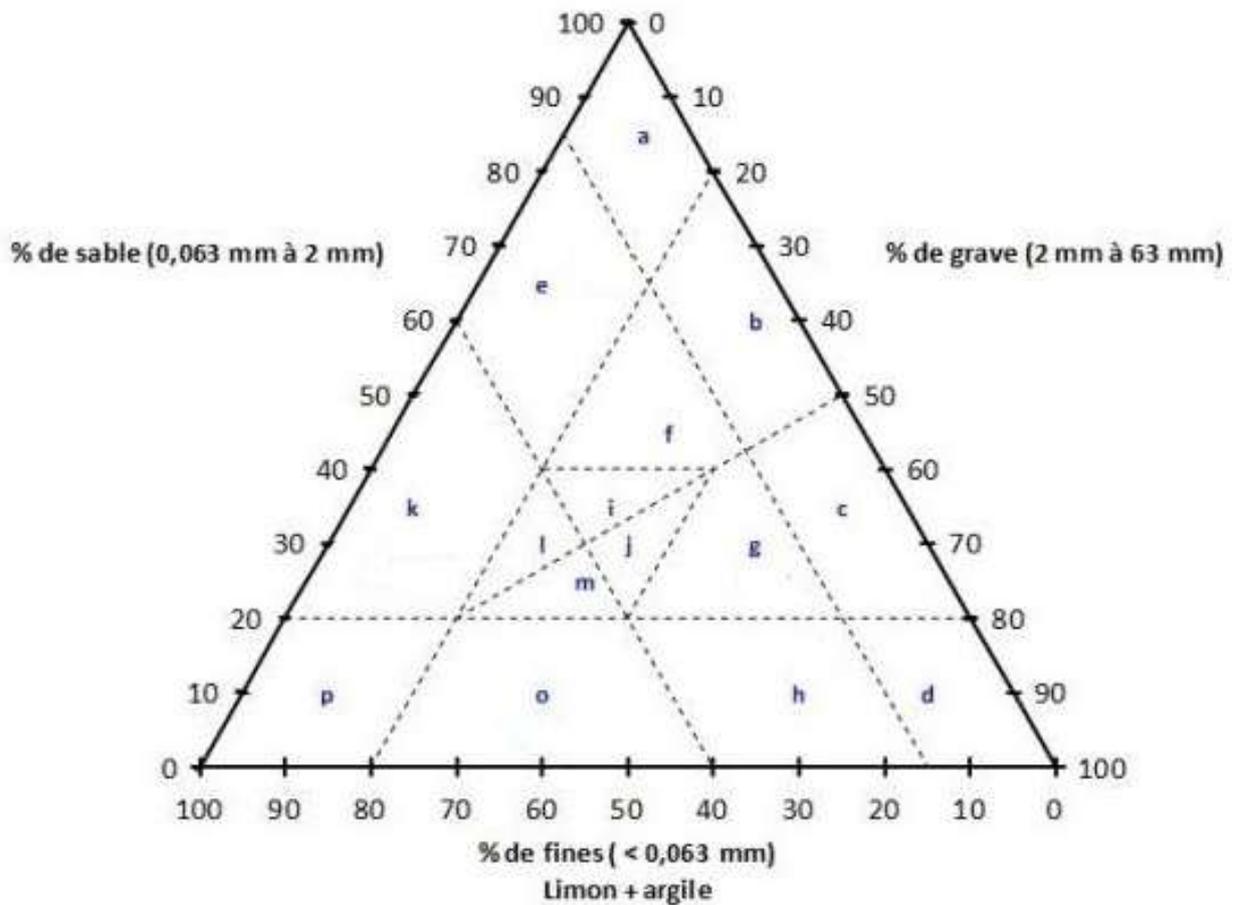
CSTB, Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, <http://www.cstb.fr/>

EPA, US Environmental Protection Agency, <http://www.epa.gov/>

IFEN, Institut Français de l'Environnement, <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/>

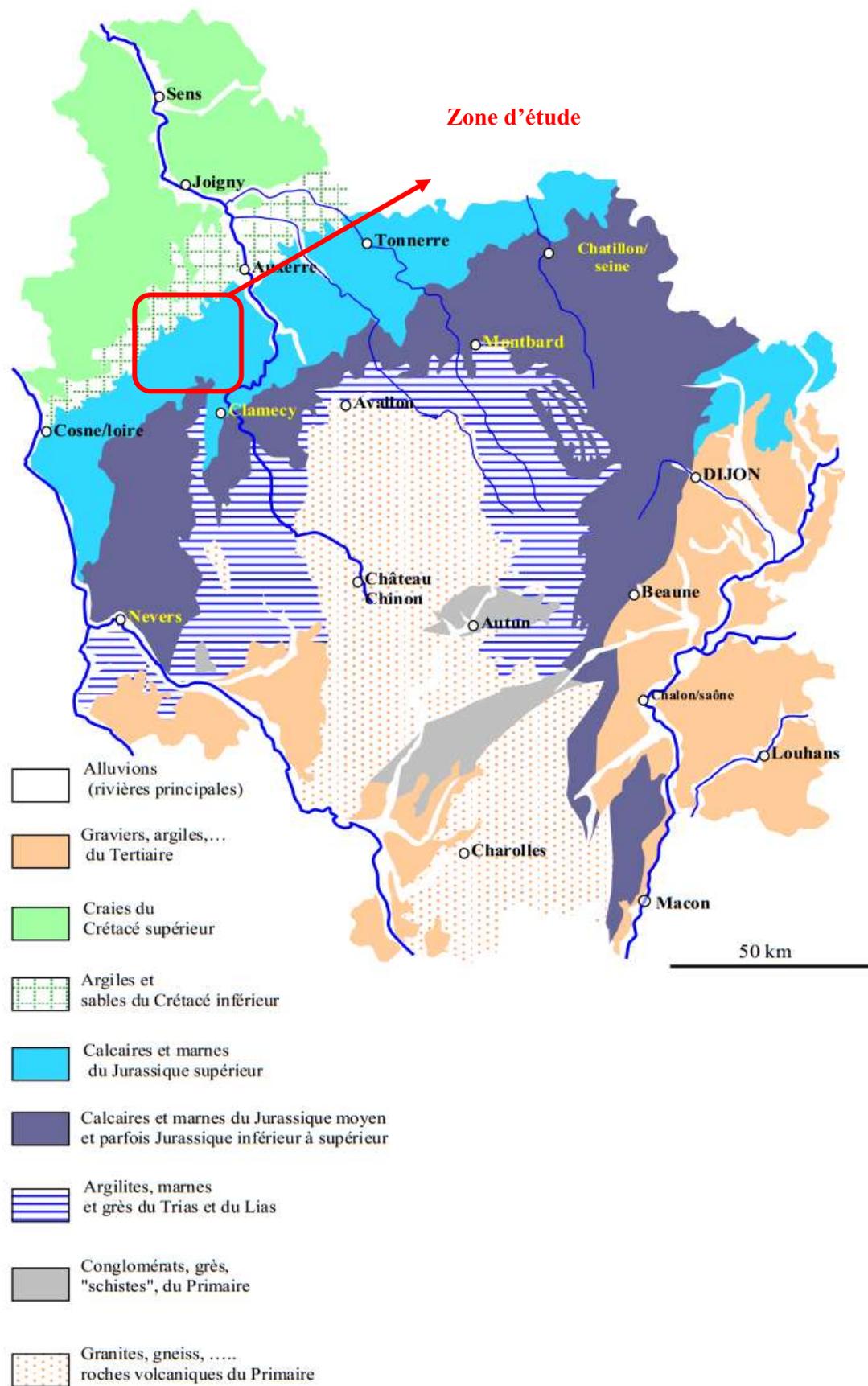
LEGIFRANCE, Le service public de la diffusion du droit, <http://www.legifrance.gouv.fr/>

Annexe 1 : Classification des sols selon la norme NF ISO 14688-2 de 2005

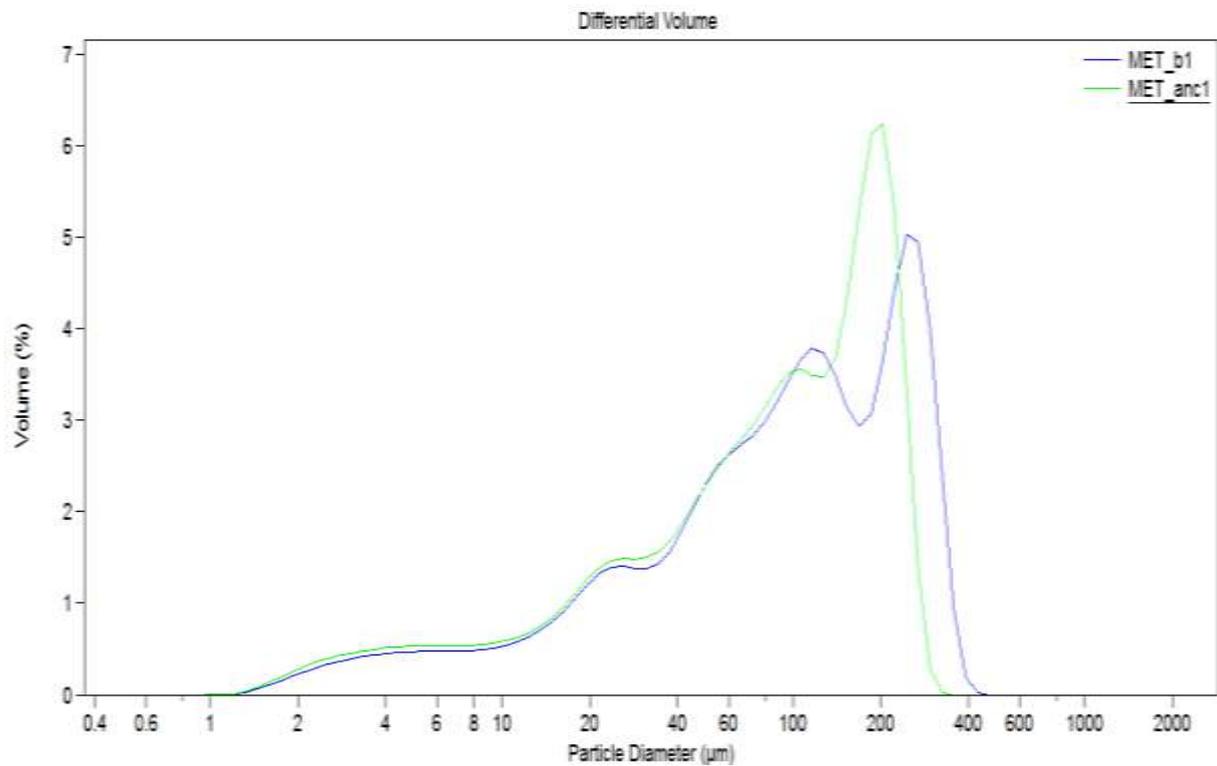


- | | |
|--|--|
| a: Sable | j: Limon graveleux-sableux / Argile graveleux-sableuse |
| b: Sable graveleux | |
| c: Grave sableuse | k: Limon sableux / Limon argilo-sableux / Argile sableuse / Argile sableuse |
| d: Grave | l: Limon sablo-graveleux / Argile sablo-graveleuse |
| e: Sable limoneux / Sable argileux | m: Limon graveleux-sableux / Argile graveleux-sableuse |
| f: Sable limono-graveleux / Sable argilo-graveleux | o: Limon graveleux / Limon argilo-graveleux / Argile limono-graveleuse / Argile graveleuse |
| g: Grave limono-sableuse / Grave argilo-sableuse | |
| h: Grave limoneuse / Grave argileuse | |
| i: Limon sablo-graveleux / Argile sablo-graveleuse | p: Limon / limon argileux / Argile limoneuse / Argile |

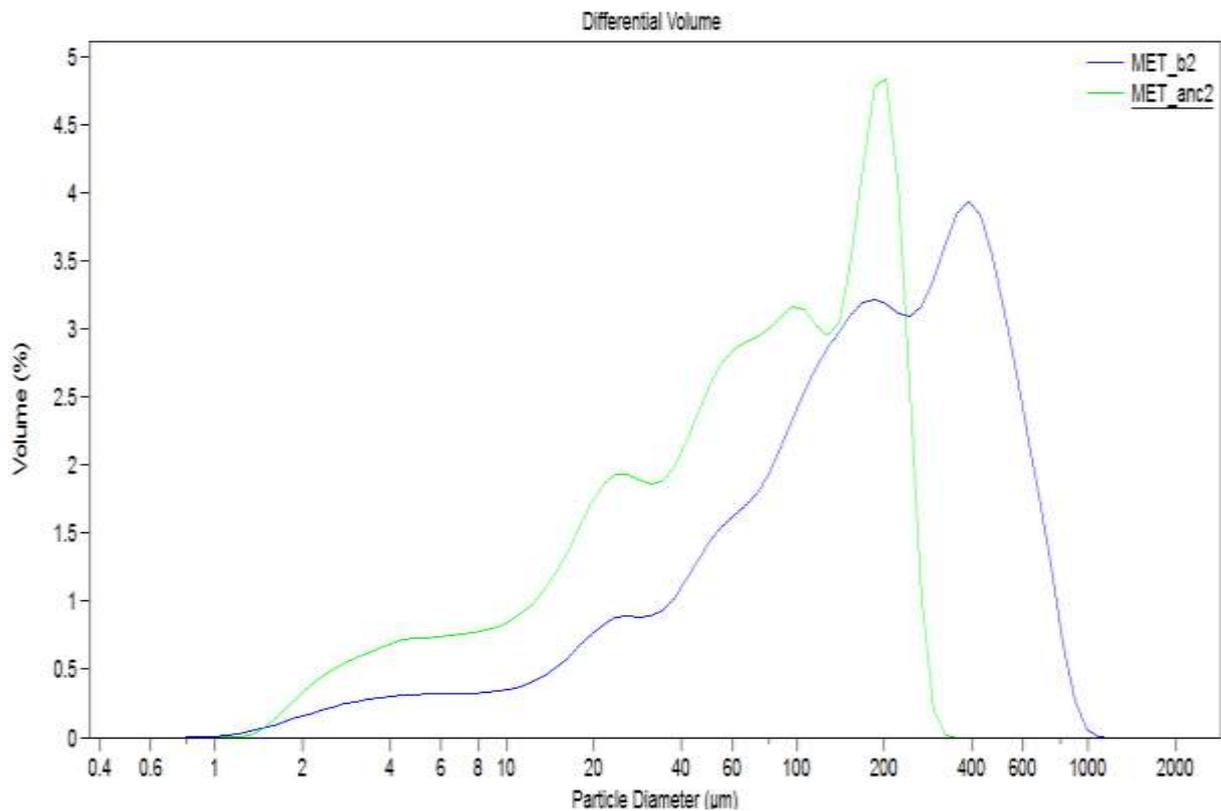
Annexe 2 : Carte géologique de la Bourgogne



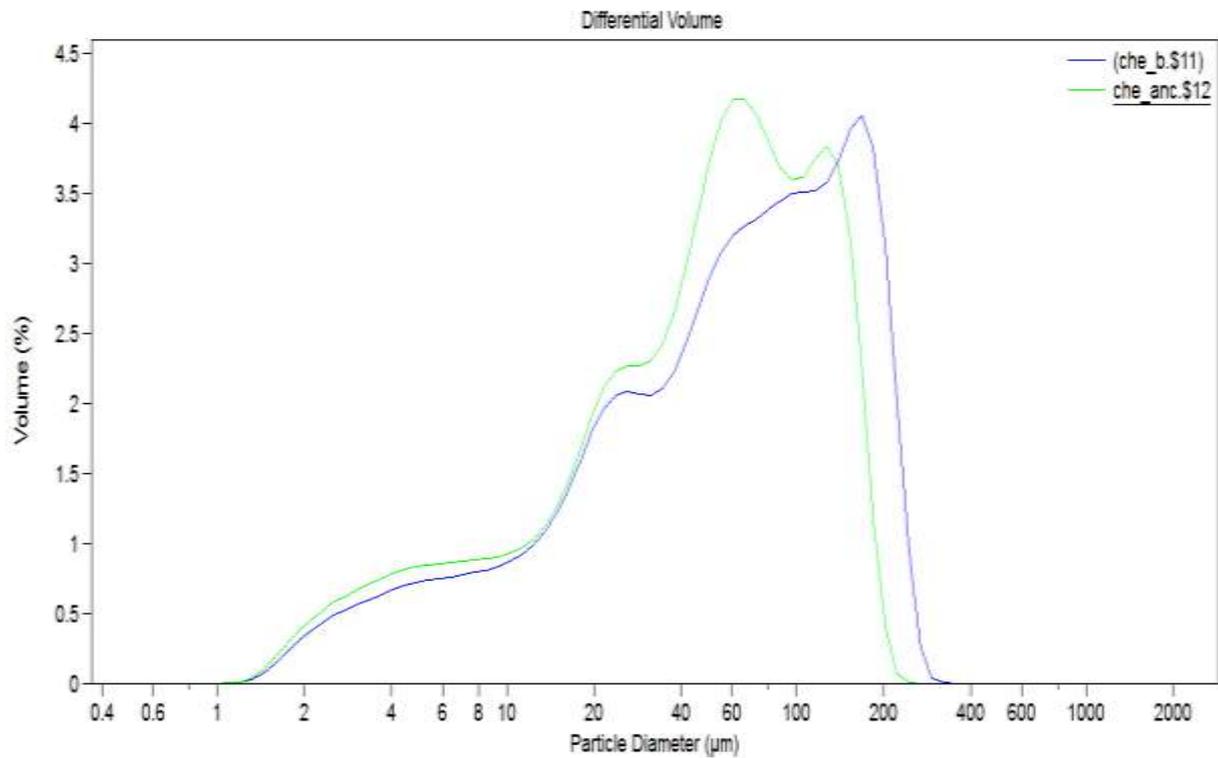
Annexe 3 : Résultats de la granulométrie laser sur le site de la Métairie à hauteur de l'épandage sous l'ANC (55cm sous la surface).



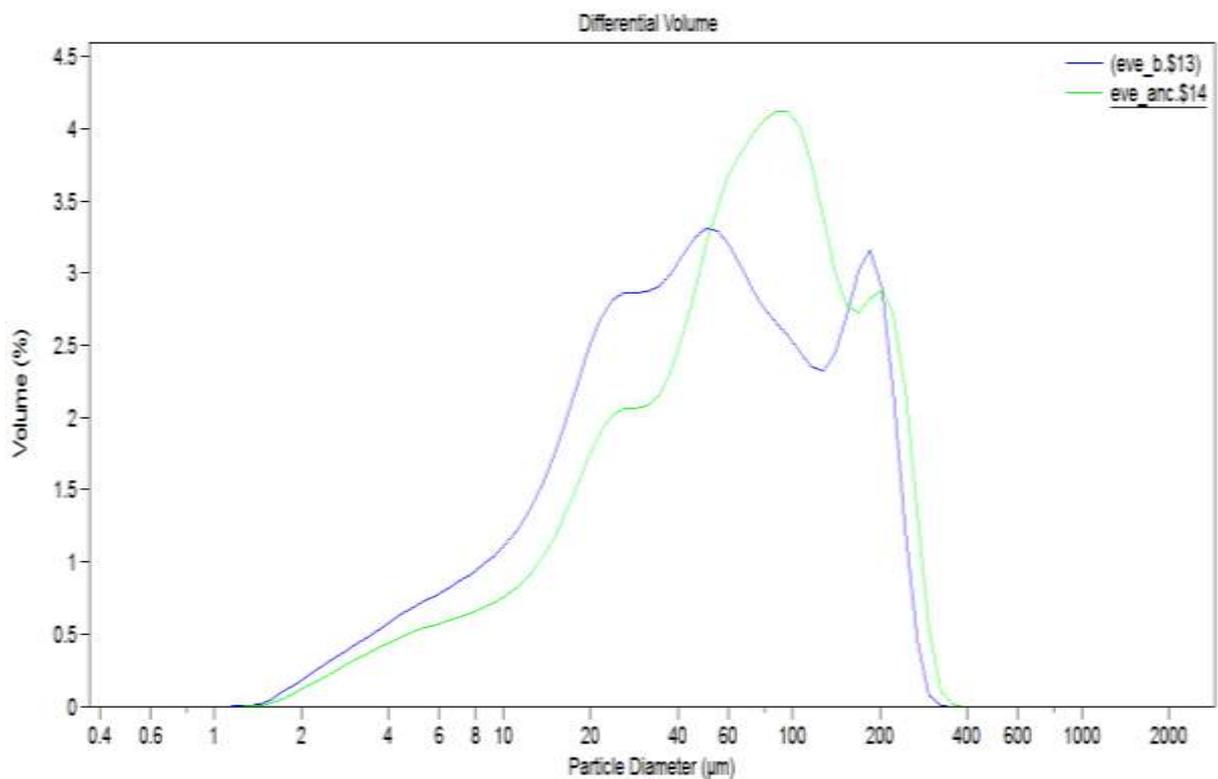
Annexe 4 : Résultats de la granulométrie laser sur le site de la Métairie à 10cm de profondeur sous l'ANC (65cm sous la surface).



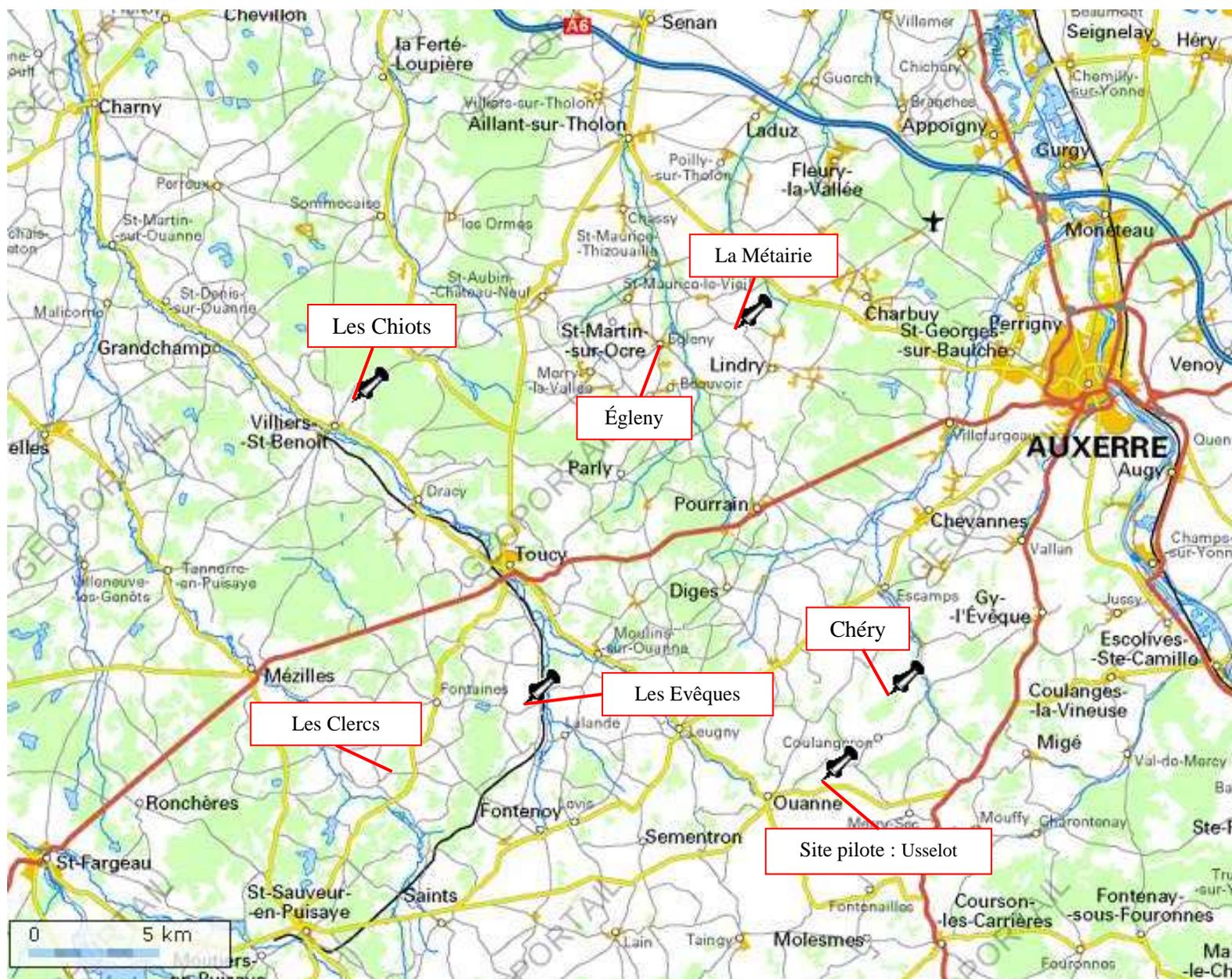
Annexe 5 : Résultats de la granulométrie laser sur le site des Évêques à 15cm de profondeur sous le rejet de l'épandage.



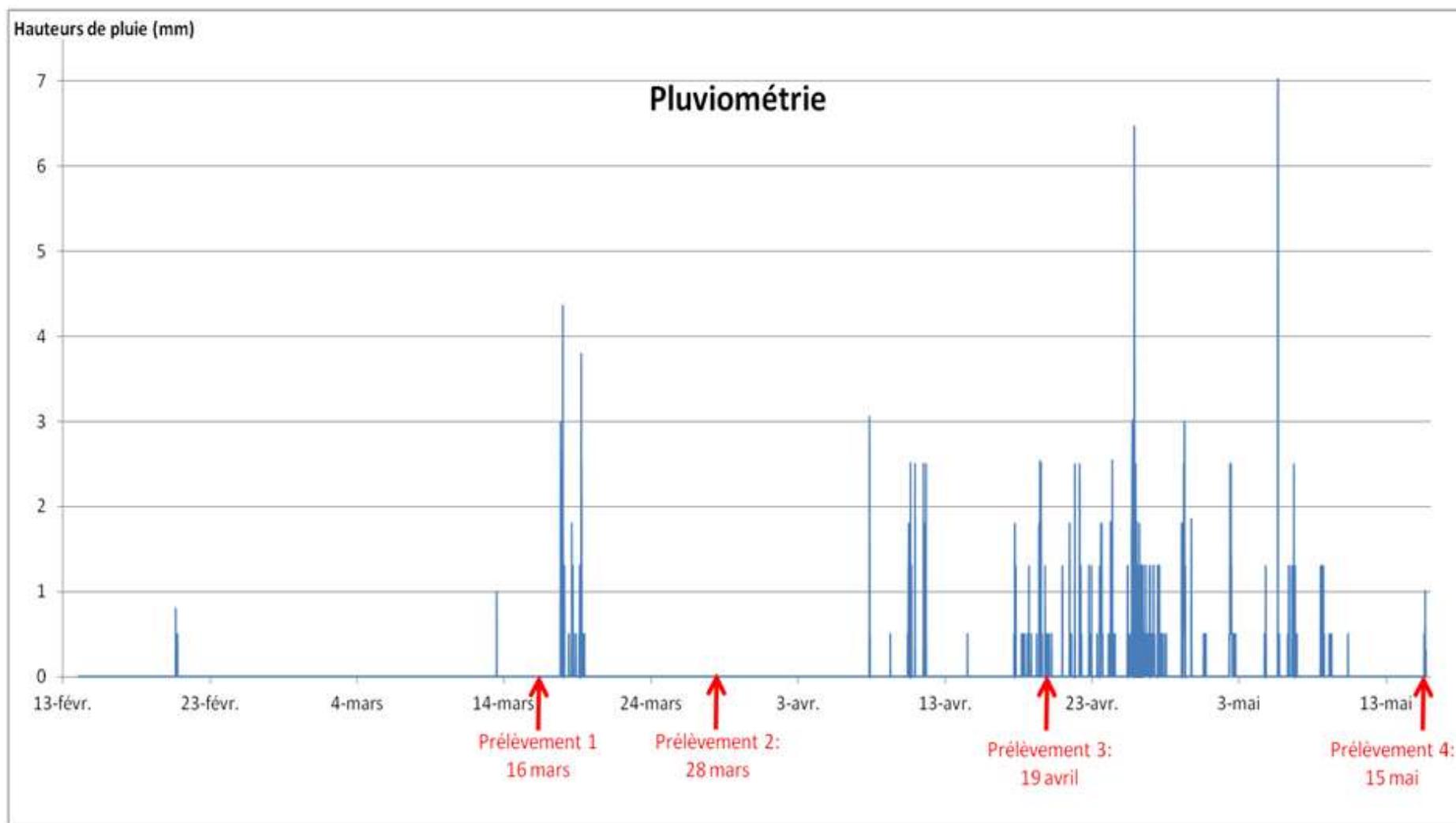
Annexe 6 : Résultats de la granulométrie laser sur le site de Chéry à 13cm de profondeur sous l'ANC soit 133cm sous la surface (57cm de profondeur pour l'échantillon témoin).



Annexe 7 : Carte des sites de prélèvement



Annexe 8 : Données pluviométriques du site pilote



Annexe 9 : Fiches descriptives des sites de prélèvement de sol

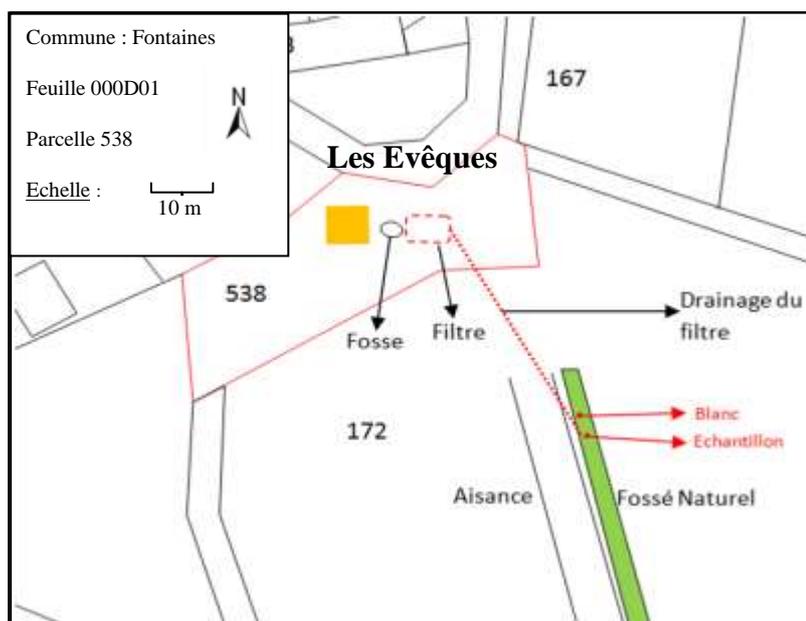
EVE, Les Evêques, 89130 Fontaines,

Localisation : Situé à 3.5km à l'Est de la commune de Fontaine sur la départementale 52 entre Fontaine et Leugny. A 5km au sud de Toucy.

Description : Massif filtrant drainé, le drainage se rejette dans un fossé constitué de sol naturel. Le fossé dans lequel se jettent les eaux du drainage est bordé au nord par un pré où de nombreux chevaux sont en pâture. Cela peut éventuellement constituer un apport de polluants organiques autour de la zone de prélèvement.

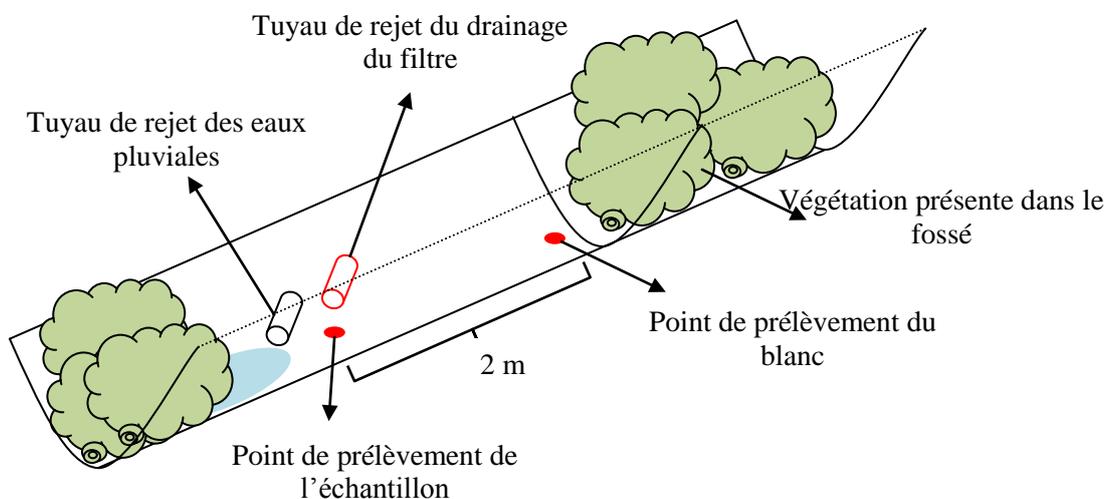
FIGURE : plan de situation de l'ANC étudié

TABLEAU : principales caractéristiques des sols prélevés



Paramètres	EVE-B	EVE-ANC
Date	14/03/2012	
Latitude	47°41'21.93"N	
Longitude	3°18'17.16"E	
Type ANC	MF Drainé	
EH	2	
Construction de l'ANC	Avril 2009	
Type sol		
Profondeur	15cm	15cm
Teneur en eau	69.2%	76.3%
MVS	5.17%	6.75%
COP	2.1%	2.39%

FIGURE : schéma détaillé des prélèvements



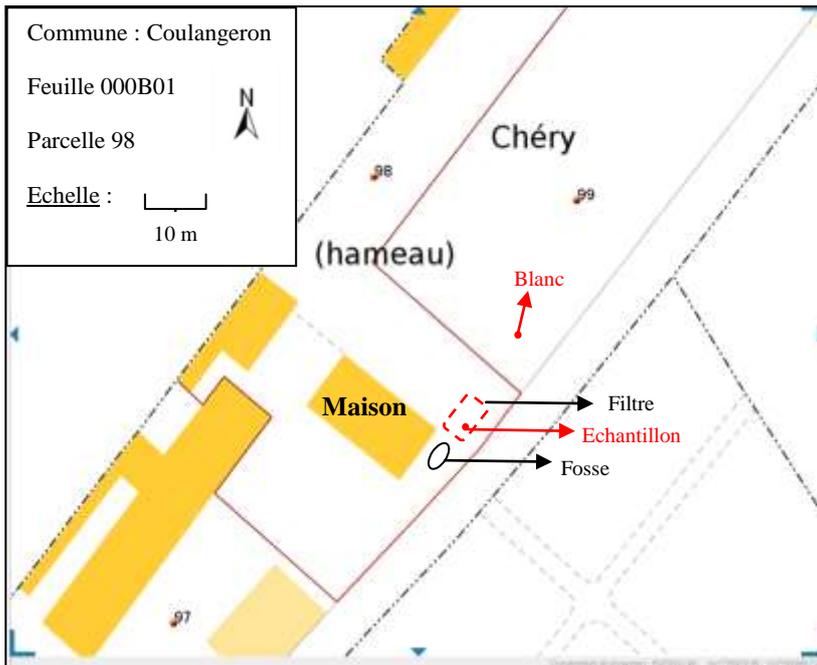
CHE, Chéry, 89580 Coulangeron,

Localisation : Situé à 2km au Nord-est de la commune de Coulangeron et à 15km au Sud-ouest d'Auxerre.

Description : Massif filtrant non drainé qui se situe à l'angle Est de la maison. Le regard de bouclage contient de l'eau, ce qui peut traduire un colmatage du filtre à sable et donc un mauvais traitement des eaux usées. Le prélèvement du blanc s'est fait à 10 du filtre, le terrain se situait 1m en contrebas.

FIGURE : plan de situation de l'ANC étudié

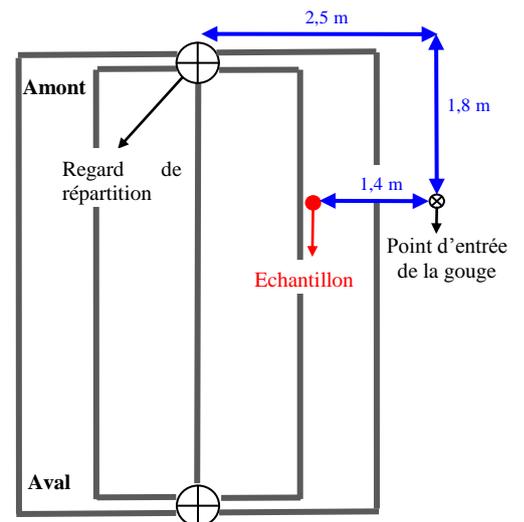
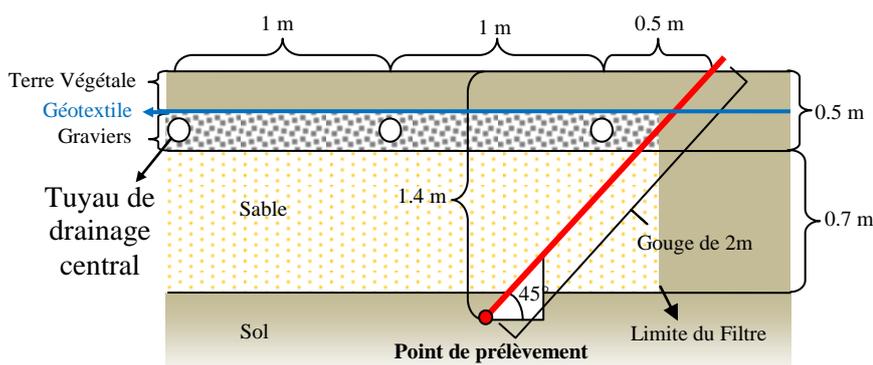
TABLEAU : principales caractéristiques des sols prélevés



Paramètres	CHE-B	CHE-ANC
Date		15/03/2012
Latitude		47°41'34.84"N
Longitude		3°28'42.70"E
Type ANC		MF Non Drainé
EH		2
Construction de l'ANC		Septembre 2007
Type sol		
Profondeur	57.5cm	133cm
Teneur en eau	47.3%	25.3%
MVS	5.39%	3.84%
COP	1.29%	0.88%

FIGURE : vue de profil du mode de prélèvement :

FIGURE : vue aérienne du site



CHI, Les Chiots, 89130 Villiers Saint Benoit,

Localisation : Situé à 1.5km au Nord-est de la commune de Villiers-Saint-Benoit sur la D99.

Description : Massif filtrant drainé, le drainage est rejeté dans un fossé bétonné. Les eaux de pluie sont évacuées par le même tuyau, ce qui entraîne donc une dilution des rejets. Le prélèvement de l'échantillon n'est pas du sol mais un dépôt d'alluvions. Le blanc a été prélevé au dessus du fossé bétonné, dans le sol naturel.

FIGURE : plan de situation de l'ANC étudié

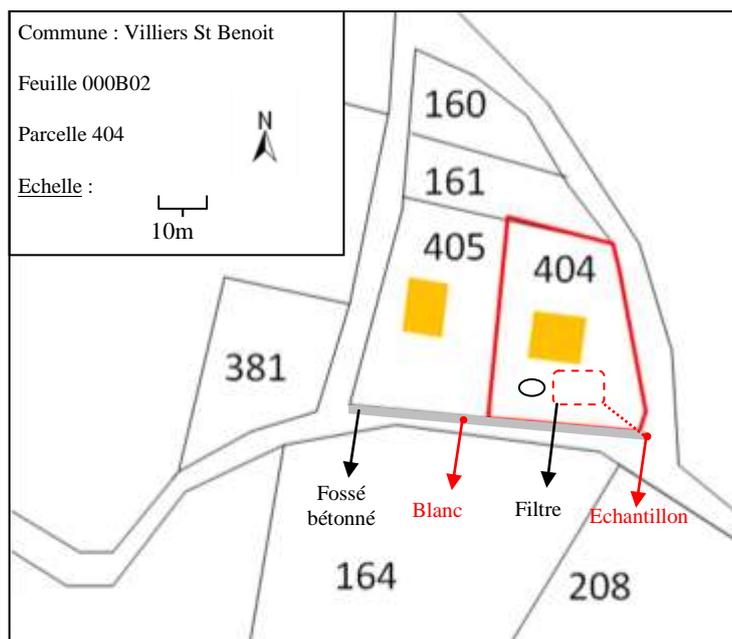
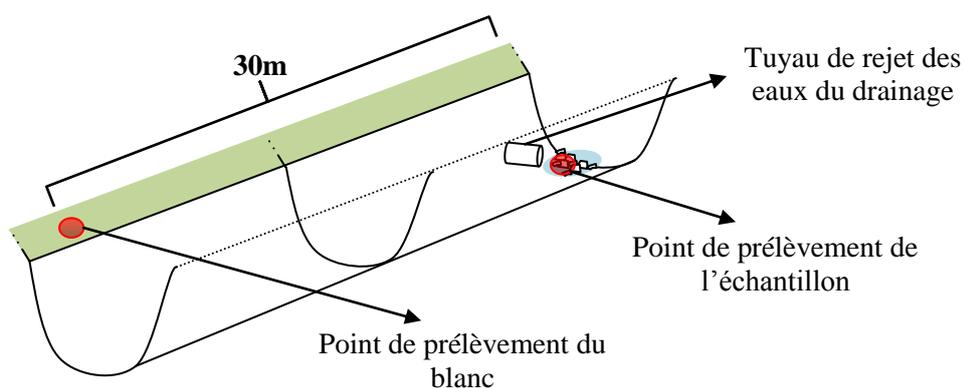


TABLEAU : principales caractéristiques des sols prélevés

Paramètres	CHI-B	CHI-ANC
Date		16/03/2012
Latitude		47°47'14.90"N
Longitude		3°13'24.70"E
Type ANC		MF Drainé
EH		
Construction de l'ANC		2007
Type sol		
Profondeur	7.5cm	2.5cm
Teneur en eau	203.9%	51.2%
MVS	5.2%	3.96%
COP	1.39%	1.51%

FIGURE : schéma détaillé du prélèvement :



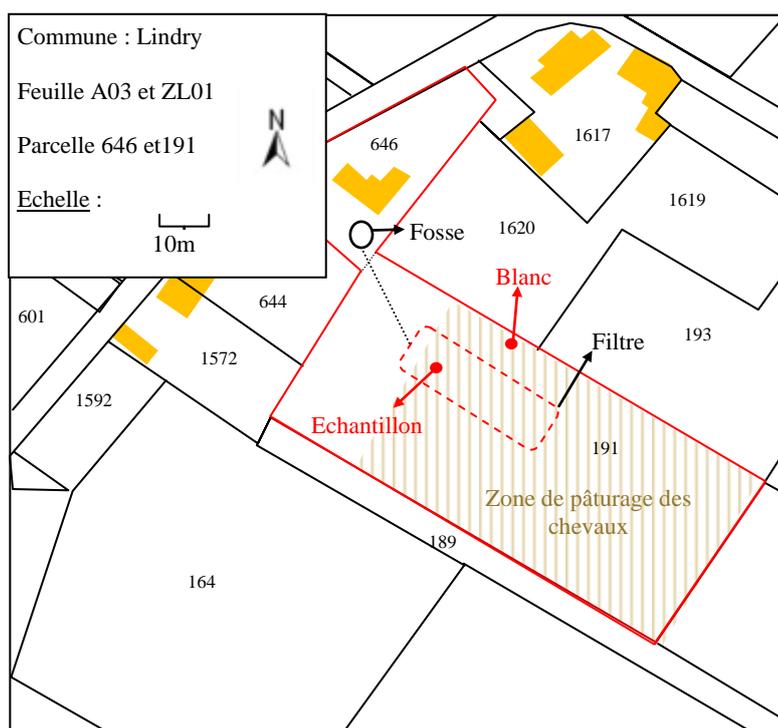
MET, La Métairie, 89240 Lindry,

Localisation : Situé à 10km à l'Ouest d'Auxerre et à 10km au Nord-est de Toucy. Accès depuis la D111.

Description : Tranchées filtrantes. Le site a été échantillonné sur deux profondeurs différentes, MET1 correspond à la profondeur 55cm et MET2 à 65cm. Le dispositif est placé sous une zone de pâturage de chevaux, ce qui engendre un apport de matière organique et une augmentation de l'activité enzymatique du sol. Le blanc et lui aussi impacté par la pâture.

FIGURE : plan de situation de l'ANC étudié

TABLEAU : principales caractéristiques des sols prélevés



Paramètres	MET-B	MET-ANC	
Date	17/03/2012		
Latitude	47°48'38.83"N		
Longitude	3°24'19.76"E		
Type ANC	Tranchées Filtrantes		
EH	4		
Construction de l'ANC	Février 2008		
Type sol			
Profondeur	1	55cm	55cm
	2	65cm	65cm
Teneur en eau	1	100.5%	92.8%
	2	59.7%	103.9%
MVS	1	3.66%	3.44%
	2	3.44%	3.55%
COP	1	0.66%	0.50%
	2	0.49%	0.51%

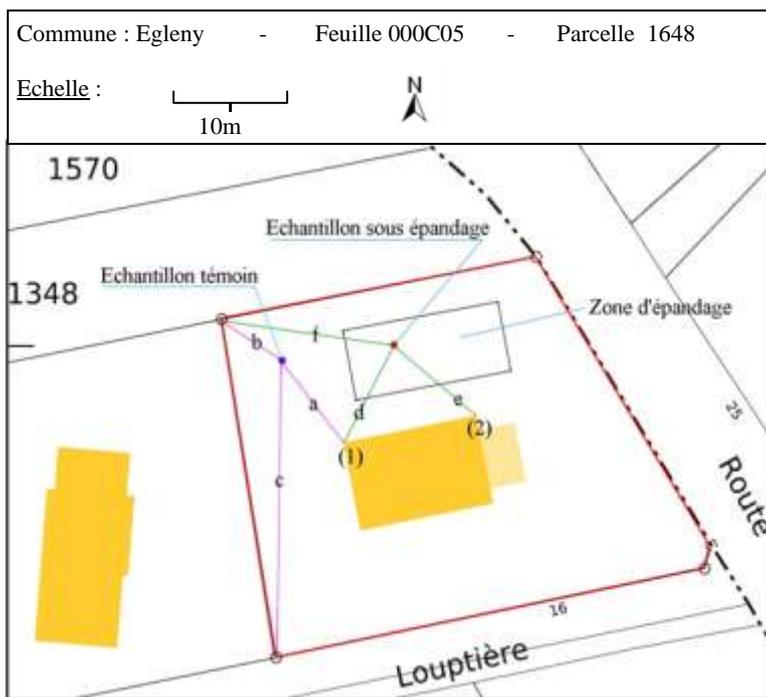
EGL, 16 route d'Auxerre, 89240 Égleny,

Localisation : Situé à 15km à l'Ouest d'Auxerre, et à 10km au Nord-est de Toucy. Se situe sur la D4.

Description : Lit d'épandage, le filtre est donc constitué uniquement de graviers installés sur le sol naturel en place. Ce site est composé d'un sol très sableux. La position des points de prélèvement a été mesurée précisément et correspond aux lettres indiquées sur la figure. Une première gouge de 55mm a été insérée jusqu'à 80cm (profondeur des tuyaux d'épandage) puis une seconde de 36mm a permis d'extraire les échantillons. Hauteurs recalculées avec coefficient de tassement.

FIGURE : plan de situation de l'ANC étudié

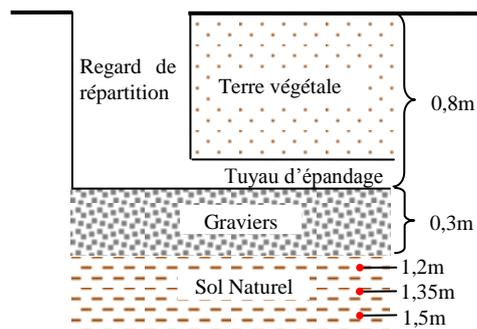
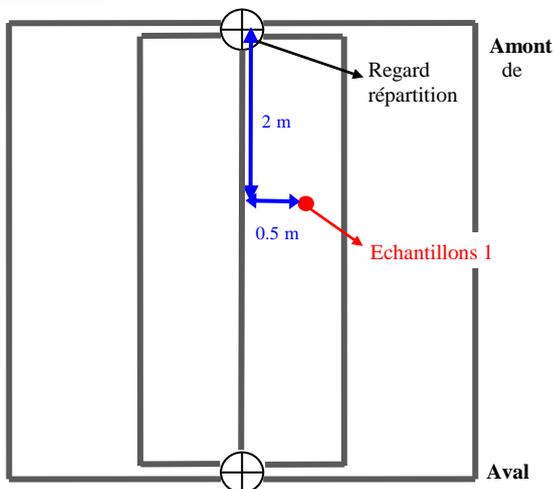
TABLEAU : principales caractéristiques des sols prélevés



Paramètres	EGL-B	EGL-ANC
Date	29/03/2012	
Latitude	47°48'24.95"N	
Longitude	3°22'09.12"E	
Type ANC	Lit d'épandage	
EH	2	
Construction de l'ANC	Août 2007	
Type sol	Sableux	Sableux
Profondeur	1 120cm	121.9cm
	2 133.3cm	134.6cm
	3 150cm	150.5cm
Teneur en eau	1 55.2%	56.8%
	2 52.2%	53.9%
	3 33.1%	69.0%
MVS	1 0.31%	0.53%
	2 0.29%	1.15%
	3 0.28%	1.13%
COP	1 0.07%	0.59%
	2 0.01%	0.01%
	3 0.02%	0.02%

FIGURE : vue aérienne des points de prélèvement :

FIGURE : vue de profil du site



CLE, Les Clercs, 89130 Fontaines,

Localisation : Situé à 9km au Sud-ouest de Toucy accès depuis Fontaines sur 3km vers le sud par la D955.

Description : Tranchées filtrantes avec tuyaux d'épandage à 30cm sous la surface. Hauteurs calculées avec coefficient de tassement. Trois prélèvements effectués : 2 sous ANC dont 1 sous un poulailler et le 3^{ème} en aval de l'ANC. La présence du poulailler ne doit pas avoir d'influence sur l'échantillon 1, l'échantillon 2 est contaminé ce qui modifie donc les quantités de matière organique et d'enzymes du sol. Les tuyaux d'épandage se situent à 30cm sous la surface.

FIGURE : plan de situation de l'ANC étudié

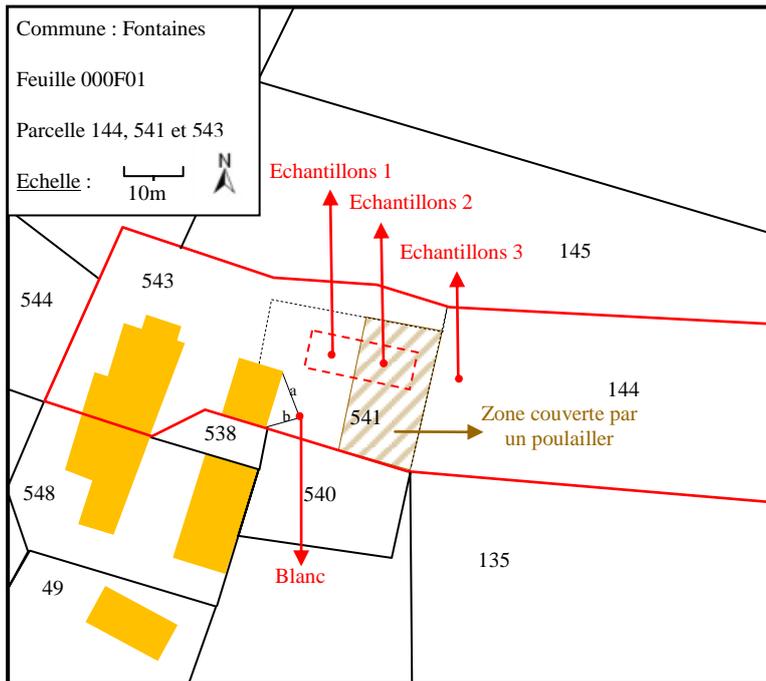


TABLEAU : principales caractéristiques des sols prélevés

Paramètres	CLE-B	CLE-ANC
Date	30/03/2012	
Latitude	47°40'06.07"N	
Longitude	3°14'10.09"E	
Type ANC	Tranchées filtrantes	
EH	2	
Construction de l'ANC	Juillet 2006	
Seul l'échantillon 1 a été analysé		
Type sol	Argileux	Argileux
Profondeur	1	46.7cm / 47.8cm
	2	60cm / 61.5cm
	3	73.3cm / 75.2cm
Teneur en eau	1	48.9% / 53.9%
	2	55.8% / 70.4%
	3	49.4% / 70.9%
MVS	1	2.05% / 1.73%
	2	2.23% / 2.24%
	3	2.32% / 2.26%
COP	1	0.61% / 0.30%
	2	0.23% / 0.17%
	3	0.18% / 0.08%

FIGURE : vue aérienne des points de prélèvement :

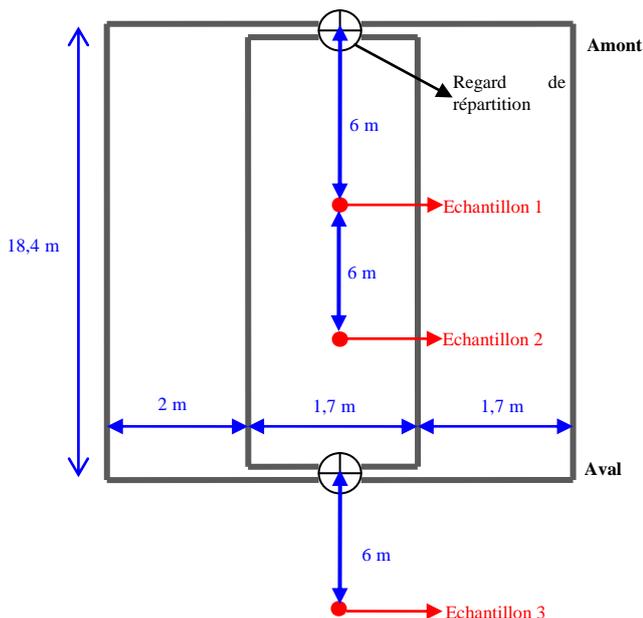
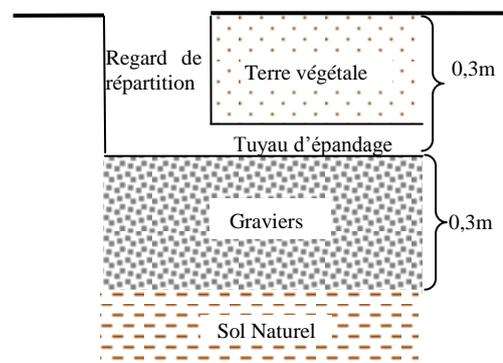


FIGURE : vue de profil du site



RESUME

Ce stage de fin d'étude est inscrit dans le projet ANCRES (Assainissement Non Collectif Rétention et Epuration par les Sols). Il vise à étudier l'impact potentiel des dispositifs d'assainissement non collectifs sur le sol. Pour cela, un site pilote dont le dispositif reçoit les eaux usées de deux habitants permanents a été instrumenté afin de permettre un suivi saisonnier de la qualité des eaux. Les prélèvements d'eau sont effectués sous deux profondeurs et les eaux entrant dans le dispositif sont également collectées.

Ce stage est principalement orienté vers les analyses chimiques des eaux du site pilote (polluants organiques, matière en suspension, métaux, micropolluants...), et des sols (pH, granulométrie, enzymologie...) prélevés chez des usagers habitant dans l'Yonne.

ABSTRACT

This professional training is part of the project ANCRES (Individual Sanitation Retention and Purification by Soils). It aims to study the potential impact of non-collective sewage disposal systems on soil. For this, a pilot site receiving the wastewaters of two permanent inhabitants was instrumented to allow a seasonal monitoring of water quality. Samples are taken from two depths and waters entering into the device are also collected.

This professional training is mainly directed towards the chemical analyzes of water from the pilot site (organic pollutants, suspended materials, metals, micro pollutant...), and soil (pH, particle size, enzymology...) collected from users living in Yonne (France).