



HAL
open science

Titre du projet : Quasagro -Gestion agronomique des sols et des résidus : quels impacts sur la qualité sanitaire des productions végétales de grande culture ?

Laurence Denaix

► **To cite this version:**

Laurence Denaix. Titre du projet : Quasagro -Gestion agronomique des sols et des résidus : quels impacts sur la qualité sanitaire des productions végétales de grande culture ?. INRAE. 2019. <hal-04660820>

HAL Id: hal-04660820

<https://hal.inrae.fr/hal-04660820v1>

Submitted on 24 Jul 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



HAL Authorization

N° du projet : **5423**Titre du projet : **Quasagro - Gestion agronomique des sols et des résidus : quels impacts sur la qualité sanitaire des productions végétales de grande culture ?**

| |
|-------------------------------------|
| COMPTE RENDU FINAL DU PROJET |
|-------------------------------------|

Nom du partenaire : INRA

Période concernée : du **01/01/15** au **30/09/18****I - Le déroulement du projet****1- Organisation mise en place, pour le chef de file et chaque réalisateur : travail réalisé, moyens humains, matériels et financiers mobilisés**

Le projet a été organisé en trois actions, une action d'acquisition de données et d'étude des mécanismes de contamination, au champ et en conditions contrôlées (action 1), une action de valorisation et transfert des acquis (action 2) et une action de coordination technique et scientifique.

L'UMR ISPA s'est impliquée :

- dans l'action 1 pour la constitution du réseau et l'échange avec les partenaires gestionnaires des parcelles, la collecte des données et des échantillons, la structuration des données dans une BDD reliée à un site WEB d'interrogation, analyse des données concernant les contaminations par les éléments traces, l'analyse des effets de l'apport de matières organiques sur la biodisponibilité des métaux,
- dans l'action 2 pour la création de la plateforme participative avec les lycées agricoles, la création de supports pour l'enseignement agricole et le conseil agricole
- dans l'action 3 pour la coordination de la partie scientifique du projet, l'organisation de journées de rencontre.

L'UMR ECOSYS s'est impliquée dans l'action 1 sur la partie « effet des conditions pédoclimatiques et des pratiques, en analysant l'activité microbienne dans des parcelles contrastées, et la biodégradation microbienne des pesticides dans l'action 2 pour la création de support pour l'enseignement agricole et le conseil agricole

L'UMR MYCSA a étudié dans l'action 1 pour évaluer la contamination fusarienne, en quantifiant d'une part les principales espèces de *Fusarium* sur grains et sur résidus, et d'autre part la teneur en mycotoxines des grains récoltés sur les parcelles du réseau. Elle s'est aussi impliquée dans l'action 2 pour la création de support pour l'enseignement agricole et le conseil agricole.

L'USRAVE a réalisé les analyses végétales pour l'action 1.

Les Unités expérimentales ou installations expérimentales UE 1375 PHACC Clermont-Ferrand, UE 0802 d'agronomie de Toulouse, UE 1373 Fourrages, Environnement et Ruminants de Lusignan, UMR EMMAH Domaine St Paul Avignon, UE du Domaine d'Epoisses, UE Domaine de Brunehaut de Mons, UE 1246 Grandes Cultures Versailles-Grignon et UE Domaine expérimental de la Motte au Vicomte de Rennes ont géré les parcelles, collecté les échantillons de sols, de plantes et d'intrants et renseigné les enquêtes annuelles.

Toutes les unités INRA ont participé aux comités de pilotage organisés dans le cadre de l'action 3.

Les moyens humains mobilisés sont résumés dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Répartition de l'implication du personnel en fonction des actions en nombre de jours effectifs pour le projet

| Unité | noms des personnels techniques impliqués dans le projet | catégorie d'employé (ex technicien, ingénieur, chercheur...) | Action 1 | Action 2 | Action 3 | total (en nombre de jours) |
|----------|---|--|----------|----------|----------|----------------------------|
| UMR ISPA | Laurence DENAIX | Chercheur | 80,15 | | 26,20 | 106,35 |

| | | | | | | |
|--------------------------------------|-----------------------------------|------------------------|--------|-------|--------|--------|
| | Tovo RABEMANANTSOA | Assistant Ingénieur | 60,00 | 15,10 | | 75,10 |
| | Thierry ROBERT | Technicien | 36,30 | | | 36,30 |
| | Stéphane THUNOT | Technicien | 160,30 | 30,00 | | 190,30 |
| | Emma VIVIEN | CDD Ingénieur | 35,00 | | 144,75 | 179,75 |
| | Yoann VIALA | Doctorant | 30,00 | | | 30,00 |
| | Guillemette PREUX | Stagiaire puis CDD IE | 30,00 | | | 30,00 |
| | Fanny DESBLE | Master | 0,17 | | | 0,17 |
| | Christophe NGUYEN | Directeur de recherche | 30,00 | | | 30,00 |
| UR MYCSA | Laëtitia PINSO-GADAIS | Ingénieur d'Etude | 8,12 | | | 8,12 |
| | Christine DUCOS | Technicien | 8,18 | | | 8,18 |
| | Gisèle MARCHEGAY | Technicien | 4,41 | | | 4,41 |
| | Marie-Noëlle BONNIN-VERDAL | Technicien | 4,17 | | | 4,17 |
| UE La Motte au Vicomte Rennes | Philippe LE ROY | Assistant Ingénieur | 12,00 | | | 12,00 |
| UE PHACC Clermont-Ferrand | Alain CHASSIN | Assistant Ingénieur | 11,01 | | | 11,01 |
| | Denis CADIER | Technicien | 12,50 | | | 12,50 |
| UE FERLUS | Guillaume AUDEBERT | Technicien | 37,00 | | | 37,00 |
| | François GASTAL | Directeur de recherche | 6,00 | | | 6,00 |
| UE Agronomie Toulouse | André GAVALAND | Ingénieur | 46,2 | | | 46,2 |
| | Eric BAZERTHE | Technicien | 46,2 | | | 46,2 |
| | Jean-François LIEVIN | Technicien | 46,2 | | | 46,2 |
| | Patrice ROUET | Technicien | 30 | | | 30 |
| | Patrick BRUNO | Technicien | 16,2 | | | 16,2 |
| UMR EMMAH | Véronique DESFONDS | Technicien | 53,50 | | | 53,50 |
| | Jérémy THEODORE | Adjoint | 45,00 | | | 45,00 |
| | Serge RENO | Adjoint | 17,00 | | | 17,00 |
| USRAVE | MASSON | Ingénieur Recherche | 15,00 | | | 15,00 |
| | SOULE | Technicien | 3,00 | | 1,00 | 4,00 |
| | ORIGNAC | Technicien | 48,00 | | | 48,00 |
| | DESALME | Adjoint Technicien | 18,00 | | | 18,00 |
| UE d'Epoisse | Alain BERTHIER | Technicien | 21,00 | | | 21,00 |
| UMR ECOSYS | Christelle MARRAULD | Technicien | 4,00 | | | 4,00 |
| | Virginie GRONDIN | Assistant Ingénieur | 10,50 | | | 1,50 |
| | Nathalie CHEVIRON | Ingénieur d'Etude | 5,50 | | | 5,50 |
| | Olivier CROUZET | Chargé de Recherche | 30,00 | 10,50 | 12,00 | 52,50 |
| | Valérie DUMENY | Technicien | 19,50 | 1,00 | | 20,50 |
| | Alienor BERGHEAUD | Master recruté | 75,00 | | 5,00 | 80,00 |
| | Valérie BERGHEAU | Ingénieur d'Etude | 20,50 | | | 20,50 |
| | Laure VIEUBLE | MC (APT) | 1,00 | | | 1,00 |
| UE Grandes Cultures | André LARUE | Technicien | 7,10 | | | 2,00 |
| | Eric PICHOT | Technicien | 7,10 | | | 2,00 |

| | | | | | | |
|---------------------------------|-----------------------|-----------------|--------------|-----------|------------|--------------|
| Versailles Grignon | Arnaud HURE | Technicien | 3,00 | | | 3,00 |
| | Christophe MONTAGNIER | Ingénieur | 12,20 | | | 3,00 |
| UE Domaine de Brunehaut Mons | Sébastien DARRAS | Technicien | 11,00 | | | 11,00 |
| | Rosemonde DEVAUX | Technicien | 12,00 | | | 12,00 |
| | Olivier BLERIOT | Agent Technique | 6,00 | | | 6,00 |
| | Maxime DEVAUX | Agent Technique | 2,50 | | | 2,50 |
| Total par action | | | 1 198 | 57 | 189 | 1 415 |

L'ensemble des équipes INRA a mis ses laboratoires, matériels et parcelles à disposition du projet et a financé sur fonds propres une partie de l'étude, notamment les fluides et les déplacements avec des véhicules de service.

2- Etapes/actions, calendrier comparatif prévu/réalisé et analyse des écarts

Calendrier de l'action 1:

| | Année 1 | | | Année 2 | | | Année 3 | | | Année 4 | |
|---|---------|---|---|---------|---|---|---------|---|---|---------|---|
| Action 1.1 | | | | | | | | | | | |
| Cultures | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | | |
| Prélèvements | ■ | ■ | | ■ | ■ | | ■ | ■ | | | |
| Dosage ETM des sols et des intrants | | ■ | | | ■ | | | ■ | ■ | | |
| Dosage des pesticides dans les sols | | ■ | | | ■ | | | ■ | ■ | | |
| Dosage mycotoxines dans les plantes | | | ■ | | | | ■ | | | ■ | |
| Dosage ETM des plantes | | | ■ | | | | ■ | | | ■ | |
| Base de données | | | | ■ | | | ■ | | | ■ | |
| Action 1.2 | | | | | | | | | | | |
| Dosage ETM des sols et des intrants | ■ | ■ | | | ■ | ■ | | | | | |
| Disponibilité des ETM des sols | ■ | ■ | | | ■ | ■ | | | | | |
| Dosages ETM plantes | | | ■ | | | | ■ | | | | |
| Dosage des pesticides dans les sols | | ■ | | | | ■ | | | | | |
| Activité biologique dans les sols | | ■ | ■ | | ■ | ■ | | ■ | ■ | | |
| Dosage diversité fongique dans les résidus de culture | ■ | | | | ■ | | | | | | |
| Dosage mycotoxines dans les plantes | | | ■ | | | | ■ | | | | |
| Base de données | | | | ■ | | | | | | | |
| Action 1.3 | | | | | | | | | | | |
| Effets sur la disponibilité des ETM | | | | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | | |
| Effets sur la dégradabilité des pesticides | | | | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | | |
| Synthèse de l'action | | | | | | | | | | ■ | ■ |

Calendrier de l'action 2:

| | Année 1 | Année 2 | Année 3 | Année 4 |
|--|---------|---------|---------|---------|
|--|---------|---------|---------|---------|

| | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| Action 2.1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Plateforme participative | | | | | | | | | | | | | | | |
| Action 2.3 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Documents-soutiens | | | | | | | | | | | | | | | |

Calendrier de l'action 3:

| | Année 1 | | | | Année 2 | | | | Année 3 | | | | Année 4 | | | |
|-------------------------------------|---------|--|--|--|---------|--|--|--|---------|--|--|--|---------|--|--|--|
| Action 3.1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Coordination du réseau de parcelles | | | | | | | | | | | | | | | | |

Comme indiqué ci-dessus, l'action 1 s'est déroulée selon le planning prévu. Dans le cadre de l'action 1.1, la contribution des parcelles a subi des aléas liés aux conditions climatiques (ex. grêle) ou à des problèmes de ravageurs. Un nombre moins important qu'espéré de parcelles ont été conduites en tournesol ou blé dur, ce qui limite les analyses statistiques pour ces deux cultures. L'action 1.2 s'est déroulée comme prévu.

L'action 2 a été décalée dans le temps, du fait de la nécessité d'une importante coordination entre les partenaires, avec de nombreux allers-retours, pour la création des supports pour les apprenants.

L'action 3 s'est déroulée comme prévu.

3- Résultats obtenus : Action 1

ACTION 1

1) Description des caractéristiques générales du réseau de parcelles

Le projet a permis de constituer un observatoire de la contamination des sols et cultures, positionné sur les grandes cultures. Il se compose de parcelles distribuées sur le territoire français métropolitain issues de fermes expérimentales de lycées agricoles, d'exploitations gérées par des particuliers, d'exploitations gérées par ou supportant des essais des instituts techniques (Arvalis Institut du Végétal, Terres Inovia, ITAB) et des parcelles d'unités INRA. Les cultures suivies au cours du projet ont été le blé tendre, le blé dur et le tournesol.

Les contaminants suivis sont :

- sur les sols, les éléments traces (arsenic (As), cadmium (Cd), césium (Cs), chrome (Cr), cobalt (Co), cuivre (Cu), molybdène (Mo), nickel (Ni), plomb (Pb), thallium (Tl), zinc (Zn), uranium (U)) et depuis 2016 les résidus de pesticides dans une approche multirésidus ;
- sur les plantes, les éléments traces (arsenic (As), bore (Bo), cadmium (Cd), césium (Cs), chrome (Cr), cobalt (Co), cuivre (Cu), nickel (Ni), plomb (Pb), zinc (Zn), uranium (U)), et les mycotoxines (Déoxynivalénol (DON) et Déoxinivalénol acétylé (15 A-DON et 3 ADON), Nivalénol (NIV) et Fusarénone (FX)) sur les grains de blé dur et blé tendre.

Les caractéristiques physicochimiques des sols (pH, CEC, MO, CaCO3) et les éléments majeurs pour les sols et les plantes sont également analysés.

Les analyses ont été réalisées par le Laboratoire d'Analyses des Sols (LAS) d'Arras pour les sols, l'Unité de Service et de Recherche en Analyses Végétales et Environnementales (USRAVE) pour les éléments majeurs et traces dans les plantes et l'Unité de recherche Mycologie et Sécurité des Aliments (MycSA) pour les mycotoxines dans les plantes.

Les analyses sont complétées par une enquête annuelle sur les pratiques.

Le réseau QUASAPROVE a permis de rassembler 143 parcelles sur 36 sites sur la quasi-totalité du territoire métropolitain (Figure 1).

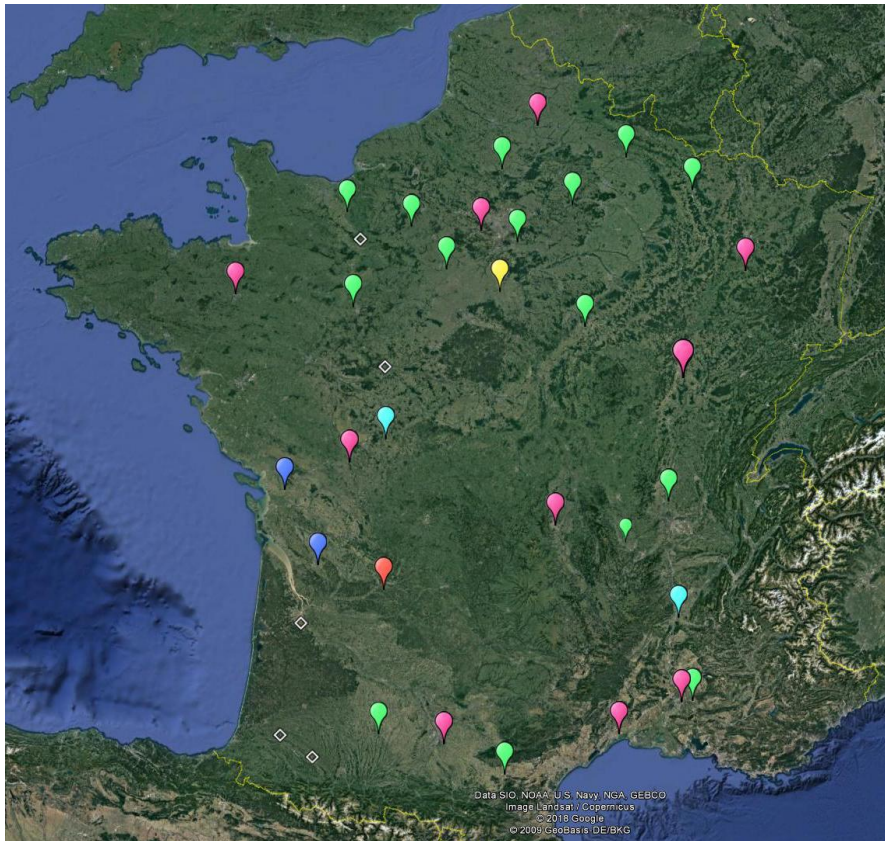









Figure 1 : Localisation des sites participant actuellement (ou ayant participé) au réseau QUASAPROVE

| | |
|---|--|
|  | Parcelles INRA (Unités Expérimentales des Département EA et BAP) |
|  | Parcelles Lycées agricoles (Fermes expérimentales) |
|  | Parcelles gérées par Terres Inovia (Parcelles d'agriculteurs indépendants) |
|  | Parcelles du Réseau RotAB gérées par l'ITAB (en association avec des lycées agricoles) |
|  | Parcelles gérés par Arvalis Institut du Végétal |
|  | Parcelles d'agriculteurs indépendants |
|  | Parcelles n'ayant participé au réseau qu'une année |

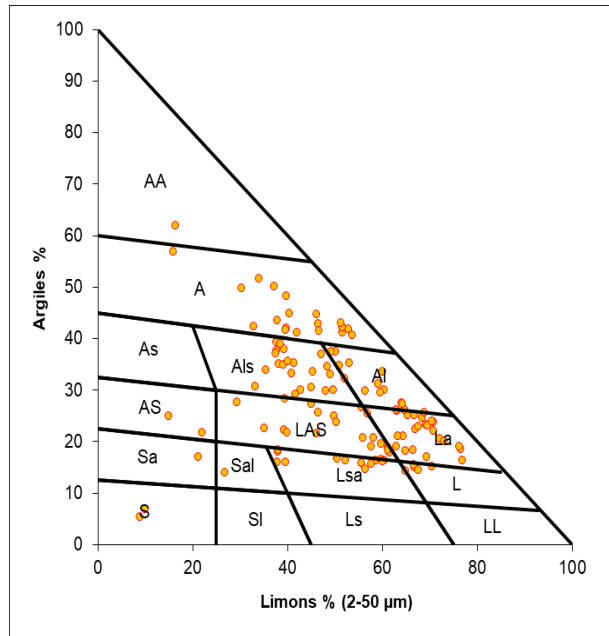


Figure 2 : Triangle de texture pour l'ensemble des sols du réseau

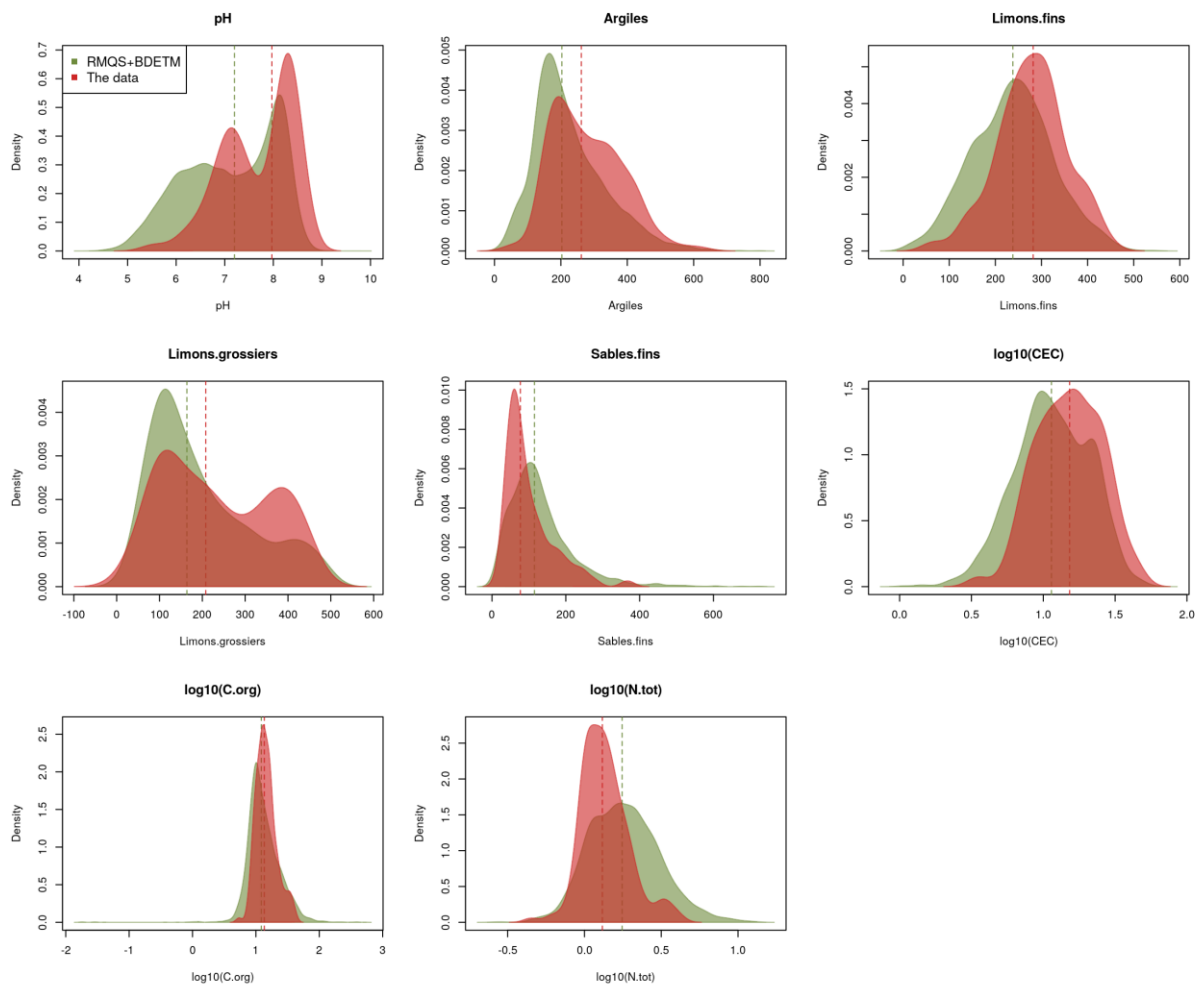


Figure 3 : Comparaison de la distribution des caractéristiques physicochimiques des sols du réseau QUASAPROVE (The data) avec ceux des parcelles de grande culture issues du réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS).

Les horizons de surface ont été prélevés sur une profondeur de 30 cm. Les résultats sont synthétisés dans le Tableau 1, qui résume les niveaux de contamination de la totalité du réseau toutes années confondues.

La comparaison avec les sols de grande culture métropolitains collectés et analysés dans le cadre du Réseau de Mesure de la Qualité des sols permet de vérifier que les sols analysés dans le cadre du réseau sont bien représentatifs des sols agricoles français, avec cependant un nombre un peu plus élevé de sols alcalins.

2) Niveaux de contamination observés dans les sols, les intrants et les productions de grande culture (blé tendre, blé dur, tournesol)

Intrants

Sur le réseau, différents engrais minéraux et organiques sont utilisés. Le tableau ci-dessous résume les concentrations moyennes analysées en les comparant aux données nationales (Ademe).

Tableau 2 : Teneurs en éléments traces mesurés sur des engrais minéraux et organiques utilisés sur les parcelles du réseau. En rouge, les concentrations maximales mesurées, en gris les références publiées par l'Ademe (Sogreah, 2013).

| mg/kg MS | n | As | Cd | Cr | Co | Cu | Ni | Pb | Zn |
|----------------------------------|---|------|------|-------|------|------|------|-----|-------|
| Ammonitrate | 6 | 0,2 | <0,5 | 2,3 | <0,5 | <2 | 4,1 | <2 | 5,6 |
| N (ADEME) | | 0,3 | 0,4 | 6,9 | 3,4 | 2,1 | 5,8 | 0,5 | 4,5 |
| Engrais P | 2 | 13,7 | 17,1 | 180 | - | 34,1 | 29,3 | 4,7 | 244,5 |
| P (ADEME) | | 8,6 | 15,7 | 149,4 | 21,9 | 5,7 | 28,2 | 2,9 | 274,4 |
| Engrais PK, PKS | 8 | 4,6 | 9,9 | 116,9 | 6,4 | 20,3 | 19,6 | 4,9 | 184,6 |
| PK (ADEME) | | 6,1 | 6,9 | 85,8 | 22,6 | 5 | 20,5 | 2 | 181,9 |
| Engrais NPK | 3 | 0,5 | 6,5 | 81,9 | 1,1 | 11 | 13,7 | 2,7 | 101,6 |
| NPK (ADEME) | | 5,7 | 6,2 | 84,4 | 16,9 | 5,3 | 14,4 | 2,5 | 124,8 |
| Organique (divers) | 6 | 3,3 | <0,5 | 14,5 | 1,7 | 9,5 | 4,5 | 6,9 | 85 |
| Organique – Fumier Bovin (ADEME) | | 1,8 | 0,3 | 8,0 | - | 42,8 | 7,8 | 4,8 | 219,5 |

Ces résultats confirment que les engrais azotés apportent très peu d'éléments traces. Les engrais phosphatés ont les concentrations les plus élevées en arsenic, cadmium, chrome, cuivre, cobalt, nickel, plomb et zinc. Les engrais et amendements organiques peuvent avoir des concentrations élevées en zinc et des concentrations non négligeables en arsenic, cuivre et plomb.

Sols

143 parcelles ont été échantillonnées et analysées. Les valeurs mesurées dans les sols sont résumées dans le tableau ci-dessous. Il apparaît une forte variabilité selon les éléments, le rapport entre les concentrations les plus faibles rencontrées et les concentrations les plus fortes atteignant 60 pour le molybdène, 54 pour l'arsenic.

Pour tous les éléments analysés dans le cadre du RMQS, la médiane obtenue sur le réseau est légèrement supérieure à la médiane du RMQS (obtenue sur la totalité des sols nationaux), ce qui montre une contamination diffuse sur les sols agricoles. Trois éléments présentent des concentrations maximales dépassant la réglementation nationale pour l'épandage de boues de STEP : le cuivre, le chrome et le plomb.

Tableau 3 : Synthèse des concentrations mesurées dans les sols de l'ensemble du réseau QUASAPROVE. Ces valeurs sont comparées à celles mesurées dans le cadre du RMQS et aux valeurs de la réglementation sur les boues de STEP. Les maxima excédant ces valeurs réglementaires sont indiqués en rouge.

| | mg/kg MS | As | Cd | Cr | Cu | Co | Cs | Mo | Ni | Pb | Tl | Zn | U |
|-------------------------------------|-------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| QUASAPROVE | minimum | 3,7 | 0,10 | 8 | 5 | 2,5 | 2,3 | 0,08 | 3,8 | 13,3 | 0,22 | 22 | 1,09 |
| | 1er décile | 7,5 | 0,16 | 40 | 10 | 5,6 | 3,1 | 0,30 | 12,9 | 18,6 | 0,37 | 43 | 1,72 |
| | médiane | 12,8 | 0,27 | 63 | 17 | 9,8 | 5,1 | 0,51 | 24,2 | 28,5 | 0,54 | 65 | 2,27 |
| | moyenne | 18,0 | 0,31 | 65 | 26 | 11,2 | 7,2 | 0,68 | 24,3 | 36,4 | 0,63 | 74 | 2,46 |
| | 9ème décile | 31,8 | 0,54 | 93 | 55 | 19,1 | 15,8 | 1,28 | 35,4 | 54,7 | 0,87 | 109 | 3,47 |
| | Maximum | 198 | 1,03 | 180 | 153 | 29,4 | 28,1 | 4,86 | 44,5 | 372 | 5,05 | 236 | 7,15 |
| | Max/Min | 54 | 10 | 22 | 34 | 12 | 12 | 60 | 12 | 28 | 23 | 11 | 7 |
| Règlementation Boues de STEP | | | | | | | | | | | | | |
| | | | 2 | 150 | 100 | | | | 50 | 100 | | 300 | |
| RMQS | 1 ^{er} décile | | 0.07 | 19.1 | 5.1 | 2.9 | | 0.3 | 5.9 | 16.6 | 0.27 | 27.5 | |
| | Médiane | | 0.20 | 48.6 | 13.9 | 9.0 | | 0.6 | 19.4 | 27.9 | 0.55 | 63.6 | |
| | 9 ^{ème} décile | | 0.62 | 89.2 | 35.7 | 18.7 | | 1.5 | 46.1 | 49.6 | 1.2 | 127 | |
| | Maximum | | 5.53 | 3030 | 508 | 112 | | 19.8 | 1530 | 624 | 16.8 | 1231 | |

Facteurs explicatifs des situations de contamination élevées des sols

La Figure 4 résume graphiquement les relations entre éléments. Il se dégage le groupe d'éléments Al, K, Cs, Tl, qui pourraient être constitutifs de phyllosilicates, et donc relié à la fraction argileuse du sol, avec une origine géogène, et le groupe Fe, Mn, Cr, Co, Ni, éléments qui peuvent être présents dans des oxydes ou des pyroxènes, et donc d'origine également géogène.

Corrélations significatives

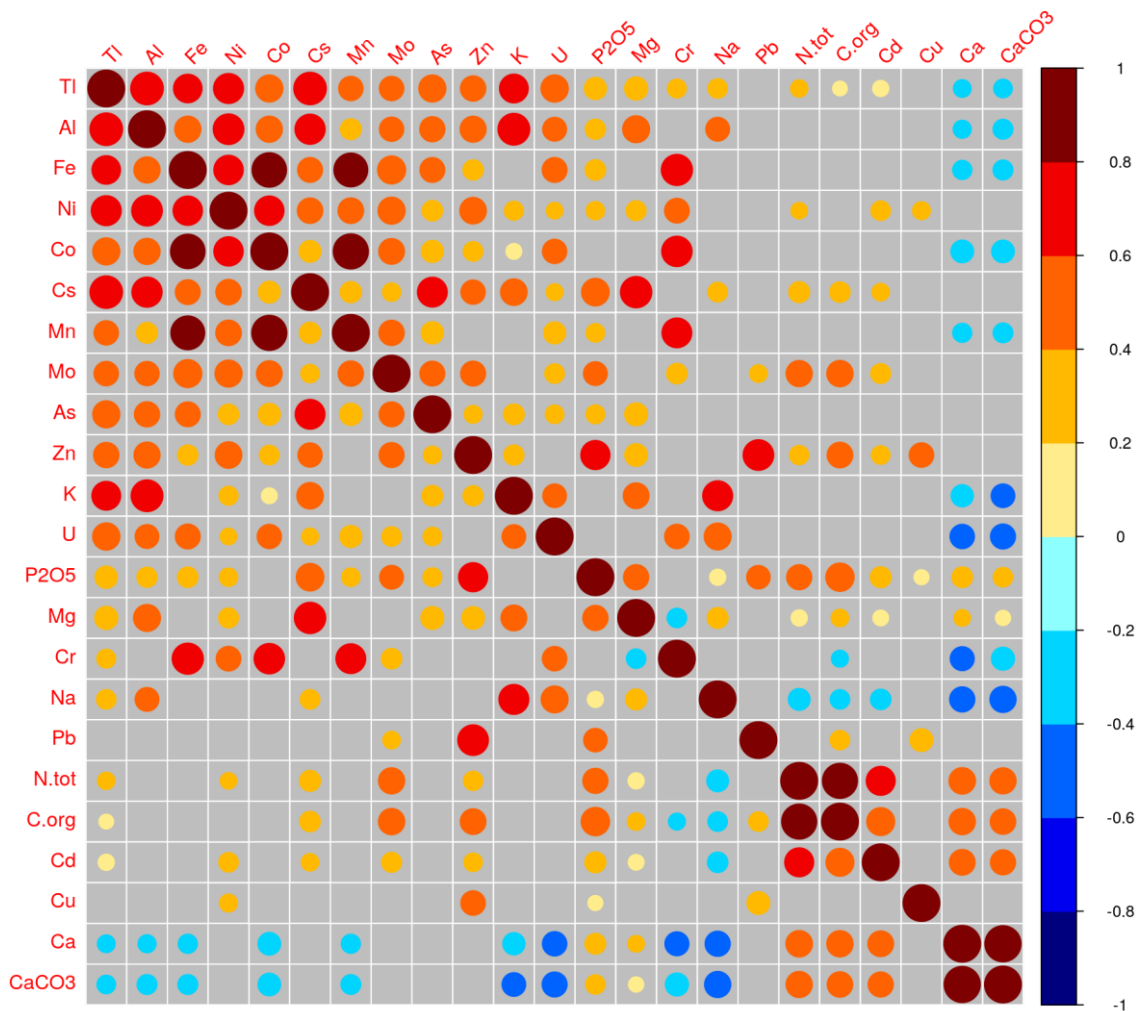


Figure 4 : Tableau des corrélations entre éléments dans les sols du réseau

Arsenic

L'arsenic dans les sols agricoles provient :

- du fond géochimique, qui peut présenter des valeurs élevées dans le cas d'anomalies naturelles liées à des minéralisations particulières,
- d'apports agricoles par les engrais phosphatés ou les effluents d'élevage,
- de l'usage de produits phytosanitaires aujourd'hui interdit, notamment en viticulture et arboriculture.

Les valeurs les plus élevées sont observées sur les sites de Lusignan et de Clermont Ferrand.

Sur la plupart des sites, hormis ceux de Mauguio et de Clermont-Ferrand, la concentration en arsenic du sol est strictement corrélée à la concentration en fer. Cela laisse suggérer une origine géogène, le fer provenant essentiellement des roches constitutives des sols. Ainsi, les concentrations élevées à Lusignan s'expliquent par des concentrations élevées en fer.

Dans le cas de Mauguio, les parcelles analysées sont d'anciennes parcelles viticoles. Il est ainsi probable que l'arsenic provienne des traitements contre les maladies du bois (arsénite de soude ou de plomb), interdits depuis 2001.

Pour Clermont-Ferrand, l'origine de cet élément pourrait être liée à une anomalie géochimique. Cette hypothèse est à confirmer.

Cadmium

Le cadmium est connu pour être présent dans les roches carbonatées et phosphatées, notamment les craies et calcaires jurassiques, avec des concentrations variables selon les dépôts sédimentaires. Il est apporté dans les sols agricoles avec les engrais phosphatés et avec les boues et composts.

Dans les parcelles du réseau, les concentrations maximales sont effectivement observées sur les sols développés sur roche calcaire. L'hypothèse d'une origine géologique de cet élément semble réaliste. Il n'y a pas de relation entre la teneur en carbonate, en calcium ou en phosphore et la concentration en cadmium.

Césium

Suite à l'accident de Fukushima, il est apparu que nous ne disposions pas de valeur de référence en France sur les sols agricoles et les cultures. En effet, si de nombreuses études concernent le césium 137, radioactif, plus rares sont les études concernant le césium « froid ». Nous avons donc intégré cet élément à notre analyse.

Le césium est naturellement présent dans les silicates, où il peut se substituer au potassium. De fait, il est retrouvé dans des roches cristallines mais aussi dans des dépôts argileux. Les sources anthropiques sont liées à l'usage de la radioactivité et aux accidents nucléaires. Ainsi, l'accident de Tchernobyl a contribué à enrichir les sols en césium 137 sur la partie est de la France.

Le césium dans les parcelles du réseau est soit corrélé à la teneur en fer, soit, sur le site de Lusignan, corrélé à la teneur en argile. Même si les sites à l'est ont des concentrations plus élevées, il ne semble pas y avoir de correspondance avec la carte de l'IRSN du césium 137 recensant les retombées liées à Tchernobyl. Une mesure du Césium 137 permettrait de le confirmer.

Chrome

Le chrome est présent en forte concentration dans les roches volcaniques et métamorphiques, ainsi que dans certaines roches sédimentaires, en particulier les roches phosphatées. Sur les parcelles du réseau, sa relation avec la concentration en fer laisse supposer une origine géologique. Là encore, comme dans le cas de l'arsenic, les parcelles du Massif Central se distinguent.

La dispersion des points autour de la droite pourrait s'expliquer par la fertilisation phosphatée. En effet, les teneurs en chrome dans les engrais phosphatés peuvent également être importantes.

Cobalt

Le cobalt a également une origine essentiellement géogène, avec des concentrations élevées dans les roches volcaniques ou cristallines. Les concentrations en cobalt dans les intrants utilisés en agriculture sont relativement faibles. Sur les sols du réseau, la teneur en cobalt est positivement corrélée à la teneur en fer, ce qui appuie l'hypothèse d'une origine naturelle.

Cuivre

Le cuivre est utilisé comme fongicide pour lutter contre le mildiou. Les parcelles conduites en viticulture, arboriculture ou maraîchage peuvent ainsi recevoir plusieurs kilogrammes de cet élément par hectare et par an. Le cuivre est également présent en forte concentration dans les lisiers, car il entre dans la ration alimentaire des porcs et l'absorption gastro-intestinale de ces animaux est faible.

Le cuivre ayant une forte affinité pour la matière organique, il se fixe dans les horizons de surface des sols et migre généralement peu.

Les parcelles du réseau présentant des concentrations élevées en cuivre, au-delà des valeurs de la réglementation sur l'épandage des boues de station d'épuration, sont toutes d'anciennes parcelles viticoles ou arboricoles.

Molybdène

Le molybdène se retrouve en concentration plus élevée dans les roches volcaniques, magmatiques mais aussi dans les dépôts sédimentaires du jurassique. Les produits résiduels organiques peuvent contenir des concentrations non négligeables en cet élément.

Cependant, les concentrations dans les sols du réseau sont faibles et les teneurs les plus élevées sont retrouvées sur des roches mères d'âge jurassique ou d'origine volcanique, et sont donc géogènes.

Nickel

Le nickel est souvent associé aux minéraux ferromagnésiens particulièrement présents dans les roches volcaniques ou métamorphiques. Mais il peut aussi être présent dans des dépôts sédimentaires. Les sources anthropiques sont les épandages de déchets ou de certains intrants agricoles (ex phosphates) dans lesquels le nickel peut être présent en tant qu'impuretés. Pour cet élément, l'origine dans les sols du réseau semble être géogène.

Plomb

Le plomb est naturellement présent dans certaines roches magmatiques. A cette origine naturelle s'est ajoutée une contamination atmosphérique diffuse, liée à l'utilisation, jusqu'en 2000, du plomb comme antidétonant dans les essences. Le plomb a également été utilisé, avec l'arsenic, comme produit de traitement dans la vigne et les vergers, jusqu'en 2001. Enfin, le plomb se retrouve en quantité parfois importante dans les composts urbains, dans les boues de STEP et dans les fumiers.

Sur le réseau, des parcelles fortement contaminées ont été identifiées dans un lycée agricole, sur une parcelle autrefois conduite en maraîchage. Cette contamination est vraisemblablement liée à des épandages anciens de composts urbains et conduit à un dysfonctionnement de la minéralisation dans ce sol, avec un C/N élevé.

Pour la plupart des parcelles, il apparaît une corrélation positive entre la teneur en plomb et la teneur en fer (Figure 5). Ainsi certaines fortes concentrations en plomb dans les sols sont liées à de fortes concentrations en fer, et pourraient donc être d'origine géogène.

Cependant, s'écartent de cette corrélation les parcelles périurbaines (Carcassonne, Versailles), des parcelles anciennement viticoles (Mauguio) et des parcelles sur substrat calcaire jurassique (Surgères, Le Magnereau).

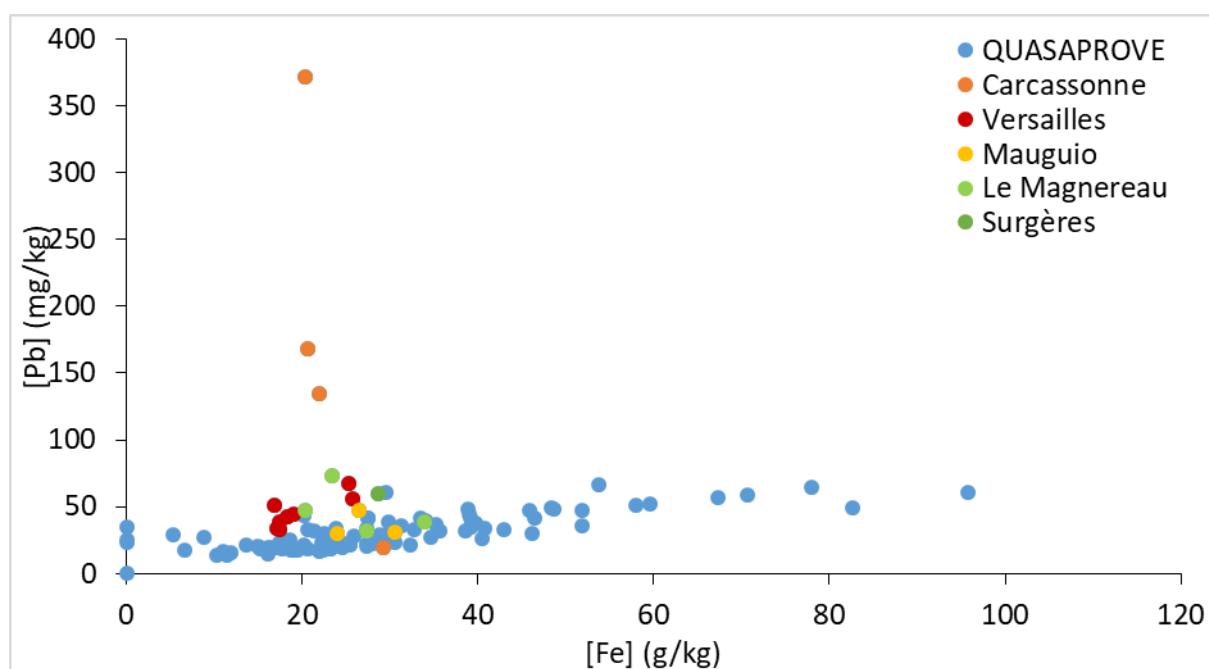


Figure 5 : Relation entre la teneur en plomb dans les parcelles et la teneur en fer.

Thallium

Le thallium est naturellement présent dans les roches cristallines. Les contaminations anthropiques sont peu fréquentes. Sur le réseau, les teneurs en thallium mesurés dans les sols sont faibles, puisque les maxima correspondent au 9^{ème} décile des sols du RMQS. Ces teneurs sont positivement corrélées à l'aluminium et au fer, ce qui souligne la probable origine géogène de cet élément.

Zinc

Le zinc est un élément très ubiquiste, que l'on retrouve dans les roches, notamment les roches volcaniques et magmatiques, mais aussi dans de nombreux déchets, dans les émissions atmosphériques industrielles et dans les produits résiduaux organiques, en particulier les boues de STEP et les lisiers de porc. Le zinc est également utilisé en apport d'oligoéléments ou comme produit phytosanitaire. Dans les parcelles des unités expérimentales INRA du réseau, les concentrations en

cet élément sont corrélées à la teneur en argile, à la teneur en aluminium et à la teneur en fer, ce qui laisse supposer un lien fort du zinc avec les phyllosilicates des sols.

Uranium

L'uranium est présent dans les roches granitiques, mais aussi dans certaines roches métamorphiques ou dépôts sédimentaires. Il est présent en impureté dans les phosphates et peut ainsi être apporté aux sols par la fertilisation minérale. Dans les sols du réseau, les concentrations varient peu et restent faibles.

Productions végétales

Blé tendre

Tableau 4 : Concentrations en éléments traces mesurées dans les grains de blé tendre à la récolte (exprimées en mg/kg MS). En rouge, les valeurs dépassant un seuil réglementaire.

| N= | mg/kg MS | As | Cd | Cr | Cu | Co | Cs | Ni | Pb | Zn | U |
|---|-------------------------|--------|--------|--------|------|--------|--------|--------|-------------|-------|--------|
| QUASA PROVE | minimum | < l.q. | < l.q. | < l.q. | 2,03 | < l.q. | < l.q. | < l.q. | < l.q. | 12,80 | < l.q. |
| | 1 ^{er} décile | 0,004 | 0,014 | 0,01 | 2,97 | 0,01 | 0,002 | 0,07 | 0,01 | 16,80 | < l.q. |
| | moyenne | 0,022 | 0,038 | 0,09 | 4,35 | 0,03 | 0,003 | 0,26 | 0,06 | 27,45 | < l.q. |
| | 9 ^{ème} décile | 0,034 | 0,068 | 0,21 | 5,62 | 0,07 | 0,003 | 0,53 | 0,09 | 41,00 | < l.q. |
| | Maximum | 0,365 | 0,167 | 0,70 | 9,53 | 0,18 | 0,008 | 2,24 | 1,81 | 91,10 | < l.q. |
| | Max/Min | | | | 5 | | | | | 7 | |
| Règlementation alimentation animale (mg/kg 12 % d'humidité) | | 2 | 1 | | | | | | 10 | | |
| Règlementation alimentation humaine (mg/kg MF) | | | 0.2 | | | | | | 0.2 | | |

Tableau 5 : Concentrations en éléments traces mesurées dans les pailles de blé tendre à la récolte (exprimées en mg/kg MS). En rouge, les valeurs dépassant un seuil réglementaire.

| N= | mg/kg MS | As | Cd | Cr | Cu | Co | Cs | Ni | Pb | Zn | U |
|----------------|-------------------------|--------|--------|--------|------|--------|--------|--------|--------|-------|--------|
| QUASA PROVE | minimum | < l.q. | < l.q. | < l.q. | 0,71 | < l.q. | < l.q. | < l.q. | < l.q. | 0,56 | < l.q. |
| | 1 ^{er} décile | 0,03 | 0,04 | 0,23 | 1,00 | 0,02 | 0,004 | 0,13 | 0,05 | 1,95 | < l.q. |
| | moyenne | 0,14 | 0,10 | 0,85 | 2,17 | 0,10 | 0,012 | 0,66 | 0,21 | 6,12 | 0,004 |
| | 9 ^{ème} décile | 0,20 | 0,18 | 1,60 | 3,22 | 0,19 | 0,025 | 1,13 | 0,40 | 9,12 | 0,006 |
| | Maximum | 2,55 | 0,77 | 4,05 | 5,45 | 1,77 | 0,037 | 6,06 | 1,79 | 96,40 | 0,028 |
| | Max/Min | | | | 8 | | | | | 172 | |

Blé dur

27 échantillons de blé dur ont été analysés sur le réseau. Les mêmes seuils réglementaires que pour le blé tendre s'appliquent pour le blé dur. Le blé dur est connu pour être une espèce accumulatrice de cadmium. Cela se confirme sur le réseau. Seuls trois échantillons de grains dépassent les valeurs réglementaires. Ces lots de blé dur ont été cultivés sur la même parcelle, sur le site d'Auzeville, trois années différentes. Par comparaison avec les différentes parcelles cultivées en blé dur, celle-ci a une teneur en cadmium non excessive (juste un peu plus élevée que la moyenne) mais présente un pH plus faible que les autres parcelles. Il est à noter que l'année où le pH de sol était le plus faible correspond aussi à l'année où la concentration dans le grain a été la plus élevée. Le paramètre pH, qui est connu pour jouer fortement sur la biodisponibilité du cadmium, semble donc être un facteur explicatif des valeurs élevées de cadmium dans le grain de blé dur dans ce cas. Un chaulage de la

parcelle, induisant une augmentation de pH, pourrait permettre de tester cette hypothèse et de proposer un mode de gestion simple de la contamination sur ce site.

Tableau 6 : Concentrations en éléments traces mesurées dans les grains de blé dur à la récolte (exprimées en mg/kg MS). En rouge, les valeurs dépassant un seuil réglementaire. La teneur en eau des grains de blé a été estimée à 12 % d'humidité pour la comparaison avec la réglementation).

| N=27 | mg/kg MS | As | Cd | Cr | Cu | Co | Cs | Ni | Pb | Zn | U |
|--|-------------------------|--------|--------|--------|------|--------|--------|--------|--------|------|--------|
| QUASA PROVE | minimum | < l.q. | < l.q. | < l.q. | 5,0 | < l.q. | < l.q. | < l.q. | < l.q. | 22,4 | < l.q. |
| | 1 ^{er} décile | 0,004 | 0,047 | 0,01 | 5,5 | 0,01 | 0,004 | 0,09 | 0,01 | 28,5 | 0,002 |
| | moyenne | 0,016 | 0,122 | 0,11 | 7,1 | 0,02 | 0,008 | 0,23 | 0,06 | 40,2 | 0,002 |
| | 9 ^{ème} décile | 0,029 | 0,251 | 0,19 | 9,3 | 0,03 | 0,009 | 0,41 | 0,19 | 60,7 | 0,003 |
| | Maximum | 0,068 | 0,493 | 0,85 | 12,5 | 0,04 | 0,004 | 0,73 | 0,32 | 75,9 | 0,006 |
| | Max/Min | | | | 2 | | | | | 3 | |
| Règlementation | | | | | | | | | | | |
| alimentation animale (mg/kg 12 % d'humidité) | | 2 | 1 | | | | | | 10 | | |
| alimentation humaine (mg/kg MF) | | | 0.2 | | | | | | 0.2 | | |

Tableau 7 : Concentrations en éléments traces mesurées dans les pailles de blé dur à la récolte (exprimées en mg/kg MS). En rouge, les valeurs dépassant un seuil réglementaire.

| N= | mg/kg MS | As | Cd | Cr | Cu | Co | Cs | Ni | Pb | Zn | U |
|----------------|-------------------------|--------|--------|--------|-----|--------|--------|--------|--------|------|--------|
| QUASA PROVE | minimum | < l.q. | < l.q. | < l.q. | 1,5 | < l.q. | < l.q. | < l.q. | < l.q. | 3,2 | < l.q. |
| | 1 ^{er} décile | | | | 2,1 | | | | | 3,9 | |
| | moyenne | | | | 3,2 | | | | | 12,8 | |
| | 9 ^{ème} décile | | | | 4,6 | | | | | 22,0 | |
| | Maximum | | | | 7,6 | | | | | 69,6 | |
| | Max/Min | | | | 5 | | | | | 21 | |

Tableau 8 : Concentrations en mycotoxines mesurées dans les grains de blé dur à la récolte (exprimée en mg/kg MS)

| | mg/kg MS | DON | 15ADon | 3ADon | ZEA | NIV | FX |
|-----------------------------|----------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| QUASA PROVE | minimum | < l.q. | < l.q. | < l.q. | < l.q. | < l.q. | < l.q. |
| | moyenne | | | | | | < l.q. |
| | Maximum | | | | | | < l.q. |
| | Max/Min | | | | | | < l.q. |
| Règlementation | | | | | | | |
| alimentation animale | | 8000 | | | 2000 | | |
| alimentation humaine | | 1750 | | | 100 | | |

Pour les mycotoxines, les valeurs mesurées ont été dans tous les cas inférieures à la réglementation pour l'alimentation humaine et animale.

Tournesol

35 parcelles en tournesol ont été suivies et analysées jusqu'à la récolte. Les valeurs sont conformes à la réglementation animale mais, pour le cadmium, nous avons enregistré des valeurs se rapprochant de cette limite.

Tableau 9 : Concentrations en éléments traces mesurées dans les graines de tournesol à la récolte (exprimées en mg/kg MS). En rouge, les valeurs dépassant un seuil réglementaire.

| N= | mg/kg MS | As | Cd | Cr | Cu | Co | Cs | Ni | Pb | Zn | U |
|--|-------------------------|--------|--------|--------|------|--------|--------|--------|--------|-------|--------|
| QUASA PROVE | minimum | < l.q. | < l.q. | < l.q. | 6,6 | < l.q. | < l.q. | < l.q. | < l.q. | 16,0 | < l.q. |
| | 1 ^{er} décile | 0,004 | 0,11 | 0,008 | 9,5 | 0,02 | 0,007 | 0,47 | 0,01 | 31,9 | < l.q. |
| | moyenne | 0,010 | 0,32 | 0,162 | 18,2 | 0,06 | 0,027 | 1,93 | 0,04 | 55,6 | < l.q. |
| | 9 ^{ème} décile | 0,020 | 0,63 | 0,535 | 27,4 | 0,10 | 0,040 | 4,62 | 0,09 | 78,7 | < l.q. |
| | Maximum | 0,058 | 1,11 | 0,827 | 44,8 | 0,15 | 0,105 | 7,67 | 0,18 | 140,0 | 0.003 |
| | Max/Min | | | | 7 | | | | | 9 | |
| Règlementation | | | | | | | | | | | |
| alimentation animale (mg/kg 12 % d'humidité) | | 2 | 1 | | | | | | 10 | | |

3) Bilans en éléments traces à moyen terme

Retombées atmosphériques

Il existe peu de données sur les retombées atmosphériques à l'échelle de la parcelle. Deux sources ont été utilisées dans ce bilan.

Le suivi de la pollution transfrontalière est réalisé au moyen de modèles par l'European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP). Les trois éléments traces suivis sont le cadmium, le mercure et le plomb. Ces études déclinent les données à l'échelle de la région. Nous avons pu, pour le cadmium et le plomb, disposer des données de 2011 et 2013.

Pour les autres éléments, nous avons utilisé les données du réseau national de surveillance, qui s'appuie sur la concentration des métaux et métalloïdes dans les mousses, dont les données de la campagne 2000 ont été utilisées pour réaliser des cartes d'isodépôts à l'échelle du territoire (Ademe, 2007). Nous avons pu vérifier pour le cadmium et le plomb que les deux sources de données proposaient des valeurs cohérentes.

Les retombées atmosphériques les plus importantes correspondent au zinc, puis au plomb (malgré l'arrêt de l'utilisation du plomb tétraéthyle comme antidétonant dans les essences), au cuivre et enfin, avec des flux plus de dix fois moins importants que les précédents, le cadmium et l'arsenic.

Tableau 10 : Moyenne des retombées atmosphériques sur les parcelles agricoles

| | As (g/ha/an) | Cd (g/ha/an) | Cu (g/ha/an) | Pb (g/ha/an) | Zn (g/ha/an) |
|-------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Moyenne nationale | 0.6 | 0.3 | 8.7 | 8.9 | 57.2 |

Lessivage et lixiviation

Très peu de données existent sur les flux de percolation des éléments traces par voie de lessivage ou de lixiviation. Les données existantes sur les sols concernent les sols contaminés. Il n'a pas été possible de suivre ces flux sur les parcelles, du fait du coût analytique et de la complexité d'installation de lysimètres dans des parcelles cultivées et labourées. Afin d'obtenir des ordres de grandeurs, nous avons repris les valeurs proposées dans l'étude AROMIS (Tableau 11). Cependant, dans la poursuite du projet, nous allons tenter d'estimer ces flux pour avoir un bilan à la parcelle plus complet. En effet, les valeurs ci-dessous ne tiennent pas compte des propriétés physicochimiques des sols qui auront une grande influence sur la mobilité des éléments traces.

Tableau 11 : Estimation des flux de lessivage/lixiviation des éléments dans les sols (Aromis, 2005)

| g/ha/an | Cd | Cu | Pb | Zn |
|---------|----|----|----|----|
| Min | 0 | 0 | 0 | 0 |

| | | | | |
|---------|-----|----|-----|-----|
| Max | 0.6 | 78 | 12 | 200 |
| Moyenne | 0.2 | 14 | 2.1 | 41 |

Flux liés à l'agriculture

La récolte des grains et/ou des pailles conduit à une exportation nette de matière, et donc d'éléments traces. Selon la teneur dans les parties récoltées et le rendement, les flux exportés par les récoltes seront donc variables.

Comme il n'y a pas eu sur le réseau d'apports d'oligoéléments ou d'utilisation de produits phytosanitaires contenant des métaux, les seuls apports à la parcelle proviennent de la fertilisation. Comme nous l'avons analysé précédemment, les engrais phosphatés et les produits résiduaux organiques sont les intrants qui présentent les concentrations en éléments traces les plus élevées. Nous avons donc analysés les flux en fonction du mode de conduite (conventionnel ou biologique) et de la fertilisation : minérale azotée seule (N), minérale complète (NPK) ou organique. Pour calculer ces flux, il nous faut les itinéraires de culture, avec les quantités apportées pour chaque intrant, et les rendements des cultures. Il faut également que les limites de quantification du laboratoire d'analyse ne soient pas inférieures aux concentrations retrouvées dans les végétaux. Malheureusement, nous n'avons pas pu disposer de ces données pour la totalité des parcelles et des années. Seuls 64 cas ont pu être analysés et sont synthétisés dans le Tableau 12.

Tableau 12 : Récapitulatif des flux d'éléments traces d'origine agricole calculés en fonction du mode de conduite (conventionnel ou biologique) et de la fertilisation

| Culture | Pratiques | n | As (g/ha) | Cd (g/ha) | Cu (g/ha) | Pb (g/ha) | Zn (g/ha) |
|------------|-----------------------------------|----|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Blé dur | Conventionnel/ Ferti. Min.N | 7 | -0,11 | -0,5 | -26,8 | -0,19 | -153 |
| | Conventionnel/ Ferti. Min. NPK | 11 | 1,6 | 2 | -24,6 | 0,68 | -123 |
| Blé tendre | Conventionnel/ Ferti. N | 44 | -0,09 | -0,03 | -26 | -0,94 | -160 |
| | Conventionnel/ Ferti. NPK | 17 | 1,38 | 2,38 | -15,46 | 0,02 | -86 |
| | Biologique/ Ferti. Organique | 15 | 5,61 | 1,28 | 15 | 12,3 | 75 |
| Tournesol | Conventionnel/ Ferti. Min. N | 9 | -0,05 | -0,87 | -30,6 | -0,1 | -86 |
| | Conventionnel/ Ferti Min. NPK | 8 | 1,67 | 1,83 | -27,68 | 0,55 | -56 |

Quelle que soit la culture, une fertilisation minérale uniquement azotée conduit à un bilan négatif. Les pratiques agricoles ne conduisent pas à une accumulation d'éléments traces dans les sols dans ce cas.

A l'opposé, une fertilisation organique conduit systématiquement à un bilan positif, avec une accumulation dans les sols pour tous les éléments traces analysés.

La fertilisation minérale phosphatée, quel que soit l'engrais utilisé, va entraîner, quelle que soit la culture, une accumulation d'éléments traces non essentiels (As, Cd, Pb) mais un déficit d'oligoéléments (Cu, Zn).

Plus que la nature de la culture, c'est le type de fertilisation qui aura une influence sur les flux d'éléments traces à la parcelle. La reproduction des mêmes pratiques plusieurs années de suite sur la même parcelle ne peut qu'exacerber ces tendances. L'utilisation uniquement d'une fertilisation organique peut donc conduire à une augmentation des teneurs en éléments traces des sols.

Flux pluriannuels et bilans

Dans le Tableau 13, nous avons calculé pour des monocultures, sur toutes les parcelles suivies, des flux sur 10 ans, en sommant les intrants (I), les retombées atmosphériques (RA) et en soustrayant les exportations sous forme de grains ou graines (EG), rapportés sur le stock d'éléments dans l'horizon de surface du sol (S_{0-30}). Le drainage (lessivage+lixiviation) a été négligé et pourrait limiter cette accumulation.

Nous obtenons ainsi, pour une culture et un type de fertilisation, des variations (V_{stock}), exprimées en pourcentage du stock total.

$$V_{stock} = 10 * \frac{I + RA - EG}{S0 - 30}$$

Les résultats montrent que pour une fertilisation minérale uniquement azotée, le bilan pour tous les éléments est proche de l'équilibre ou déficitaire, en fonction du type de culture. Le sol va alors avoir une concentration invariante, voire légèrement à la baisse.

Pour les parcelles conduites en fertilisation minérale NPK, les bilans sont à l'équilibre ou négatifs pour l'arsenic, le cuivre, le plomb et le zinc mais ils peuvent être positifs pour le cadmium. C'est pour cet élément que l'on enregistre les augmentations de stock les plus élevées qui conduiraient à un doublement des stocks en 130 ans. Une fertilisation minérale, et une culture de blé tendre, qui exporte peu de cadmium, conduisent à ces fortes accumulations.

Pour les oligoéléments cuivre et zinc, le stock diminue pour toutes les cultures, sauf dans le cas de fertilisation NPK élevée. Sans apport de fertilisation organique, les sols vont avoir tendance à s'appauvrir en oligoéléments.

A l'inverse, une fertilisation uniquement azotée et des cultures accumulatrices de cadmium, telles que le tournesol ou le blé dur, vont lentement appauvrir les sols en cadmium.

Tableau 13 : Proportion de variation du stock d'éléments traces du sol (V_{stock}) liée aux pratiques agricoles et retombées atmosphériques calculée pour 10 ans en monoculture avec la même fertilisation. Le drainage (lessivage + lixiviation) est négligé.

| | | N | % | As | Cd | Cu | Pb | Zn |
|------------|----------------------------|----|-----|-------|-------|------|-------|------|
| Tournesol | Fertilisation minérale N | 4 | Min | 0 | -1.4 | -0.7 | 0 | -0.7 |
| | | | Max | 0 | -0.02 | -0.4 | 0 | -0.1 |
| | Fertilisation minérale NPK | 4 | Min | 0.01 | 0.1 | -0.1 | 0 | -0.2 |
| | | | Max | 0.04 | 0.2 | -0.3 | 0.01 | -0.1 |
| Blé dur | Fertilisation minérale N | 6 | Min | 0 | -0.2 | -0.7 | -0.01 | -1.1 |
| | | | Max | 0 | 0.1 | 0 | 0 | -0.1 |
| | Fertilisation minérale NPK | 7 | Min | 0.02 | 0.9 | -0.3 | 0 | -0.8 |
| | | | Max | 0.05 | 2.8 | -0.1 | 0.1 | -0.1 |
| Blé tendre | Fertilisation minérale N | 37 | Min | -0.01 | -0.5 | -0.9 | -0.1 | -1.4 |
| | | | Max | 0 | 0.7 | -0.1 | 0 | -0.2 |
| | Fertilisation minérale NPK | 16 | Min | 0 | -0.03 | -0.5 | -0.02 | -0.8 |
| | | | Max | 0.5 | 7.9 | 0 | 0.01 | 0.1 |
| | Fertilisation organique | 11 | Min | 0 | -0.1 | -0.1 | 0.01 | -0.7 |
| | | | Max | 2.2 | 4.4 | 11.7 | 1.6 | 10 |

Dans les systèmes agricoles, les cultures sont incluses dans des rotations avec des itinéraires culturaux qui varient d'une année sur l'autre. L'objectif initial était donc de pouvoir suivre les différentes cultures sur la même parcelle plusieurs années de suite. Mais, des aléas climatiques ou agronomiques et des impondérables expérimentaux, nous n'avons réussi ce suivi que sur cinq parcelles seulement, toutes recevant une fertilisation minérale, pour une période de trois ans ou plus. Les graphiques ci-dessous présentent les résultats pour le cadmium et le cuivre. Cette analyse confirme une lente diminution du stock des oligoéléments (les résultats sont les mêmes pour le zinc). Pour le cadmium, la situation dépend de l'usage ou non de fertilisants phosphatés. Cette fertilisation entraîne un apport de cadmium qui n'est pas compensé par les exportations de grains. Si cette fertilisation phosphatée est répétée chaque année, cela conduit à une augmentation progressive du stock. Par contre, dans le cas d'une fertilisation uniquement azotée, comme c'est le cas sur Epoisses ou sur la parcelle CL d'Auzeville, les exportations via les récoltes entraînent une diminution du stock de cadmium. Ainsi, pour limiter l'augmentation des stocks de cadmium, il est à conseiller de mieux raisonner la fertilisation phosphatée.

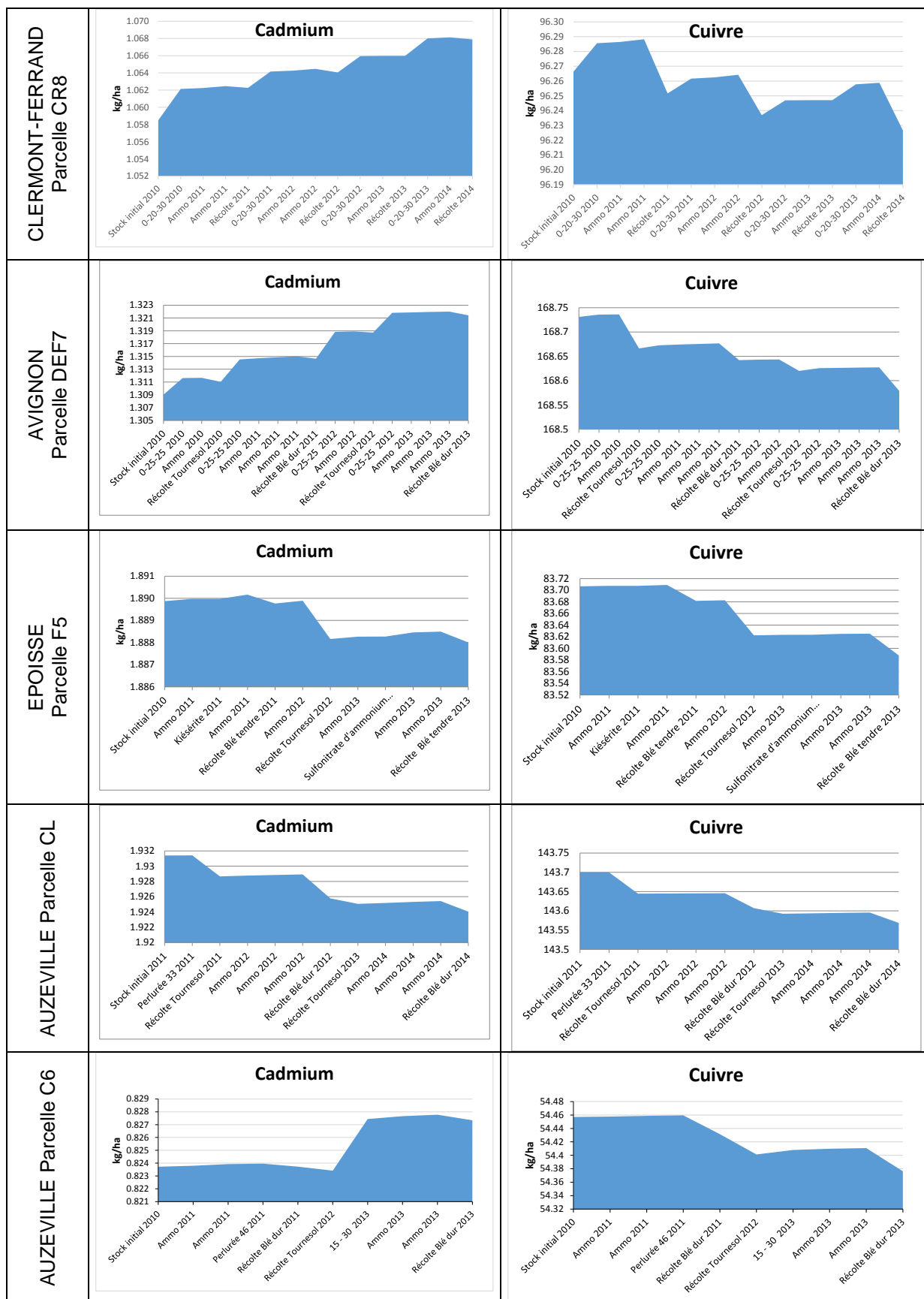


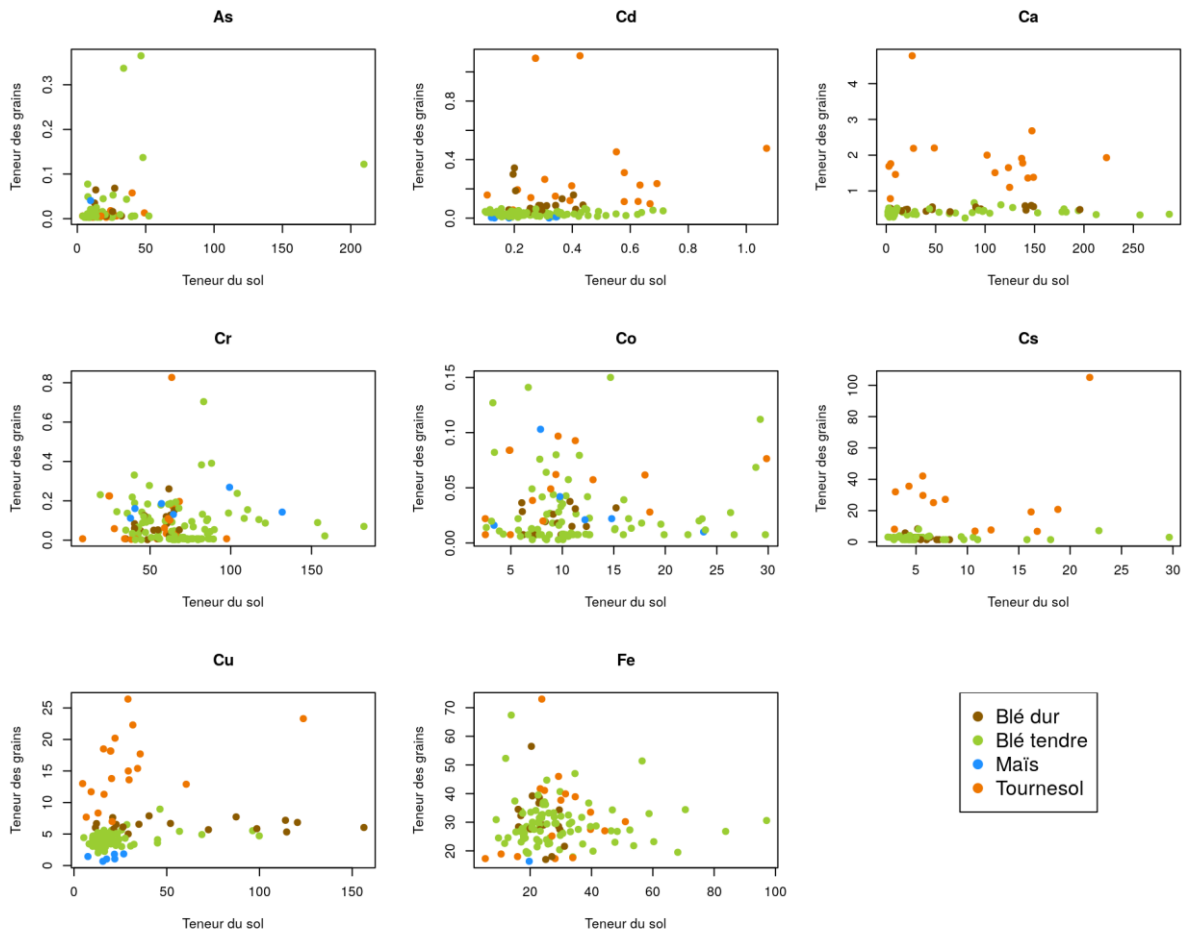
Figure 6 : Suivi des flux de cadmium et de cuivre sur différentes parcelles du réseau.

4) Analyse des niveaux de contaminations des plantes en fonction des paramètres pédoclimatiques ou les pratiques agricoles

Les analyses statistiques suivantes n'ont pu être réalisées que pour le blé tendre car nous n'avions pas d'effectifs suffisants pour les autres cultures.

Teneur totale dans les sols

Comme c'était attendu, il n'y a aucune relation entre la teneur totale en un élément dans le sol et la concentration dans le grain ou la graine de tournesol, quel que soit l'élément considéré (Figure 7). Ce manque de relation est aussi observé pour les pailles et pour les végétaux au stade jeune. Cette observation est normale car, plus que la teneur totale, il faut considérer la teneur biodisponible, à savoir la quantité de métal susceptible de passer en solution et d'être prélevé par le végétal.



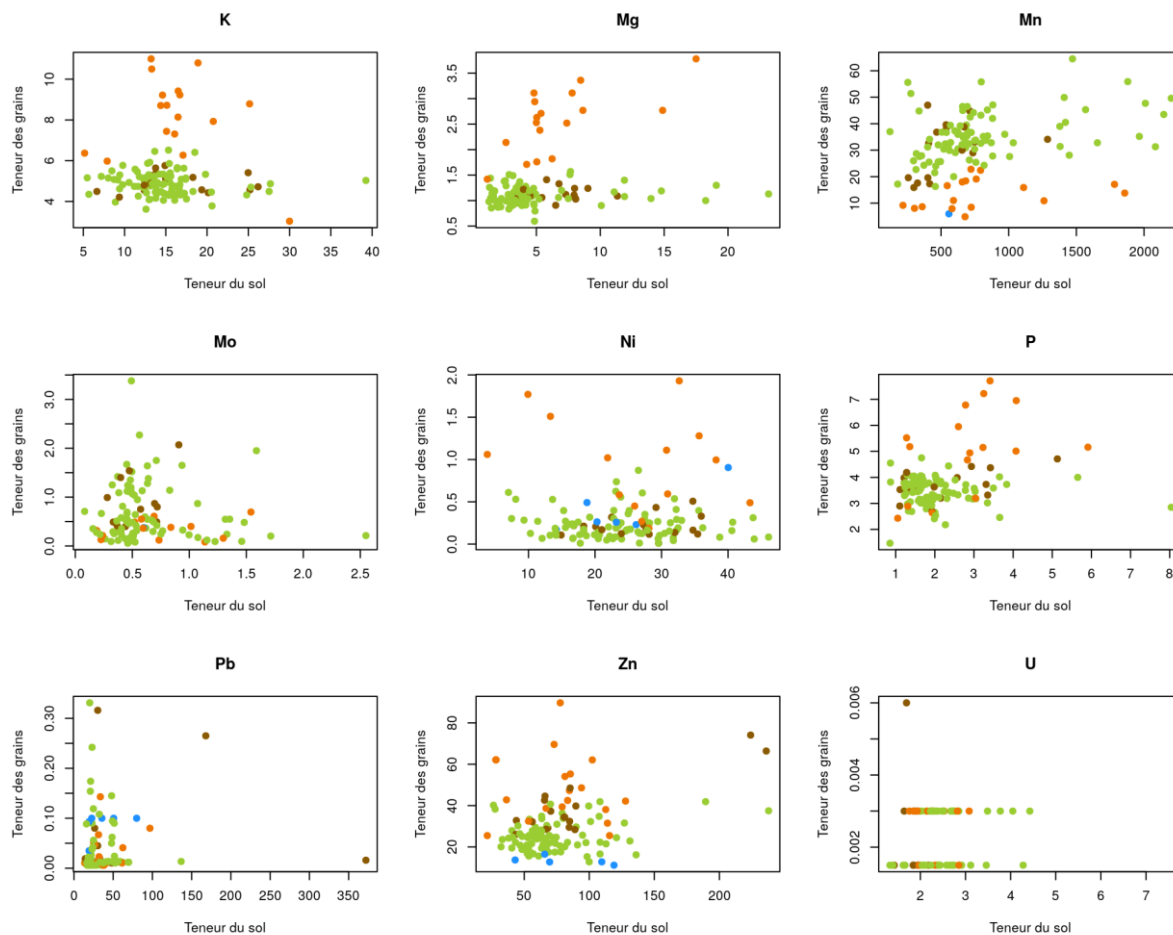


Figure 7 : Relations entre la teneur totale dans le sol (couche 0-30 cm) exprimée en mg/kg MS et la teneur dans le grain ou la graine, exprimée en mg/kg MS pour tous les éléments étudiés.

Effet du rendement

Nous avons cherché à tester s'il existait une relation entre le rendement et la teneur dans le grain ou la graine (Figure 8). Il faut distinguer ici le cas des oligoéléments cuivre et zinc des autres éléments traces. Pour ces deux éléments, un effet de dilution a été mis en évidence : quel que soit la plante, plus le rendement est élevé, plus la concentration dans les grains et graines est faible. Cette observation est également valable pour les éléments majeurs P, K et Mg. Pour les autres éléments traces, il n'y a aucune relation entre le rendement et la concentration dans les grains ou graines.

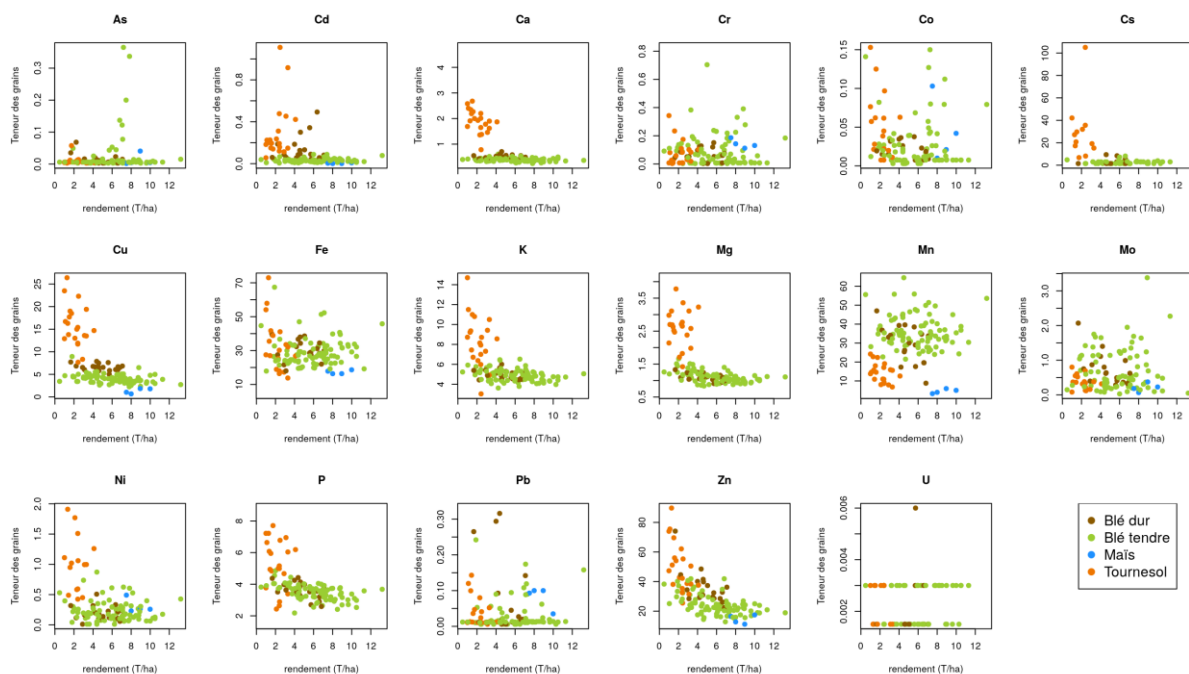


Figure 8 : Relation entre le rendement et la concentration en éléments majeurs ou traces dans les grains de blé tendre ou blé dur et dans les graines de tournesol.

Effet du labour

Nous avons testé l'effet du labour en analysant séparément, pour le blé tendre, les 26 parcelles non labourées des 62 parcelles labourées. Aucune différence n'est apparue, quel que soit l'élément considéré.

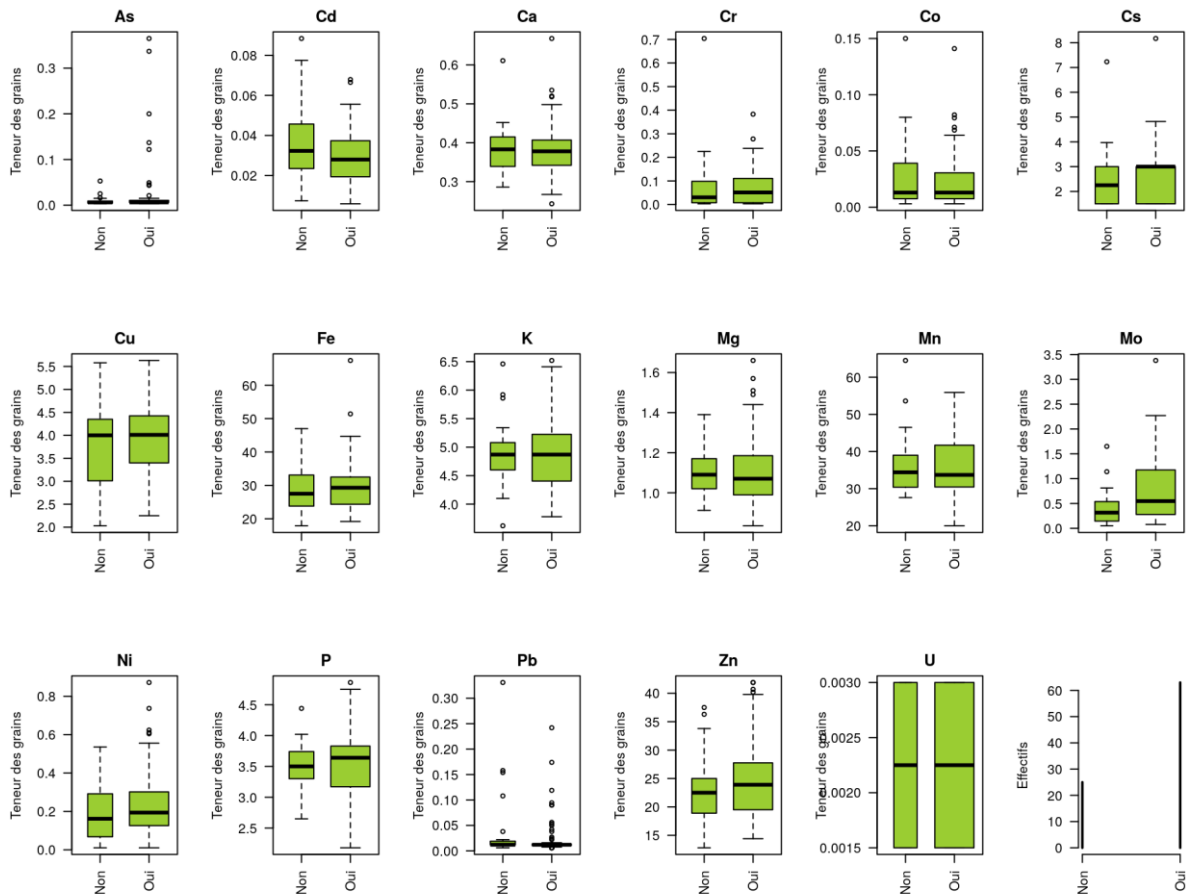


Figure 9 : Analyse d'un potentiel effet du labour sur la composition chimique des grains de blé tendre

Effet de la fertilisation

Certaines publications ont mis en évidence des relations entre la nutrition azotée et la teneur en cadmium. Nous avons donc cherché si la dose d'azote apportée, recalculée à partir des données de l'enquête, pouvait influencer sur la concentration en élément trace dans le grain de blé (Figure 10). Aucune relation n'a pu être mise en évidence, quel que soit l'élément. Au champ, il n'y a donc pas de relation entre la fertilisation azotée et la teneur en ETM dans le grain de blé.

Les phosphates étant connus pour apporter des éléments traces, nous avons également analysé l'effet éventuel de la fertilisation phosphatée (Figure 11). Là encore, il n'y a aucune relation entre la dose de phosphore apportée et la teneur en élément trace dans le grain de blé. L'analyse en fonction de la fertilisation potassique a conduit à la même conclusion.

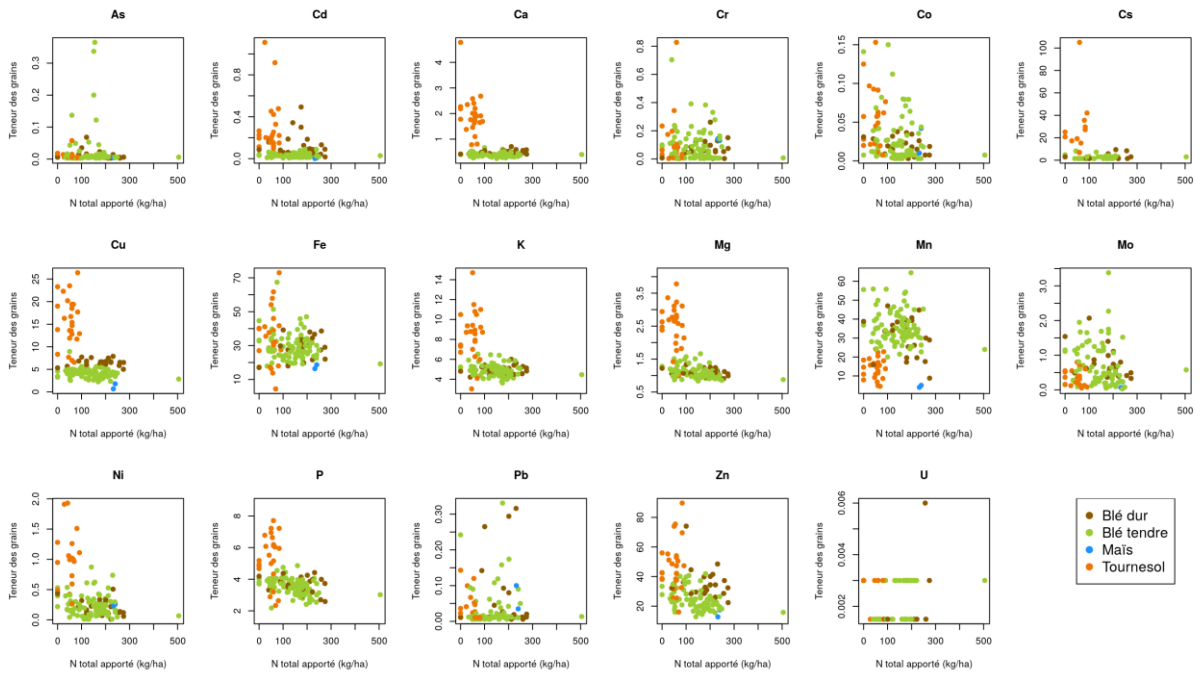


Figure 10 : Effet de la fertilisation azotée sur la composition chimique des grains de blé tendre

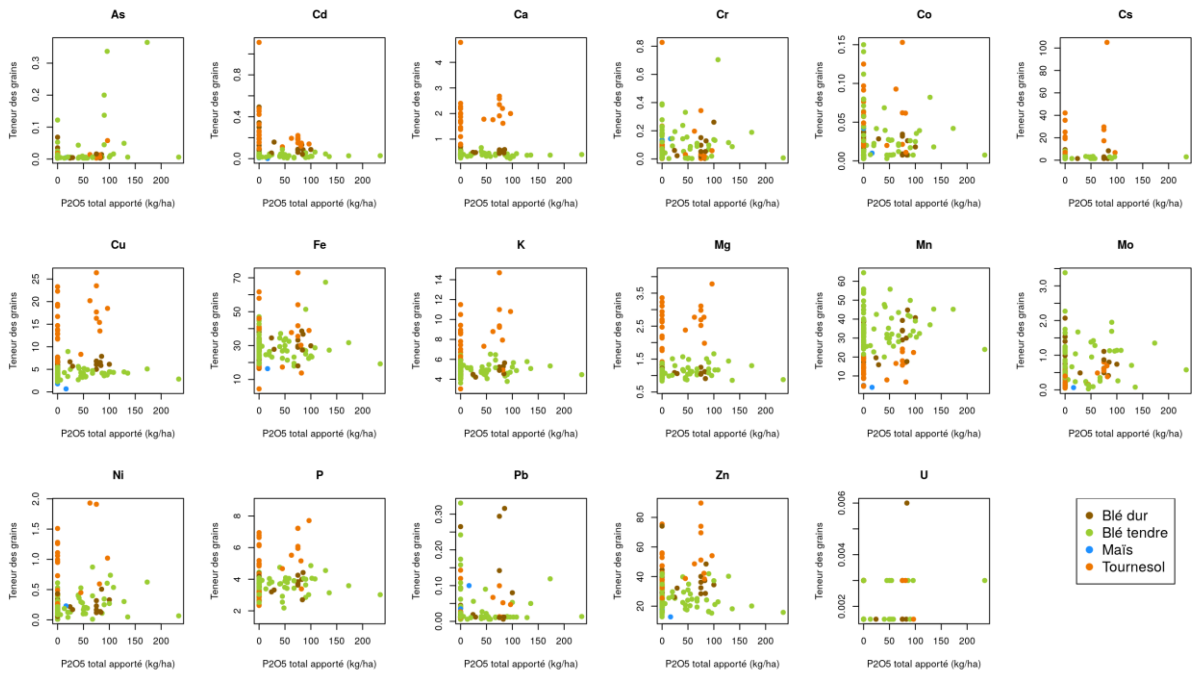


Figure 11 : Effet de la fertilisation phosphatée sur la composition chimique des grains de blé tendre

Effet du précédent

Nous avons tout d'abord cherché à vérifier s'il y avait un effet de l'inter-culture en comparant les sites pratiquant une inter-culture aux sites laissant le sol nu (Figure 12). Différence significative ne s'est dégagée.

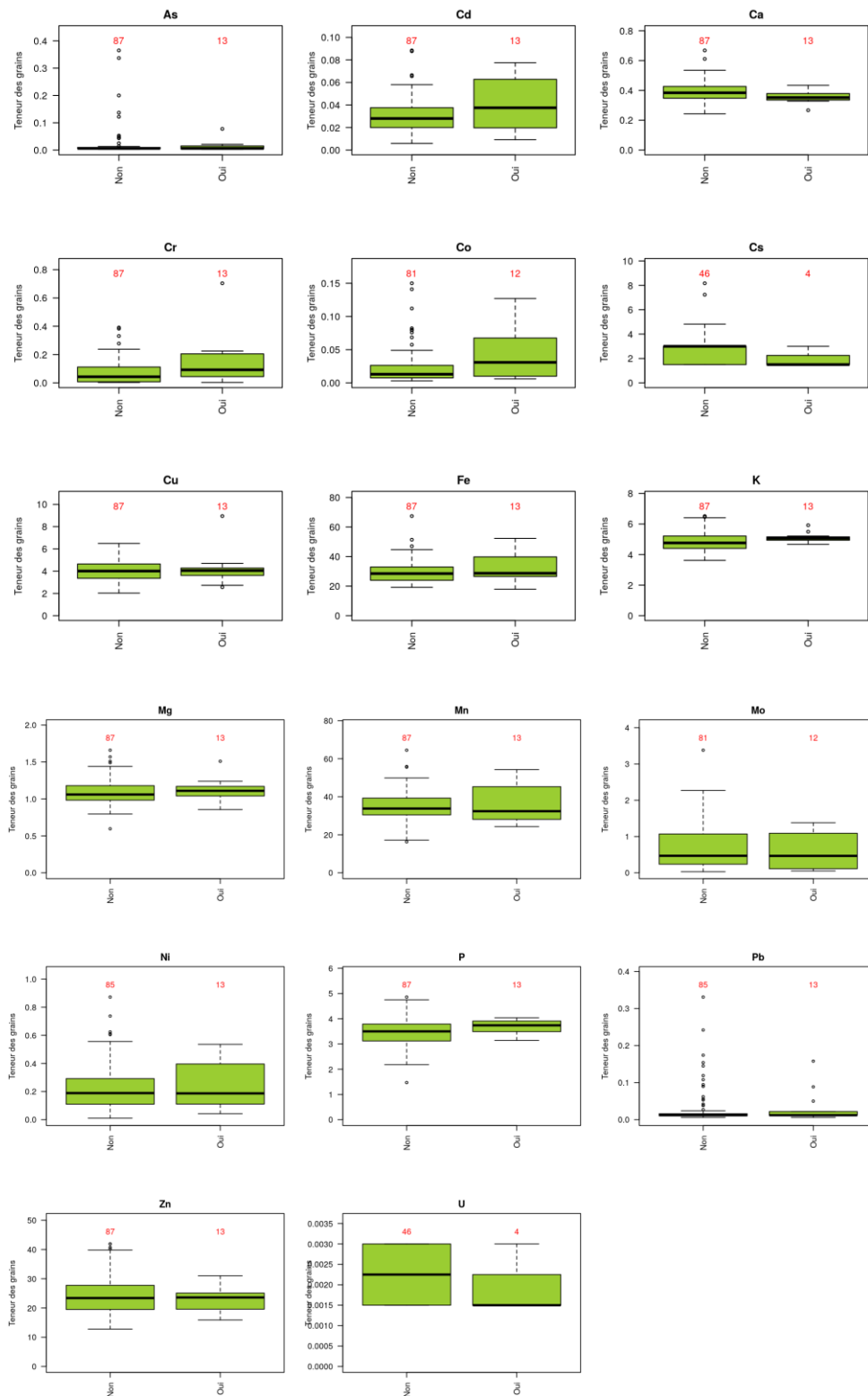


Figure 12 : Analyse d'un éventuel effet de la présence d'une interculture précédant la mise en place de la culture sur la composition chimique des grains de blé tendre

Nous avons ensuite analysé l'effet du précédent. Là encore, aucune différence significative n'est apparue, quel que soit l'élément considéré.

5) Effet d'apports de matières organiques

Effet d'une fertilisation organique sur la composition chimique des grains de blé tendre à l'échelle du réseau

A partir des données du réseau, nous avons testé si des différences apparaissaient entre le niveau de contamination des récoltes dans les parcelles fertilisées avec des fertilisants minéraux ou organiques (Figure 13). Aucune différence significative n'a été mise en évidence, quel que soit l'élément analysé.

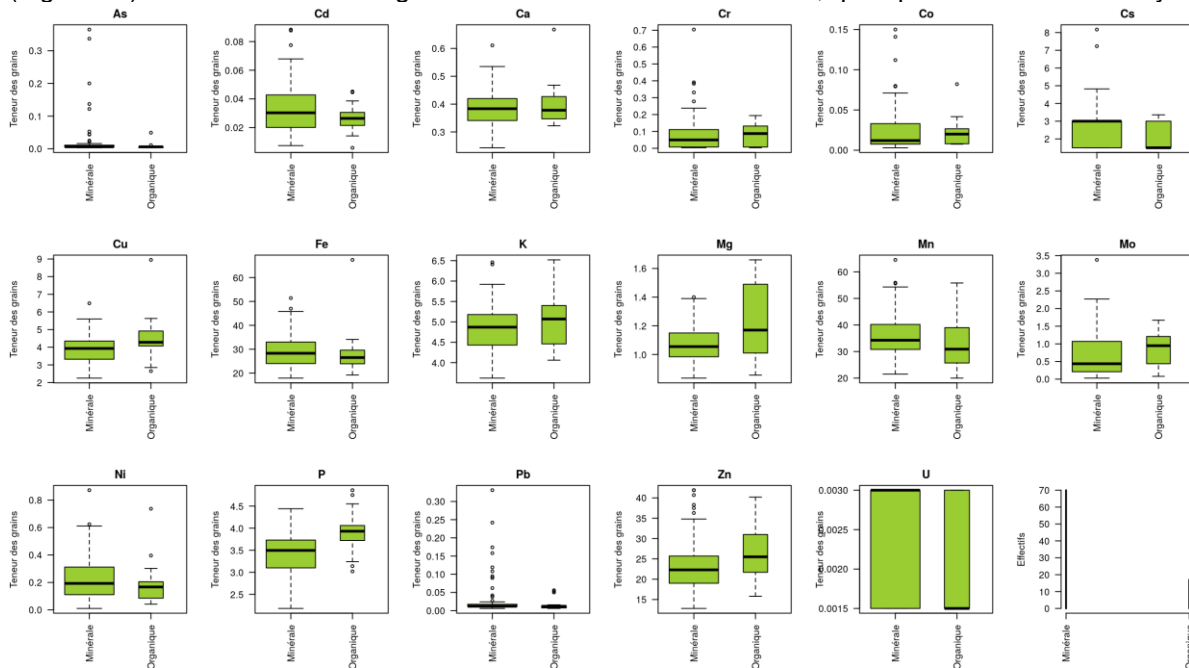


Figure 13 : Comparaison des teneurs en éléments majeurs et traces dans les grains de blé tendre, cultivés sur des parcelles fertilisées par des fertilisants minéraux et les parcelles recevant une fertilisation organique.

Etude en conditions contrôlées de l'effet d'un apport de matières organiques issues de résidus de culture

Nous avons étudié l'influence de la minéralisation des résidus de culture sur la disponibilité des métaux. Pour cela, nous avons incubé un sol agricole, choisi parmi les sols du réseau et cultivé depuis plus de 10 ans en agriculture biologique, en présence de résidus de culture différents (tiges de tournesol, cannes de maïs, parties aériennes de moutarde et paille de blé) pendant deux mois.

Tableau 14 : Composition chimique des résidus de culture utilisés dans l'expérimentation

| | Cd mg/kg MS | Cu mg/kg MS | Pb mg/kg MS | Zn mg/kg MS | C org g/kg |
|------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|---------------|
| Tournesol | 1,07 | 9,59 | 1,09 | 19,1 | 446,6 |
| Moutarde | 0,48 | 4,84 | <0,2 | 39,9 | 431,2 |
| Maïs | 0,24 | 12,5 | 17,1 | 52,7 | 349,8 |
| Blé | 0,22 | 4,69 | 0,45 | 9,91 | 444,7 |
| SOL | 0.10 | 8.0 | 20.9 | 27.2 | |

Nous avons suivi l'activité microbienne (respiration du sol, activité de la β -glucosidase), la chimie de la solution du sol (pH, concentration en carbone soluble, sulfate, nitrates, cadmium, cuivre, plomb et zinc) et la disponibilité des cations métalliques par l'utilisation d'un capteur passif (DGT).

Après 2 mois, 18% du carbone de la moutarde et 40% du carbone des autres résidus ont été minéralisés. L'activité de la β -glucosidase varie selon les résidus : elle augmente rapidement pour le maïs, le blé et le tournesol et seulement après un mois pour la moutarde. Les résultats montrent une

modification importante du pH du sol et de la solution du sol, variable selon les résidus. Le carbone organique dissous augmente rapidement pour tous les résidus dès le premier jour d'incubation et revient à la valeur du sol témoin après 2 mois. Pour tous les métaux, un pic de concentration en solution est observé après la première journée d'incubation. Ensuite, le comportement des métaux est variable, selon le résidu et le métal. La concentration en zinc reste élevée pendant deux mois alors que la concentration en cuivre revient au niveau de la valeur du témoin après un jour. Ces différences sont vraisemblablement liées aux différences d'affinité des métaux vis-à-vis de la matière organique.

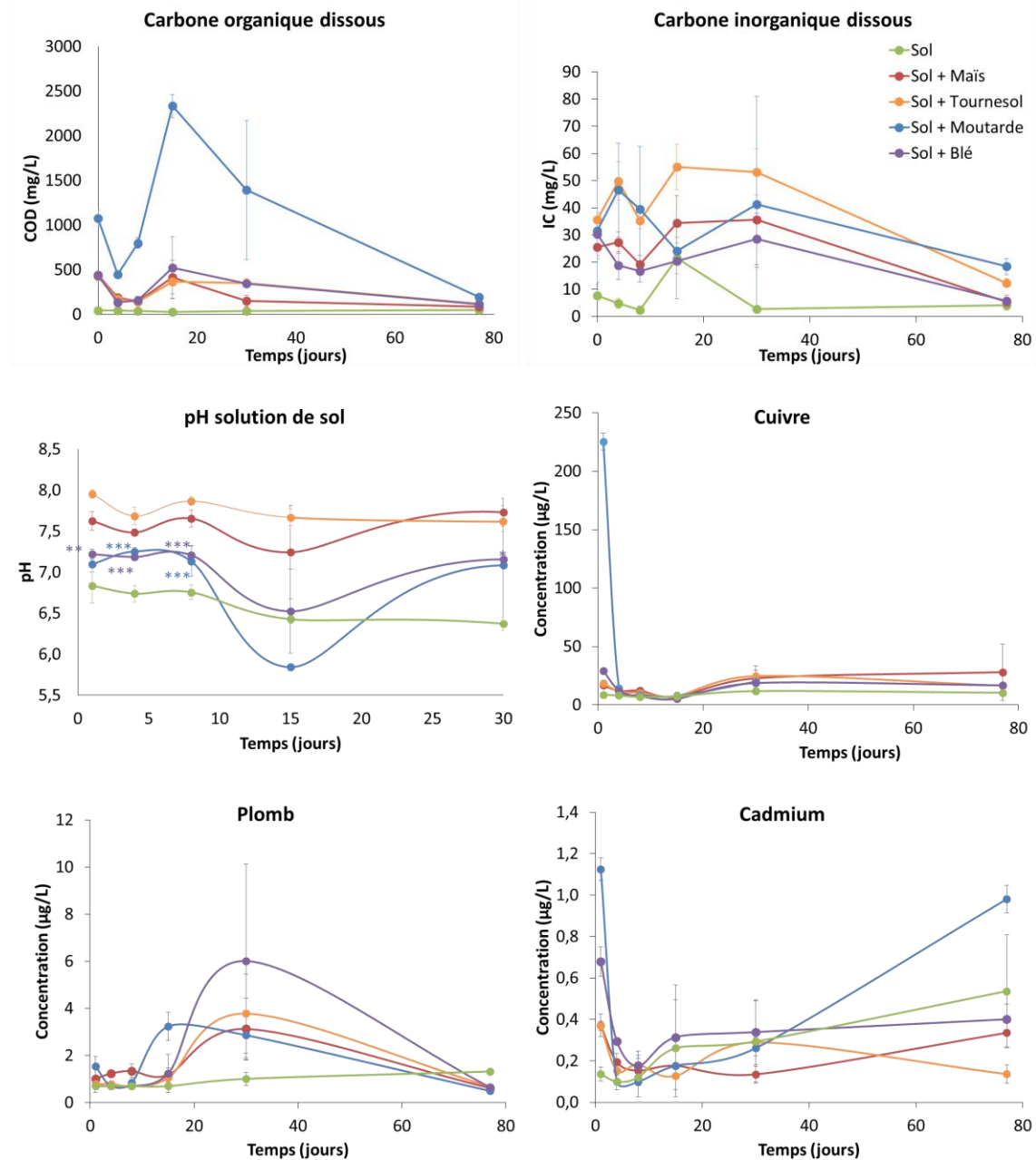


Figure 14 : Evolution de la composition chimique de la solution du sol au cours de l'incubation

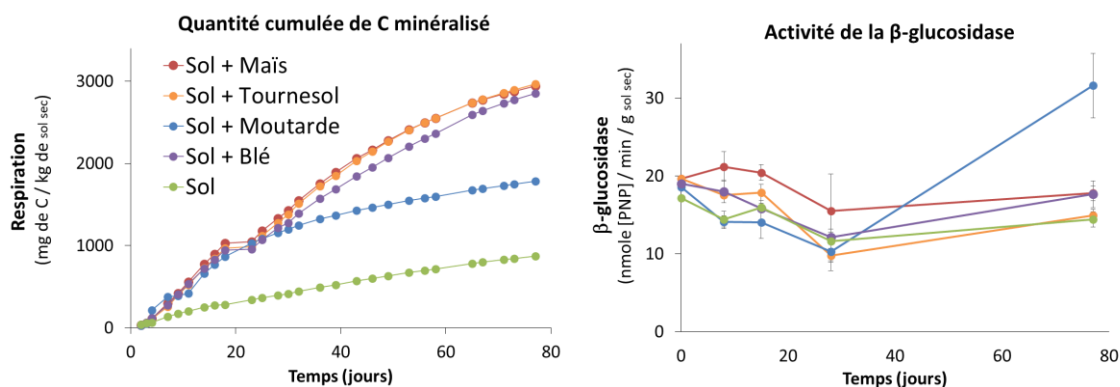


Figure 15 : Evolution de la respiration et de l'activité microbienne β -glucosidase en cours d'incubation

Cette étude préliminaire a permis de démontrer que l'incorporation de résidus de culture dans un sol agricole modifiait rapidement les équilibres géochimiques et influait sur la disponibilité des métaux présents dans les sols. En particulier, nous avons démontré l'effet important de l'enfouissement de résidus de moutarde, végétal largement utilisé comme engrais vert. Cette première étude est à valider dans d'autres sols et en conditions de terrain afin de vérifier cette modulation de la disponibilité des métaux en fonction de la dégradation des matières organiques incorporées aux sols.

Cependant, cet effet à court terme ne semble pas avoir d'effet à long terme sur l'accumulation dans le végétal, puisqu'aucune relation n'est apparue entre le niveau de contamination du végétal à la récolte et le précédent cultural.

6) Activités microbiennes et systèmes de culture

Réseaux de parcelles et prélèvements

Sur la base du réseau de parcelle suivi de longue date par le RMT Quasaprove, un « sous-réseau » de parcelles a été identifié pour répondre à la question d'effet de systèmes de culture (SdC) sur des activités microbiennes et enzymatiques du sol. Ce sous-réseau inclut des parcelles agricoles sous blé en 2016, gérées par des unités expérimentales de l'INRA, des lycées agricoles, ainsi qu'Arvalis. Sur chaque site, deux systèmes de culture ont été suivies au cours de la saison culturale 2016: une parcelle en conventionnel et une autre en Biologiques ou en zéro-pesticide (Tableau 15).

Les prélèvements ont été réalisés suivant un protocole de prélèvements commun, par les gestionnaires des sites ou par E. Vivien et O. Crouzet sur certains sites. Les échantillons de terres (horizon de labour) ont été répartis entre les divers partenaires pour les analyses. Des échantillons de sols ont été conservés sec-air pour des analyses physicochimiques assurées par le laboratoire d'analyse des sols d'Arras (LAS), et d'autres ont été congelés pour l'analyse multi-résidus de pesticides, réalisées au sein de l'unité EPOC (CNRS).

La collecte et la compilation des données d'itinéraire de culture (5 années de passif) a été faite de manière partagée par E. Vivien (ISPA) et O. Crouzet (EcoSys). A. Allain (Master 2 recrutée à EcoSys) a contribué sur des aspects concernant les produits phytosanitaires.

Tableau 15 : Sites et parcelles suivis en 2016 pour l'étude des activités microbiennes et enzymatiques liées à la dégradation des MOS et résidus de culture et au recyclage des nutriments. Pour chaque parcelle, un échantillon a été prélevé et analysé en avril, juin et octobre 2016.

| Institut | Site | Sol | Roche mère | Conduite | Id. Parcelle | Culture 2016 | nbre ech. |
|----------|------------|-----------------|----------------------|---------------|--------------|--------------|-----------|
| INRA | Toulouse | limono-argileux | Marne et argiles | 0 pest | LA3 | Blé dur | 3 |
| | | | | Conventionnel | CL | Blé dur | 3 |
| | Lusignan | argilo-limoneux | silex | Conventionnel | CO | Blé tendre | 3 |
| | | | | Conventionnel | B1 | Blé tendre | 3 |
| | | | | Conventionnel | C5/C6 | Blé tendre | 3 |
| | | | | 0 pest | G9B | Blé tendre | 3 |
| | Versailles | Limoneux | Dépôt de lœss éolien | Conventionnel | 15_2 & 18_1 | Blé tendre | 3 |
| | | | | Biologique | 13_2 & 16_1 | Blé tendre | 3 |

| | | | | | | | |
|----------------|--------------------|-----------------|-----------------------|---------------|--------------|------------|----|
| | Grignon | | | Conventionnel | BV-BVI | Blé tendre | 3 |
| | Estrée-Mons | Limoneux | Dépôt de loess éolien | 0 pest | Z1 | Blé tendre | 3 |
| | | | | Conventionnel | A1 N1 | Blé tendre | 3 |
| | Le Rheu | Limoneux | Schiste | 0 pest | L203 | Blé tendre | 3 |
| Limoneux | | Schiste | Conventionnel | P10 | Blé tendre | 3 | |
| ITAB | Auch | argilo-limoneux | Marne et argiles | Conventionnel | B4 | Blé tendre | 3 |
| | | | | Biologique | LH8 | Blé tendre | 3 |
| | Mauguio | limono-argileux | Marne calcaire | Biologique | BIO6 | Blé dur | 3 |
| | | | | Conventionnel | MN22B | Blé dur | 3 |
| Arvalis | Boigneville | argilo-limoneux | Calcaire | Conventionnel | Rot 1321 | Blé tendre | 12 |
| | | | | Conventionnel | TS 1124 L'0 | Blé tendre | 9 |
| | | | | Biologique | P234 (BTH-3) | Blé tendre | 12 |

Mesures des activités microbiennes et enzymatiques

Les différentes activités microbiennes ont été mesurées sur des échantillons « frais », c'est-à-dire dans les 72h suivant le prélèvement, au sein du laboratoire EcoSys. Des activités enzymatiques extracellulaires (AEE) en relation avec l'acquisition de nutriments (C, N, P, S) ont été mesurées par la plateforme BiochemEnv de l'Unité EcoSys (INRA): β -D-Glucosidase, Phosphatase, Aryl-sulfatase, Aryl-amidase, Uréase. L'activité nitrifiante étape clef de la minéralisation de l'N en régulant l'équilibre entre la forme ammoniacale et nitrique de l'azote, a été mesurée au laboratoire EcoSys.

Résultats

Tous sites confondus

Les résultats présentés ci-après sont interprétés en fonction du système de culture : Conventionnel (Conv), Agriculture Biologique (Bio), ou zéro Pesticide (Opest). Les systèmes de culture Bio et Opest ont parfois été rassemblés sous le terme « bas_intrants » et opposés au conventionnel. Les résultats sont tout d'abord présentés pour chaque activité microbienne en fonction du système de culture, au cours du temps et tous sites confondus (Figure 16).

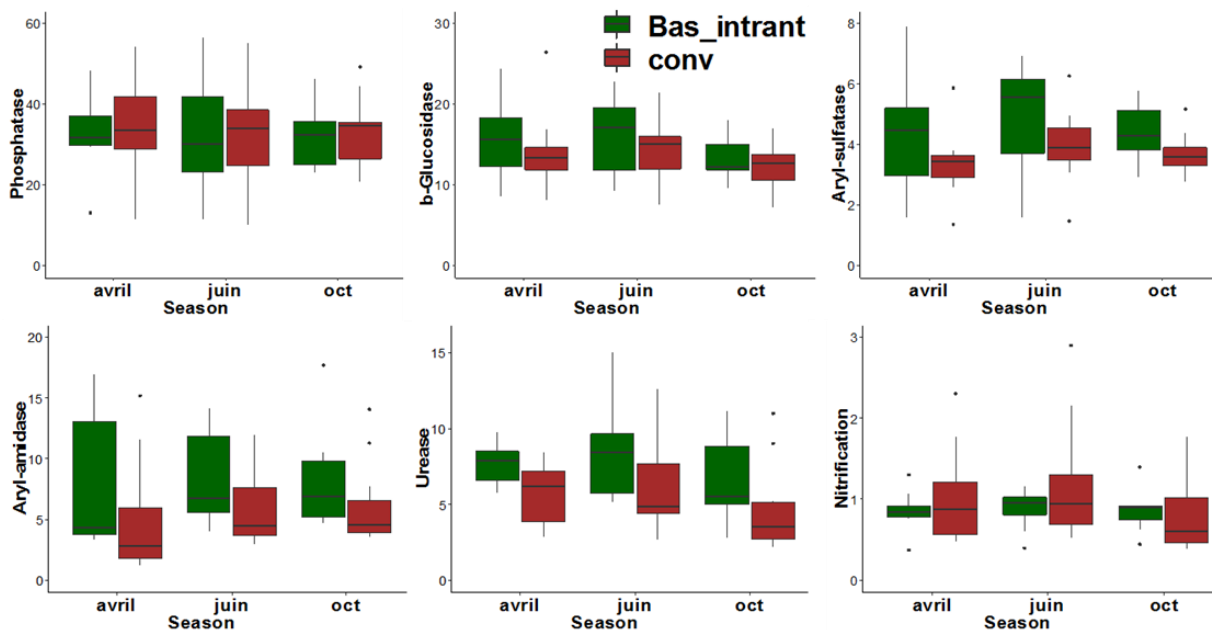


Figure 16 : Activités enzymatiques extracellulaires (β -glucosidase (β -glu), Phosphatase (Phos), Aryl-sulfatase (Aryl_S), Aryl-amidase (Aryl_N), Uréase (Ure) et la nitrification potentielle (PNA)) dans les sols des parcelles sous conduite « conventionnelle » et « Bas_intrants » (biologique ou 0pest), en fonction de la saison d'échantillonnage. Les activités sont exprimées en $\text{mU g}^{-1} \text{sol-sec}$.

Pour les activités Phosphatase, Glucosidase et Nitrifiante, peu de différences sont observables entre les différents systèmes étudiés. Une activité glucosidase plus élevée est uniquement observée au printemps en SdC bas-intrants. En revanche, les activités Aryl-sulfatase, uréase et Aryl-amidase sont supérieures en système de culture bas-intrants (Biologique et 0Pest) par rapport au Conventionnel, aux différentes saisons.

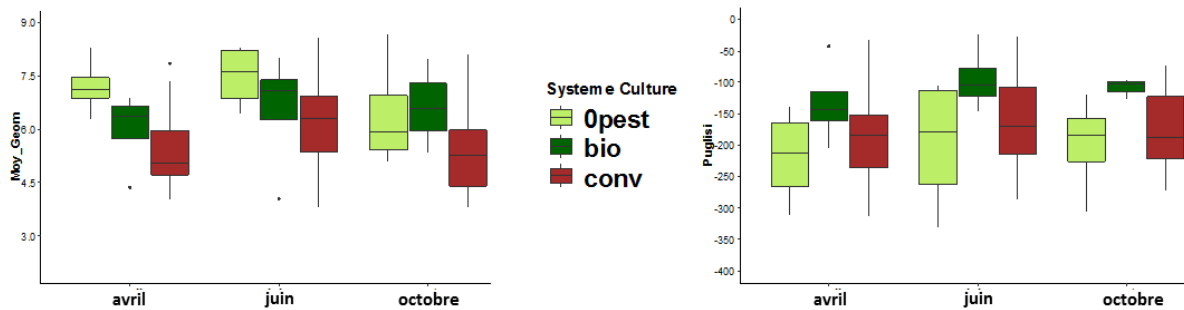


Figure 17 : Indices enzymatiques (moyenne géométrique et indice de Puglisi) dans les sols des parcelles sous conduite « Conv » et « Bio ou 0pest », en fonction de la saison d'échantillonnage.

Deux indices enzymatiques dérivés des mesures d'activités enzymatiques β -glu, Phos, Aryl_S, Aryl_N, Ure, sont présentés en Figure 17. La moyenne géométrique permet d'avoir une mesure globale du niveau d'activités microbiennes toutes enzymes confondues. Cet indicateur bien que global permet de mettre en évidence une activité microbienne supérieure en système « Bio et Opest » par rapport au « Conv », significatifs pour le mois d'avril. Cela ne traduit pas nécessairement un meilleur recyclage des nutriments. En effet ces résultats pourraient indiquer des biomasses microbiennes plus importante en système Bio et Opest, associées à des besoins microbiens accrus en nutriments, d'où la production d'enzymes.

A l'inverse l'indice de Puglisi (indice de stress: plus les valeurs sont négatives et moins le milieu est perturbé, Puglisi et al., 2006) ne révèle aucune différence entre les systèmes de culture. Cet indice trouve peut-être une limite d'applicabilité ici (effets de systèmes de culture et pratiques agricoles), car il a été développé prioritairement sur des contextes de pollution métalliques et HAP en friches industrielles et sols marginaux.

D'une manière générale, il semble que les systèmes bas intrants favorisent l'activité microbienne des sols, par rapport aux systèmes conventionnels. Ces effets bénéfiques sont d'origine multifactorielle et ne peuvent se réduire à la seule diminution des intrants pesticides (les fertilisants inorganiques étant utilisés en 0-Pesticide). Ainsi, en SdC Biologique et 0Pest, il y a souvent allongement des rotations et diversification des couverts, avec inclusions de cultures intermédiaires (dont présence de légumineuse). De la fertilisation organique peut également substituer la fertilisation inorganique. Egalement, il faut voir qu'avec cette approche globale, la forte variabilité des contextes pédoclimatiques locaux qui induit une très forte hétérogénéité entre les activités microbiennes de différents sites, n'est pas prise en compte. En fait, quel que soit le système de culture (comme c'est le cas pour le rendement), certains sols offriront toujours un milieu (habitat) plus favorable à la vie du sol. Ainsi une approche s'intéressant aux différences « Bas-intrants » / Conventionnel sur chaque site, avant de globaliser l'information pourrait être plus discriminatoire, pour tester les bénéfices des systèmes de culture Bio ou 0pest sur l'activité biologique des sols de grandes cultures.

Analyse « site spécifique »

Dans cette approche, les différentes activités sont analysées en comparant, sur chaque site les systèmes entre eux (ratios « Bio » ou « 0Pest » / « Conv »), ce qui permet de s'affranchir des variations des conditions pédoclimatiques variables entre les sites (Figure 18 a). Il est possible

d'intégrer l'effet global, en calculant la médiane sur l'ensemble des sites et pour chaque activité (Figure 18b).

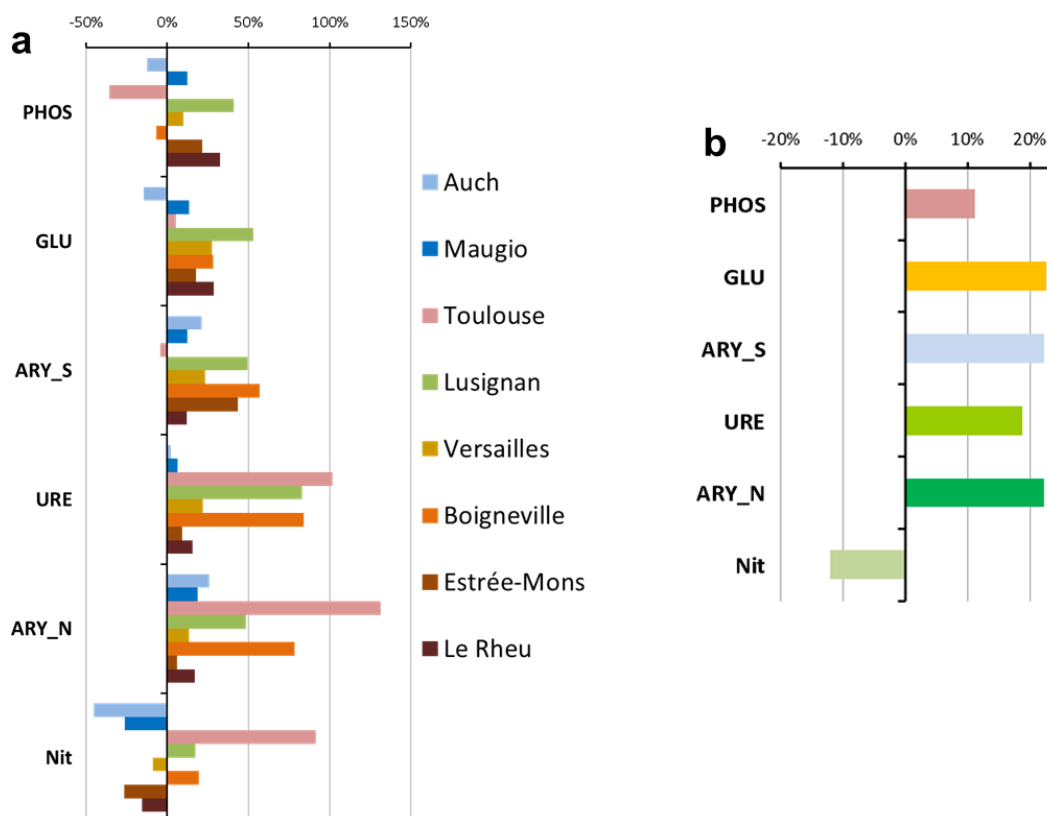


Figure 18 : Ratio entre les activités enzymatiques des sols sous conduite « Biologique » ou « 0pest » et les activités des sols sous conduite « Conv », indépendamment de la saison d'échantillonnage. Les valeurs positives indiquent une activité supérieure (en %) en SdC Bio ou 0pest par rapport au Conventionnel.

Cette analyse met clairement en évidence l'effet positif des systèmes de culture Biologique et 0Pest, par rapport au système Conventionnel, sur les activités enzymatiques extracellulaires, mais pas toujours sur l'activité microbienne nitrifiante (Figure 18a). Elle révèle aussi d'importantes disparités de réponse (Bio ou 0Pest / Conv) entre les sites et les activités, même entre des sites de pédoclimats relativement similaires. Ainsi, dans le cas de Luvisol sous influence océanique (Boigneville, Versailles, Estrée-Mons, Le Rheu), les différences Bio ou 0Pest / Conv sont très similaires pour la glucosidase et arylsulfatase, mais diffèrent énormément pour les activités du cycle de l'azote (Uréase, Aryl-amidase et Nitrification) entre Boigneville et les 3 autres sites.

De manière spécifique, sur le site de Lusignan, il y a un effet favorable du SdC 0Pest sur toutes les activités microbiennes, à l'inverse du site d'Auch où l'effet du SdC Biologique est faible et très variable, selon l'activité (Figure 18a). Egalement, sur le site de Toulouse, le SdC 0Pest favorise fortement les activités liées au cycle de l'azote et défavorise celle liée à l'acquisition de phosphate.

Exemple du site de Boigneville

Sur le site de Boigneville, un échantillonnage plus important a été réalisé (4 échantillons indépendants par parcelles à chaque date), ce qui permet une meilleure représentativité statistique des résultats à l'échelle de la parcelle, par rapport aux autres sites. Deux parcelles conventionnelles ont été échantillonnées : la « Conv-TS » au sein de l'essai travail du sol (parcelle L0-1224) rotation blé-maïs avec interculture, labour annuel et restitution des résidus) et « Conv-Rot » au sein de l'essai Rotation (parcelle L0 -321, rotation betterave – blé – colza – féverole/soja, labour annuel et restitution des résidus). La parcelle biologique (« Bio ») ayant une rotation de 6 ans avec légumineuse et travail du sol classique).

Les activités (Figure 19 et Figure 20) sont généralement assez similaires entre les 2 parcelles conventionnelles, exceptée pour la phosphatase (acquisition Phosphore) tout au long de l'année et la

glucosidase et nitrification à l'automne. Ce contraste de demande microbienne en P, entre les deux parcelles conventionnelles, reste inexpliqué.

Plusieurs activités (Aryl_amidase et Uréase, impliquées dans la minéralisation de l'azote organique en forme minérale) sont significativement et systématiquement plus importantes en système biologique que conventionnel. Pour d'autres (Glucosidase et Nitrification) de plus fortes activités en système Bio ne s'observent qu'à certaines périodes (octobre et parfois aussi juin). Et globalement, les effets maximums sont observés plutôt en octobre.

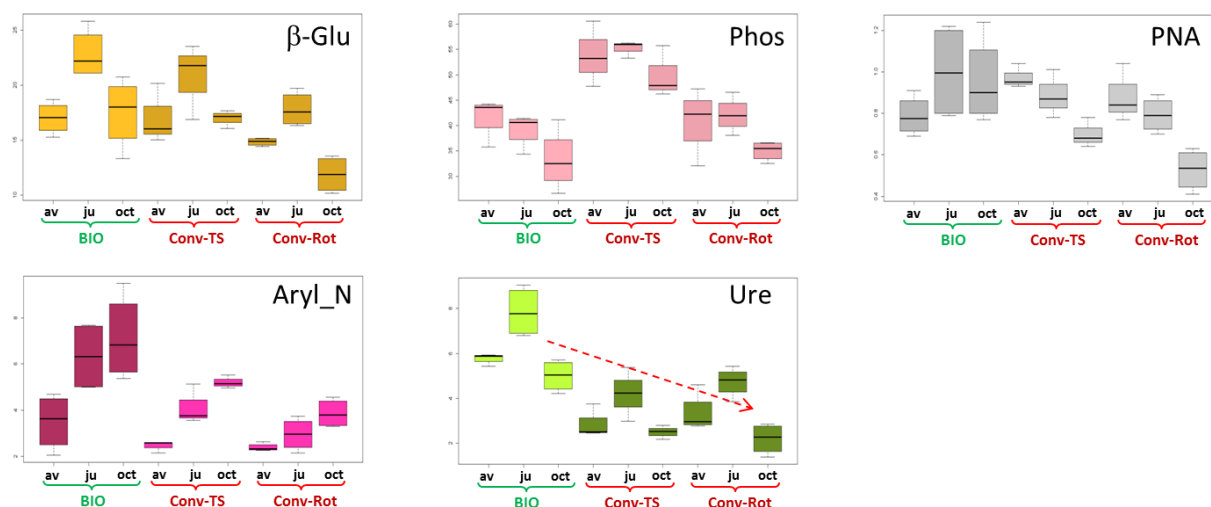


Figure 19 : Activités enzymatiques extracellulaires (β -glucosidase (β -glu), Phosphatase (Phos), Aryl-amidase (Aryl_N), Uréase (Ure) et Nitrification (PNA), en fonction de la saison d'échantillonnage, dans les sols de parcelles sous conduite conventionnelle « Conv-TS » et « Conv-Rot » ou sous conduite biologique « BIO », du site Arvalis (Boigneville). Les activités sont exprimées en $\text{mU g}^{-1} \text{sol-sec}$.

L'indice global d'activité microbienne de ces sols (moyenne géométrique, Figure 5) révèle un gradient d'activité décroissant, depuis la parcelle Bio, vers les parcelles Conv-TS puis Conv-Rot, ces deux dernières ne se différenciant qu'en automne. Il y a significativement plus d'activité biologique dans les sols du SdC BIO que dans ceux du SdC Conv-Rot, tout au long de l'année. Cela n'est observable, par rapport au SdC Conv-TS, qu'au printemps (avril).

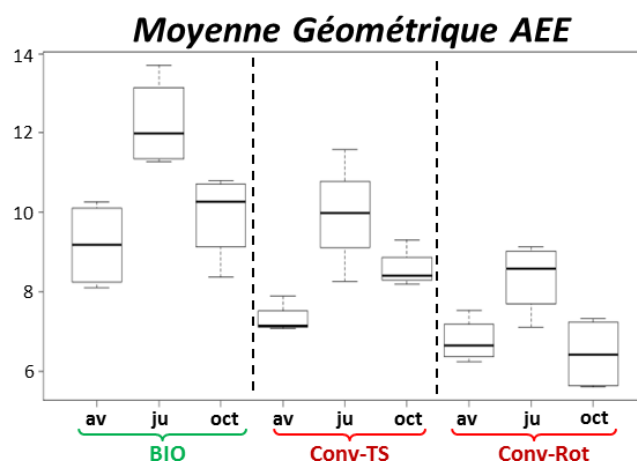


Figure 20 : Indice enzymatique (moyenne géométrique et indice de Puglisi) dans les sols des parcelles sous conduite « Conv-TS », « Conv-Rot » et « BIO », en fonction de la saison d'échantillonnage.

Une autre voie d'interprétation est de s'intéresser aux ratios entre les différents types d'enzymes, à savoir celles produites pour l'acquisition de carbone (C), d'azote (N) ou de phosphore (P), traduisant la demande microbienne en tel ou tel éléments nutritifs. Un exemple est donné en Figure 21, avec le ratio Glucosidase (C) / Phosphatase (P).

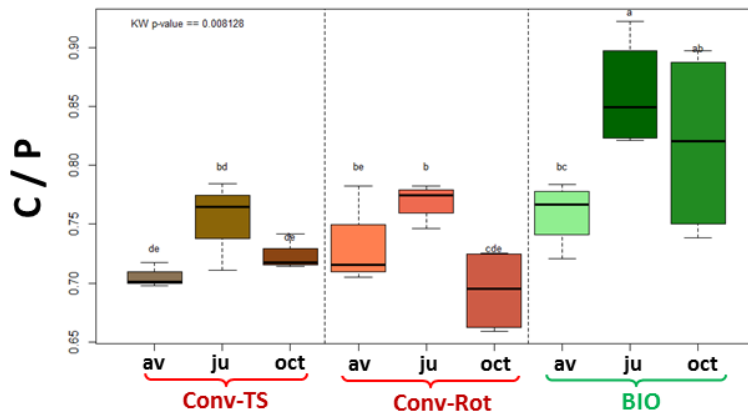


Figure 21 : Ratio des enzymes Glucosidase / Phosphatase, dans les différentes parcelles du site de Boigneville, au cours de la saison de culture 2016.

Ce concept de stoechiométrie enzymatique peut permettre de tirer des informations relatives à la limitation en tel ou tel élément dans le sol. Ainsi, d'après nos résultats présentés ci-dessus, on constate une nette différence entre les systèmes Bio et Conv, en juin et octobre, qui traduirait une plus forte demande microbienne en phosphore en système Biologique, pouvant indiquer une limitation du P. Néanmoins, ces éléments doivent être aussi discutés au regard de données physico-chimiques des nutriments totaux et disponibles dans ces sols. On peut aussi faire remarquer l'absence de différence entre les deux systèmes conventionnels. Cette approche a contribué à lisser les différences existantes à l'échelle de certaines enzymes dont la phosphatase, entre ces deux systèmes conventionnels.

Influence du pédo-climat et des pratiques agricoles

Des analyses statistiques reliant les variations d'activités microbiennes aux modifications des itinéraires techniques et des paramètres pédo-climatiques entre les sites et parcelles, permettront peut-être d'identifier certains facteurs influençant les activités. Pour ce faire, nous avons choisi de réaliser des analyses de régressions multiples entre les valeurs d'activités microbiennes et les paramètres édaphiques et climatiques ainsi que les caractéristiques des systèmes de culture (pratiques : travail du sol, traitement phytosanitaires, fertilisation, restitution des résidus, diversité des cultures, présence de légumineuse). Cela a été fait sur l'année en cours et les 5 années passées afin d'intégrer les effets à long-terme. Pour cela une valeur moyenne d'activité annuelle a été considérée.

Des analyses de régressions linéaires multiples indiquent que ce sont majoritairement des paramètres du sol et la température qui influence le plus les niveaux d'activités. Parmi les paramètres édaphiques majoritaires identifiés pour plusieurs activités et pour la moyenne géométrique globale, il y a l'azote total et le pH, suivi en second lieu par la texture des sols et certains des éléments majeurs (calcium, potassium ou manganèse). Les teneurs en carbone n'ont pas une forte influence dans cette étude.

Certains éléments traces (aluminium, cadmium, cuivre, arsenic) contribuent significativement pour certaines enzymes.

En ce qui concerne les pratiques différenciant les systèmes OPest, Biologiques et Conventionnels, c'est principalement le labour (effet négatif) ou le travail superficiel du sol superficiel (effet positif) qui influence les activités (cela doit être compris au travers des autres pratiques bénéfiques associées au travail superficiel des sols).

La pratique de fertilisation organique (fumier, lisier, compost) apparaît comme un facteur favorisant l'activité microbienne (moy_géométrique) particulièrement dans les parcelles conventionnelles (coef pearson = 0.644 ; p = 0.031). Les intrants organiques favorisent plus particulièrement la glucosidase, phosphatase, aryl_amidase et uréase.

En revanche, les apports de fertilisants minéraux azotés en SdC conventionnel et OPest (ammonitrate) favorisent la nitrification.

L'IFT, indice de fréquence de traitements pesticides, la diversité de la rotation des systèmes de culture (diversité végétale sur plusieurs années) et l'occurrence de légumineuses dans la rotation, n'influence pas significativement les activités microbiennes, dans ce lot de parcelles.

L'âge de la conversion des systèmes de culture (Conventionnel -> Biologique ou OPest) pourrait expliquer l'amplitude des effets observés, mais aucune corrélation n'a été mise en évidence quelle que soit l'activité considérée.

D'une manière générale, pour une telle comparaison, où la diversité des systèmes de culture locaux ou régionaux est très importante, il faudrait échantillonner beaucoup plus de sites dans différentes régions, pour augmenter la puissance statistique de cette approche. Cela permettrait d'identifier les systèmes de culture (et les caractéristiques de ces systèmes) qui influence le plus les activités et d'analyser des disparités régionales (en relation avec les contextes pédo-climatiques).

7) Dégradation microbienne des pesticides

Choix des parcelles et prélèvements

Seules certaines des parcelles précédentes ont été étudiées pour cet aspect en 2017. Les parcelles localisées sur des luvisols ont été sélectionnées afin de s'affranchir du facteur texture des sols, influençant fortement les processus de dégradation des pesticides en modulant leur biodisponibilité pour les microorganismes les dégradant. Un autre critère de choix a été l'intensité d'usage de pesticides (dose et fréquence) sur les 5 à 10 années passées (soit depuis 2007 ou 2012). Sur chaque site et comme précédemment, des parcelles sous SdC conventionnel et Biologique ou 0-Pest ont été sélectionnées (Tableau 2).

Les prélèvements ont été réalisés en partie par des gestionnaires et techniciens des sites retenus. Une étudiante de Master, Aliénor Allain, a coordonné ce travail et assuré une grosse part des expérimentations, sous la responsabilité de L. Vieublé et O. Crouzet.

Tableau 16: Sites et parcelles suivis (2017) pour estimer les capacités microbiennes de biodégradation des pesticides.

| Site | Date de mise en place du dispositif | Conduite | Nom de Parcelle | DFT | IFT moyen | Culture en 2017 |
|------------|-------------------------------------|-----------------|-----------------|------|-----------|-----------------|
| Versailles | 1998 | Conventionnelle | 15_1 | 3,29 | 4,2 | Colza |
| | | | 15_2 | 3,17 | 4,7 | Blé |
| | | Biologique | 16_1 | 2,50 | 0,0 | Blé |
| | | | 16_2 | 2,50 | 0,0 | Luzerne |
| Grignon | 2012 | Conventionnelle | SIC 1 | 2,77 | 2,2 | Blé |
| | | OPest | SIC 2 | - | 0,0 | Féverole |
| Mons | 2012 | Conventionnelle | A1N1 | 2,27 | 5,4 | Blé |
| | | OPest | Z1 | 3,38 | 2,5 | Blé |
| | | | Z2 | 3,38 | 2,5 | Triticale |
| Rennes | 2012 | Conventionnelle | F10 | 2,13 | 3,6 | Pois |
| | | OPest | L202 | 3,75 | 1,6 | Prairie |
| | | | L203 | 2,96 | 1,6 | Prairie |

Choix des pesticides testés

Des pesticides qui figurés dans les itinéraires techniques, présentant une récurrence d'apport élevée et/ou identifiés comme potentiellement rémanents dans des sols (DT50 élevée) ou ayant été détecté dans les sols d'après les analyses de 2016, ont été choisis pour les expérimentations de radioisotopie. Un dernier critère a également concerné leur ubiquité entre les différents sites, pour permettre des comparaisons exhaustives.

L'analyse (quantitative et qualitative) des passifs d'application de pesticides (depuis 2007) sur les parcelles (conventionnel et sur les 0-Pest avant leur conversion en 2012) et de résidus de pesticides dans les sols, a permis d'identifier un ensemble de molécules de pesticides candidates pour ces analyses de dégradation en laboratoire (Isoproturon, glyphosate, 2,4-D, pendiméthaline, diflufénican, metsulfuron-méthyl, S-métholachlor, époxiconazole, chlorthalonil). Du fait de la lourdeur de ce type d'approche et du coût des expérimentations (molécules marquées au ¹⁴C + retraitement des déchets radioactifs) un nombre restreint de molécules de pesticides ont été retenus (Tableau 3 et 4).

Tableau 17 : Molécules étudiées pour chaque site d'étude

| Site | Molécules étudiées |
|------------|---|
| Versailles | 2,4-D ; Époxiconazole ; Glyphosate ; Isoproturon ; Pendiméthaline |
| Grignon | 2,4-D ; Glyphosate ; Pendiméthaline |
| Mons | 2,4-D ; Époxiconazole ; Glyphosate ; Isoproturon |
| Rennes | 2,4-D ; Époxiconazole ; Glyphosate ; Isoproturon |

Tableau 18 : Caractéristiques physico-chimiques des molécules étudiées. (1) : informations provenant de l'INERIS, (2) : informations provenant de la Pesticides Properties DataBase (PPDB). F : fongicide ; H : herbicide

| Pesticide | Mode d'action | Solubilité dans l'eau à 20°C (mg/L) ⁽¹⁾ | Constante de Henry ⁽¹⁾ (Pa.m ³ /mol) | Koc (L/kg) ^{(1) et (2)} | DT50 ⁽²⁾ (jours) | Dose agro. maximale (mg/kg sol) |
|----------------|---------------|--|--|----------------------------------|-----------------------------|---------------------------------|
| Epoxiconazole | F | 7,1E+00 | 4,7E-04 | 580-2647 | 226 | 0,3 |
| Isoproturon | H | 7,0E+01 | 1,5E-05 | 139 | 12 | 1,85 |
| Glyphosate | H | 1,1E+04 | 2,1E-07 | 1424 | 15 | 3,69 |
| Pendiméthaline | H | 3,3E-01 | 2,7E-03 | 15744 | 182 | 1,85 |
| 2,4-D | H | 2,4E+04 | 4,0E-06 | 212 | 4,4 | 1,85 |

Dispositif expérimental de mesure de la biodégradation

Les expérimentations ont été réalisées en 2017 sur la plateforme de radio-isotopie de l'unité EcoSys. Les sols des parcelles échantillonnés ont été préparés au laboratoire (ressuyés et tamisés à 5mm, puis stocké à 4°C jusqu'à expérimentation).

Le dispositif expérimental consiste en un microcosme de 10g de sol, contaminé au laboratoire avec le pesticide d'intérêt marqué au carbone 14 (¹⁴C), puis équilibré à une humidité de 80% du pF 2,5 pour maximiser l'activité microbienne. Le sol est disposé dans un contenant avec un autre contenant rempli de soude et un autre d'eau, le tout dans un bocal fermé hermétiquement (Figure 22).

Le marquage au ¹⁴C des pesticides permet en effet de suivre leur devenir (minéralisation, dégradation, résidus extractibles, résidus liés non-extractibles) au cours de l'incubation des sols et d'avoir un bilan de masse final. Le dispositif est incubé 60j à 28°C, avec un suivi bihebdomadaire pour le changement de la soude pour la mesure du CO₂ venant de la minéralisation de la MO du sol (CO₂ non marqué au ¹⁴C) et de la minéralisation du pesticides (¹⁴CO₂) par les communautés microbiennes. Cette activité de minéralisation des pesticides a été interprétées au regard des passifs de traitement (intégrés via l'indicateur de fréquence de traitement : IFT) de certaines molécules ou de l'ensemble des molécules épandues. Les paramètres physico-chimiques, biologiques et climatiques des sols ont aussi été considérés.

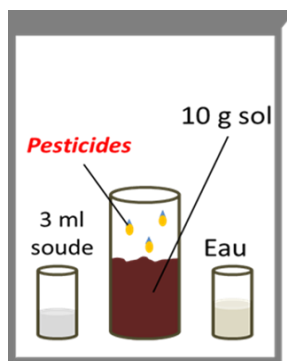


Figure 22 : dispositif expérimental d'étude de la biodégradation microbienne et du devenir de pesticides dans un sol, au laboratoire.

Résultats

Biomasse et activités microbiennes

L'ensemble des sites choisis ici était censé représenter des sols avec des conditions pédoclimatiques relativement proches, permettant de supposer des activités biologiques moins différentes entre ces sites, qu'à l'échelle nationale précédente. Les Figure 23 a et b indiquent en effet des effets bénéfiques, relativement similaires, des SdC Biologiques et Opest sur les biomasses et activités microbiennes de ces sites. Comme précédemment, seule l'activité nitrifiante est plus élevée en systèmes conventionnel, ce qui s'explique par les apports en ammonitrates (fertilisant minéral).

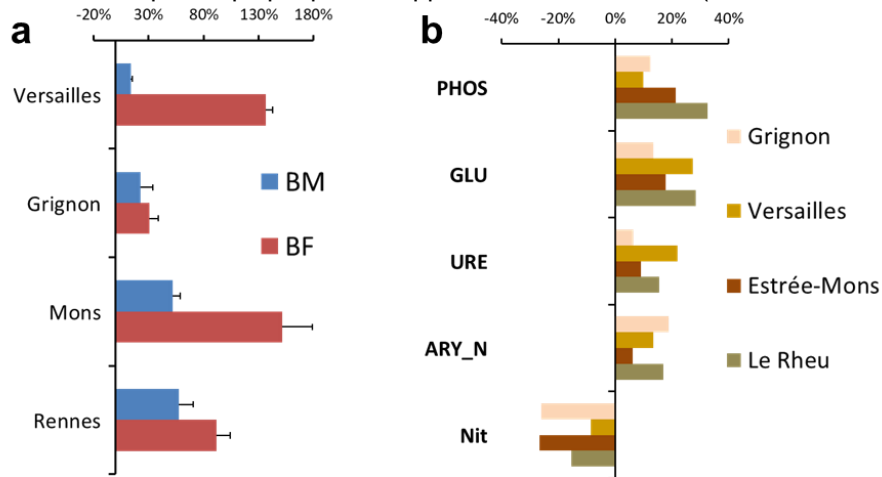


Figure 23 : (a) Biomasses microbiennes totales (BM) ou fongiques (BF) et (b) différentes activités microbiennes des sols de chaque site, exprimées au travers du ratio entre les valeurs en SdC Bio ou Opest et celles en Conventionnel, au cours de la saison de culture 2017.

Ces plus fortes biomasses et activités microbiennes permettent elles une dégradation des pesticides plus importante en SdC Opest ou biologique (ne recevant pas de pesticides depuis de nombreuses années) qu'en SdC conventionnels ? Ou, est – ce la présence de groupes microbiens particuliers, adaptés aux applications récurrentes de pesticides en SdC conventionnels, qui permet une meilleure biodégradation de ces derniers ?

Biodégradation microbienne et devenir des pesticides

Le type de résultat permettant de déterminer l'activité de biodégradation microbienne des pesticides (minéralisation) est présenté au travers des exemples des sites de Mons et Rennes (Figure 24). Un résumé global de l'ensemble des résultats décomposant le devenir des pesticides dans ces sols : fraction minéralisée (inoffensive), extraite au CaCl₂ (facilement mobile dans les sols), extraite au Méthanol (MeOH) (accrochée au sol mais mobilisable par les flux d'eau dans le temps) et la fraction de résidus non-extractibles (part de molécules et atomes du pesticides persistants dans le sol) est présenté en Figure 25.

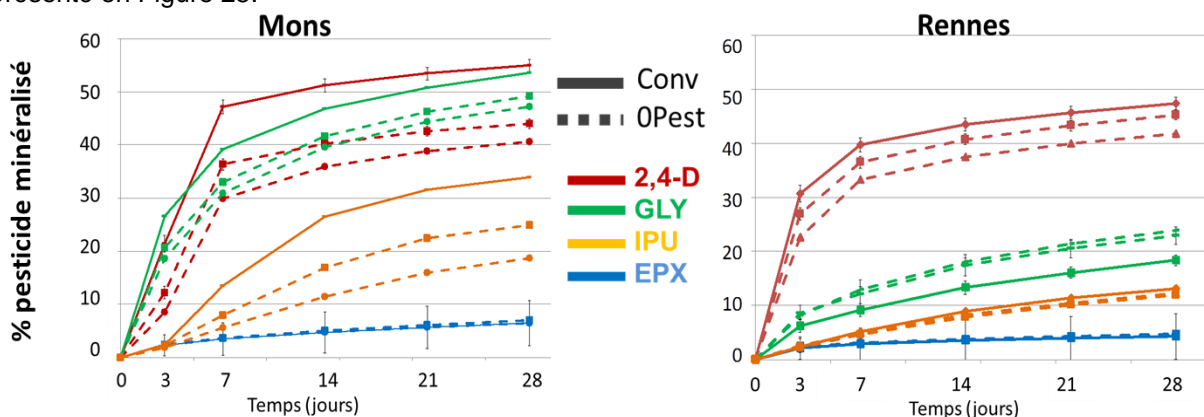


Figure 24 : Cinétique de minéralisation des différents pesticides testés dans les sols des SdC 0Pest vs. Conv de Mons et de Rennes.

Activité de minéralisation

Cette fraction de pesticide minéralisé par la vie microbienne est un indicateur essentiel indiquant la capacité d'un sol à dissiper totalement un produit chimique toxique. La fraction minéralisée est la seule des fractions représentées en Figure 25, permettant d'affirmer qu'une fraction de la toxicité initiale a disparu, du fait de la dégradation totale aboutissant à la minéralisation de la molécule initialement apportée.

A l'échelle de ces deux sites, et de manière similaire pour les sites de Versailles et Grignon (Figure 8 et 9, barres bleues), c'est l'herbicide 2,4-D qui est le plus minéralisé par les communautés microbiennes de ces sols, avec cependant des écarts (40% à 60% de minéralisation) entre les sites. Une activité de minéralisation légèrement supérieure est observée dans les sols conventionnels (surtout Versailles et Mons).

L'herbicide Glyphosate est également fortement minéralisé et à des taux très similaires entre les sites (autour de 50% de minéralisation), sauf dans les sols du site de Rennes où le taux de minéralisation est deux fois plus faible. Aucune différence n'existe entre les sols issus de parcelles conventionnelles ou Biologique et 0Pest (Figure 25).

L'isoproturon est relativement bien minéralisé (30-40%) par les sols des parcelles sous conduite conventionnelles des sites de Versailles et Mons, par rapport aux parcelles en Biologique ou 0Pest (20%). Pour l'isoproturon également, les sols du site de Rennes ont une activité de minéralisation bien moindre (< 15%) et sans différence 0pest vs Conv (Figure 25).

La pendiméthaline et l'époxiconazole présentent des faibles taux de minéralisation quel que soit le site et le mode de gestion des parcelles.

Les relations entre ces fractions minéralisées et les facteurs agronomiques, biologiques et pédoclimatiques des sols seront analysés par des analyses de régressions multiples, afin d'identifier les processus expliquant ces résultats (section interprétation).

Fraction extractibles CaCl₂ et MeOH

Ces fractions représentent des molécules mères ou des produits de transformation (dégradation incomplète) du pesticide initialement apporté, qui sont plus ou moins fortement liées aux particules de sols et matières organiques (ex : résidus de culture). En ce sens, ces molécules sont potentiellement mobilisables par les écoulements d'eau à la surface (ruissellement) ou dans les sols (lixiviation). Ces fractions représentent un risque par rapport aux transferts vers les milieux aquatiques.

Les fractions facilement extractible (via CaCl₂) sont très peu présentes dans cette étude et concernent les molécules de pesticides les moins minéralisées. Il semblerait donc que cette fraction CaCl₂, soit une fraction de molécules facilement accessible à la dégradation et minéralisation microbienne.

Pour les fractions extractibles au MeOH, il y a de fortes disparités entre les molécules et parfois entre les sites, mais le mode de gestion (BIO, 0Pest, Conv) n'a pas d'influence. La pendiméthaline et l'époxiconazole présentent respectivement des fractions extractibles au MeOH très similaires entre les sols et sites étudiés. Cela atteignant 30 à 40% des molécules initiales pour la pendiméthaline et plus de 80% pour l'époxiconazole. Pour le glyphosate, le site de Rennes diverge fortement des autres sites avec une fraction MeOH bien plus importante atteignant 60% des molécules initiales. Pour le 2,4-D et l'isoproturon, ces fractions sont très faibles.

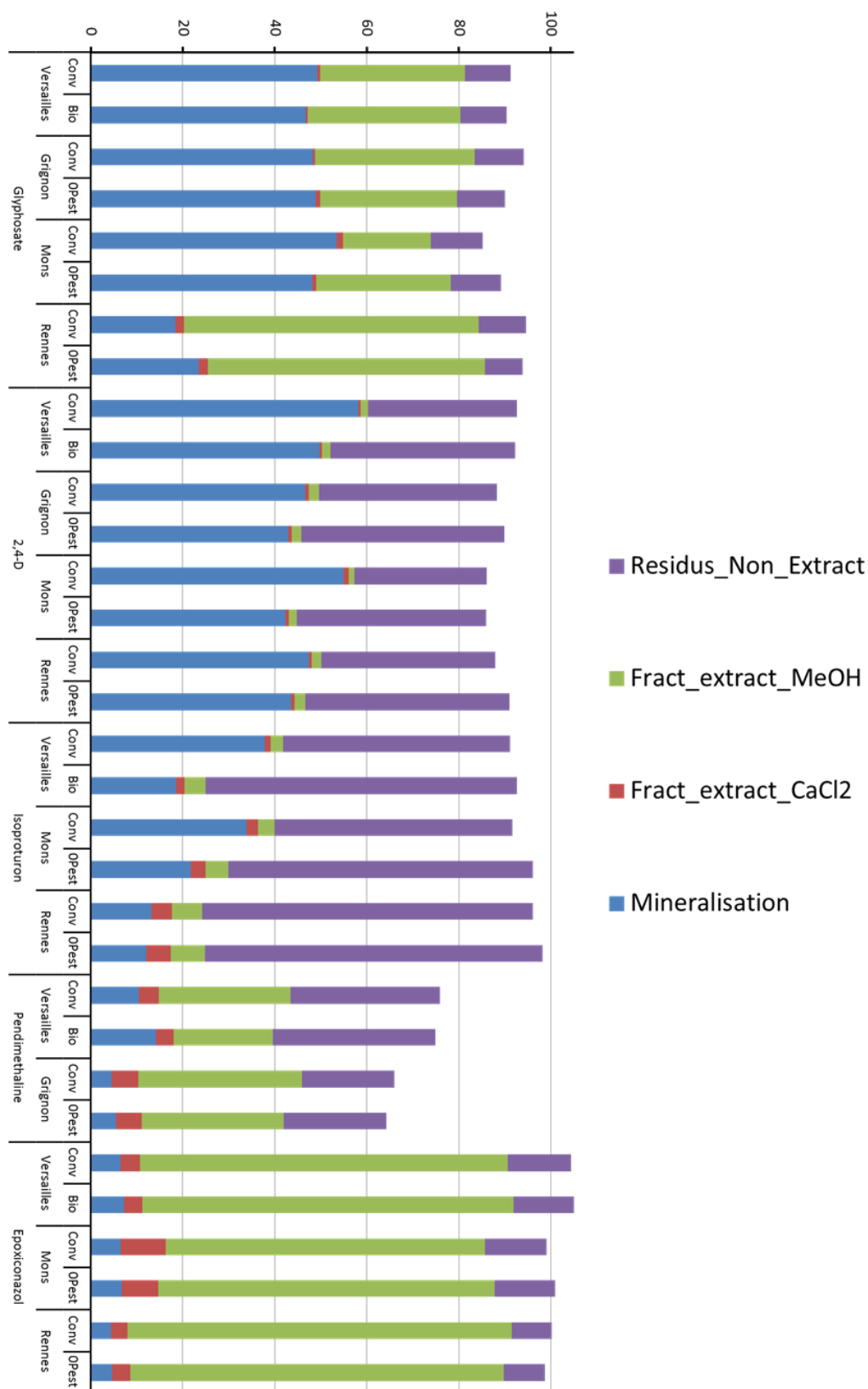


Figure 25 : Bilan de masse du carbone 14 (^{14}C) permettant de déterminer le devenir de chaque pesticide étudié, dans les expérimentations faites au laboratoire avec les sols des différentes parcelles des différents sites. La fraction minéralisée présentée ci-dessus est incluse dans le devenir des pesticides dans les sols.

Fraction de résidus non-extractibles (RNE)

C'est une fraction qui demeure assez méconnue par la recherche et qui pourrait rassembler deux types de signaux : i) des molécules et/ou produits de transformation des pesticides initiaux, qui seraient très fortement liés et non extractibles des matrices organo-minérales de sols mais qui sont potentiellement transférables attachées aux particules de sols mais aussi ces RNE seraient en fait ii) des atomes de carbone (atomes marqué au ^{14}C détecté) des molécules initiales qui auraient été incorporés à la biomasse microbienne les ayant métabolisés. Ils pourraient ainsi constituer, selon les pesticides, des formes inertes « stabilisées » et « décomposées » des molécules de pesticides. Les fractions de RNE les plus importantes sont retrouvées pour l'isoproturon, suivi du 2,4-D et de la pendiméthaline, alors que peu de RNE sont observés pour le glyphosate et l'époxiconazole. Egalement, en dehors de l'isoproturon et du 2,4-D, il n'y a pas de différences d'accumulation de RNE entre les sites, pour un pesticide donné.

Interprétation

Par rapport à nos hypothèses initiales, les minéralisations plus importantes du 2,4-D et l'isoproturon (IPU) en système Conventionnel, sont corrélées aux fréquences d'usage de ces pesticides (mais aussi à l'IFT global) sur les sols. A l'inverse, ces résultats ne sont pas reliés aux biomasses et activités microbiennes plutôt supérieures en système Bio ou Opest. Cela traduit donc dans une certaine mesure que les pesticides ont induit une adaptation de populations au sein des communautés microbiennes, ce qui entretient un potentiel de dégradation. Ces résultats sont d'autant plus emblématiques pour le pesticide isoproturon qui est connu comme plus persistant que le 2,4-D et souvent détecté dans les eaux de surface (il a été interdit en France à la fin de cette étude en 2017). Egalement, les communautés microbiennes des sols en SdC Biologique et 0-pesticide n'ont pas perdu totalement leurs capacités de minéralisation du 2,4-D et de l'isoproturon, même sur Versailles où il n'y a pas eu de traitement depuis 18 ans (conversion en SdC Biologique en 1999). Cela montre que, les capacités fonctionnelles des microorganismes peuvent persister et être réactivées. Dans ce jeu de données (pesticides x sols), il n'y a pas de tendance globale entre les fractions minéralisées (part de pesticide « respiré » par le métabolisme microbien) et les fractions RNE (qui pourraient être la part de pesticide « assimilé » dans la biomasse microbienne). Cependant, en prenant les cas du 2,4-D et de l'isoproturon, il ressort une très forte corrélation négative entre ces deux fractions, laissant supposer une compétition entre les processus sous-jacents (soit les microorganismes minéralisent fortement les molécules et utilisent d'autres sources de carbone pour croître, soit ils utilisent le C des molécules de pesticides qu'il dégrade pour croître et d'autres sources de carbone comme énergie (respiration)).

Différences entre les sites

Les différences observées entre le site de Rennes et les autres sites pour le glyphosate et l'isoproturon, traduisent des contextes pédoclimatiques légèrement différents. Il s'agit pourtant de Luvisols, mais leur formation est différente (dépôts éoliens pour le bassin parisien et Picardie, contre formation par altération des roches mères en Bretagne). Ainsi le pH bien inférieur des sols de Rennes (6,2 à 6,6) par rapport aux autres sols (7 à 8,2) peut expliquer une plus forte rétention du glyphosate (et de l'IPU) aux particules de sols, conduisant à une disponibilité moindre pour la dégradation microbienne. Il y a également la teneur en Corg des sols qui peut limiter la disponibilité du Glyphosate (et de l'IPU) qui s'adsorbent d'autant plus que la teneur en Corg augmente. Ces facteurs semblent moins jouer sur le devenir du 2,4-D qui a pourtant un Koc proche de celui de l'IPU (Table 4) mais doit être moins ionisable et donc moins sensible au changement de pH, que l'IPU. Les faibles minéralisations et fortes rétention (fraction extractible MeOH) de la pendiméthaline et l'époxiconazole s'explique par leur fort coefficient d'adsorption aux composants des sols.

Différences entre les molécules pour un même site

Les différences observées entre les molécules pour un même site, s'explique aussi très bien par les caractéristiques des molécules, notamment leur coefficient d'adsorption aux sols et à la matière organique (Koc). On observe ainsi une forte corrélation au sein de chaque site, entre ce Koc et les fractions extractibles au MeOH. Le site de Rennes et les autres sites pour le glyphosate et l'isoproturon, traduisent des contextes pédoclimatiques légèrement différents.

8) Analyse des mycotoxines et de la flore fusarienne

Au cours de ce projet nous avons reçu et analysé 79 échantillons dont 13 de blé dur et 66 de blé tendre. Ces échantillons sont issus des récoltes 2015, 2016 et 2017. Dix-neuf résidus (tournesol, maïs, blé, moutarde, pois, colza et orge) ont été également collectés et analysés en 2015 et 2016 sur ces mêmes parcelles.

Les grains de blé et résidus ont été collectés à partir de parcelles issues du réseau Quasaprove. Ces parcelles sont distribuées sur le territoire français (Figure 26) et cultivées en blé dur, blé tendre ou tournesol par des unités expérimentales INRA, des stations expérimentales des instituts techniques (ARVALIS-Institut du végétal et CETIOM), complétées dans ce projet par des parcelles du réseau RotAB (ITAB) et des parcelles des fermes expérimentales des lycées agricoles. Les échantillons après broyage ont été analysés pour leurs teneurs en mycotoxines par HPLC-DAD, et leur population fusarienne et microdichienne a été quantifiée par PCR en temps réel en technologie TaqMan.

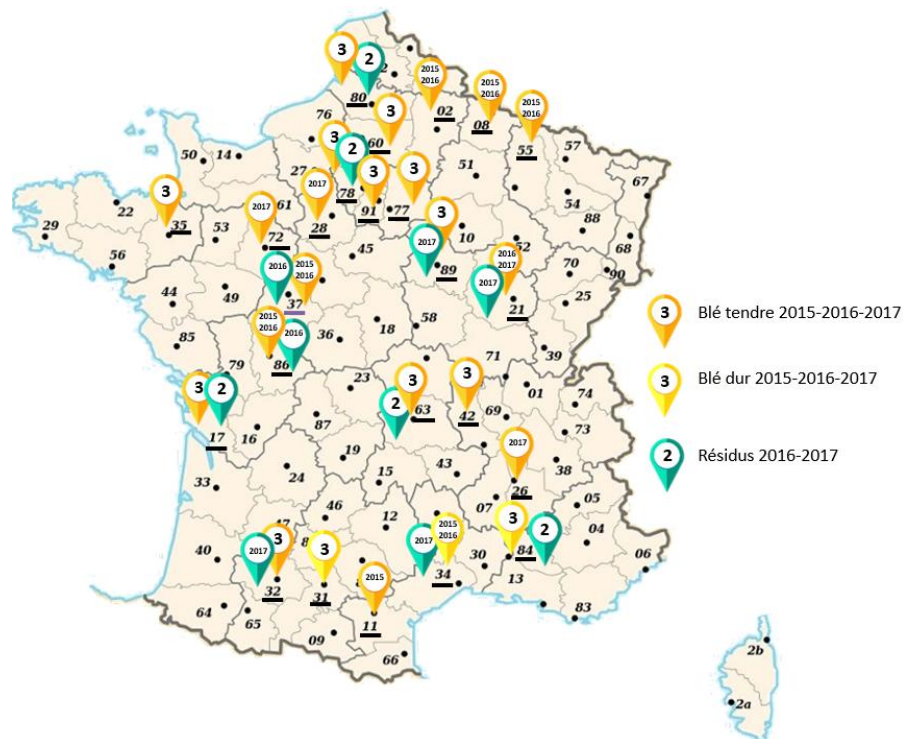


Figure 26 : Répartition des échantillons en France

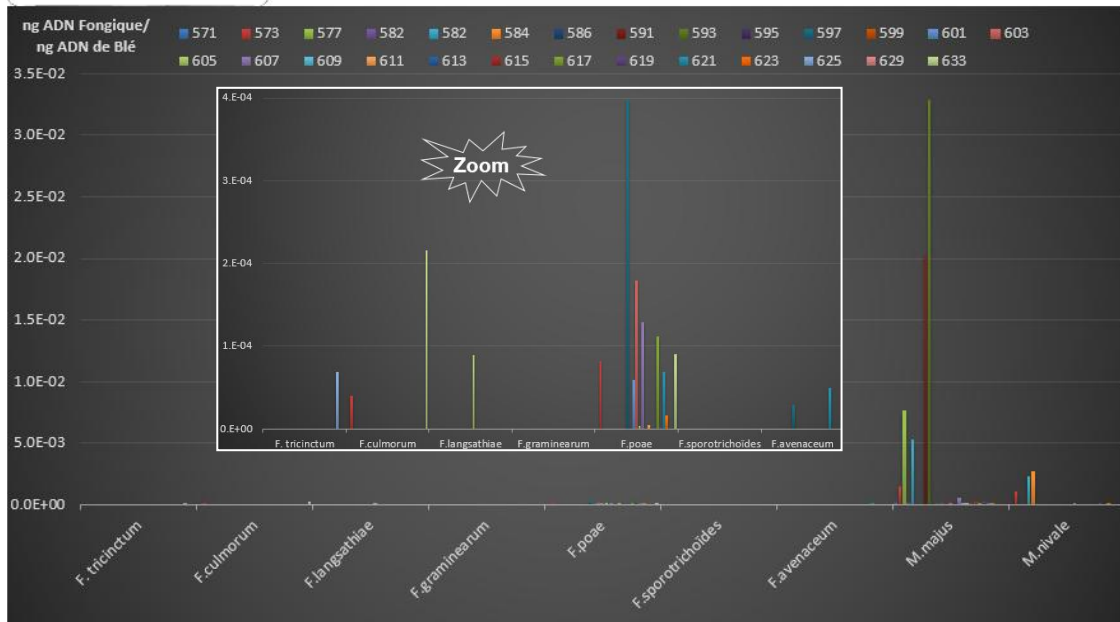
Les 79 échantillons de grains de blé et 19 résidus collectés en 2015, 2016 et 2017 ont été analysés pour leur composition en flore fusarienne (*F.graminearum*, *F.poa*, *F.avenaceum*, *F.culmorum*, *F.tricinctum*, *F.langsathiae*, *F.sporotrichoides*) et Microdichienne (*M.majus* et *M.nivale*), ainsi que pour leur teneur en trichothécènes de type B.

Pour les trois années d'échantillonnage, il y avait très peu pas ou de trichothécènes de type B. Seulement deux échantillons de grains de blé récoltés en 2016 contenaient des trichothécènes B sur les 79 analysés, avec des teneurs au-dessus de la réglementation (10360 ppb et 2250 ppb).

Nous observons que *Microdochium majus* puis *M. nivale* sont très majoritairement présents par rapport à la population fusarienne en 2015 et 2016 sur les échantillons de grains de blé.

Au sein de la population fusarienne en 2015 on a majoritairement du *F.poa* et en 2016 du *F.graminearum*. En 2017 les grains étaient peu contaminés en *Fusarium* et en *Microdochium*. L'espèce fongique dominante sur les échantillons contaminés en 2017 est *F.graminearum*. (Figure 27) On observe que pour les résidus non céréaliers (pois, tournesol, moutarde, ...) nous avons peu ou pas de contamination fusarienne. Les résidus les plus contaminés sont ceux du maïs, avec la plus grande diversité d'espèces fusariennes. Sur les résidus de maïs on a la présence de *Microdochium majus* et *M.nivale* (Figure 28).

Récoltes 2015



Récoltes 2016



Récoltes 2017

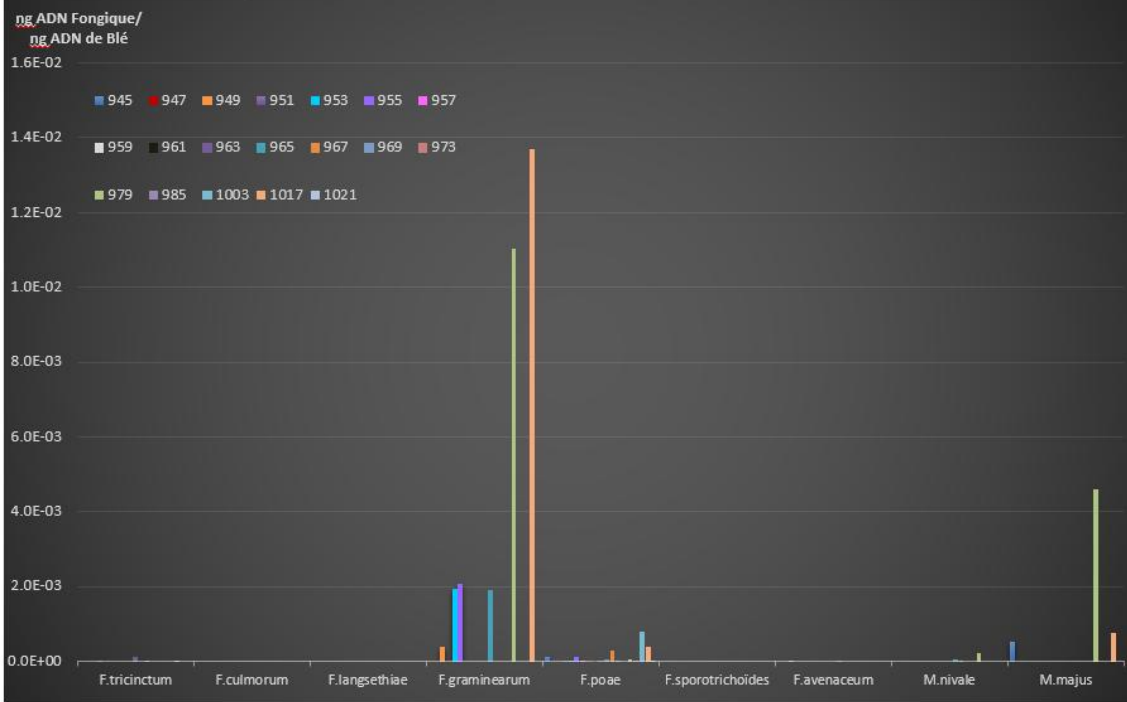
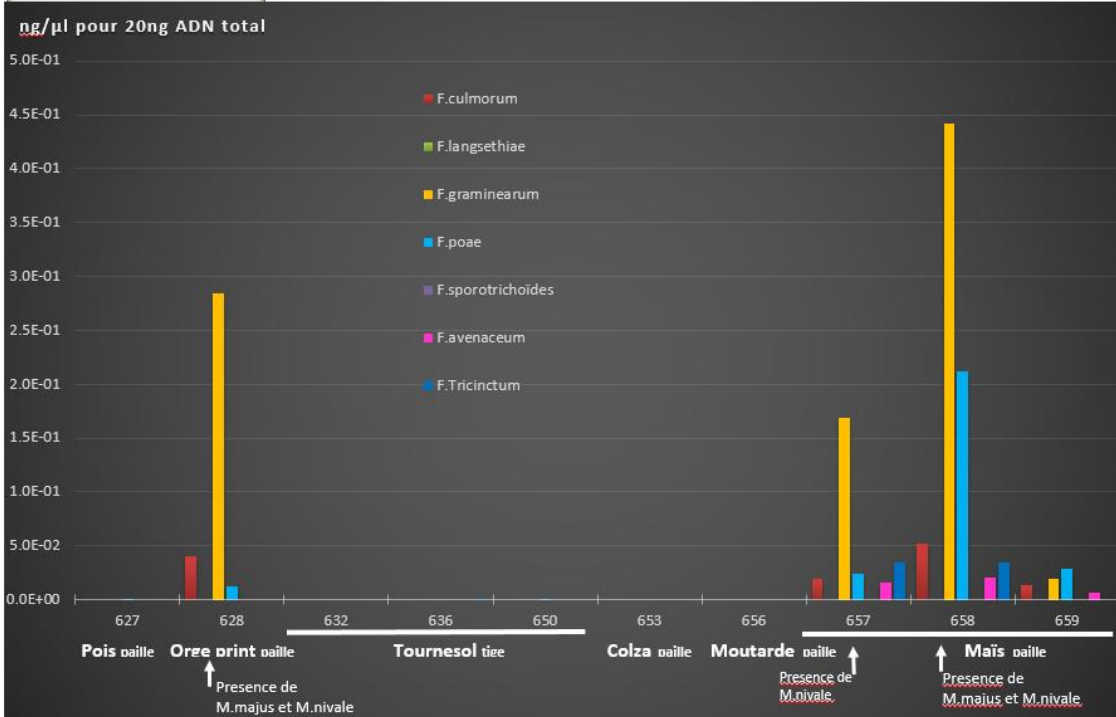


Figure 27 : Quantification de la flore fusarienne et microdochienne sur les grains de blé des récoltes 2015, 2016 et 2017

Résidus 2015



Résidus 2016

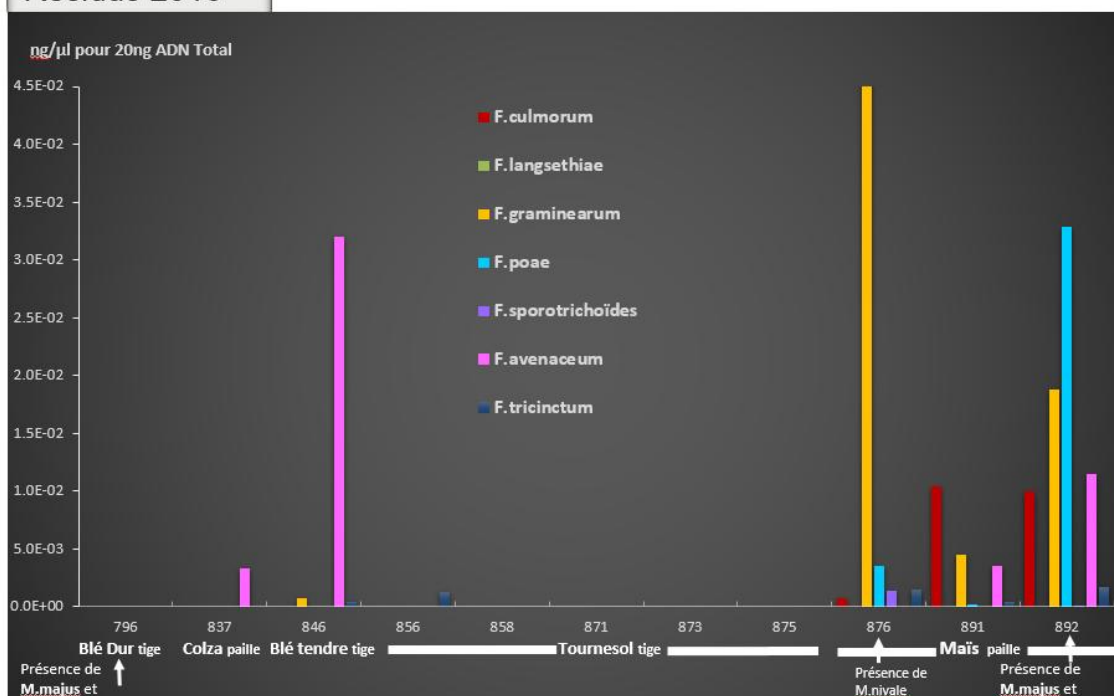


Figure 28 : Quantification de la flore fusarienne et microdochienne sur résidus des récoltes 2015, 2016.

4- Résultats obtenus : Action 2

Dans le cadre de l'action 2, nous avons créé un site internet, sous la forme d'une plateforme participative (<http://quasaprove.inra.fr>). Celle-ci est structurée en deux parties. La première partie est accessible à tous et présente le réseau et des fiches de synthèse sur différents contaminants étudiés et la réglementation. Cette partie permet aussi de contacter les gestionnaires du réseau et de s'inscrire pour participer au réseau. La seconde partie est accessible après identification (login personnel et mot de passe). Elle contient :

- une interface avec la base de données, permettant d'extraire les données pour lesquelles la personne connecté a des droits et la synthèse des données du réseau (minimum, maximum, moyenne, médiane des valeurs),
- une interface pour remplir en ligne l'enquête annuelle sur les pratiques,
- des cours, TP et TD pour les enseignants de lycées agricoles.

Nous avons en effet créé trois supports de cours sur les éléments traces, les pesticides et les mycotoxines. Chaque support de cours comprend un diaporama sous format pdf, de cinquante à soixante-dix diapositives selon les sujets, associé à un fichier de commentaires, décrivant chaque diapositive. La plateforme comprend également des TP (prélèvement de sol et de végétaux, mesure de la densité apparente) et TD (interprétation des données d'analyse, calcul des stocks d'ETM, calcul des flux à la parcelle). Tous ces supports sont téléchargeables.

Une vidéo de présentation de la plateforme a également été réalisée afin de diffuser l'information autour de la plateforme et du réseau : <http://quasaprove.inra.fr/Files/Video/VideoPresentation.mp4>.

Nous avons également fourni des éléments pour la création des supports pour la diffusion vers les conseillers agricoles et la profession.

II - Les modalités de valorisation du projet

1- Les différents modes de diffusion, les diffusions, le public concerné (données chiffrées si possible)

Le projet a été valorisé par la 8^{ème} journée Recherche Appliquée Formation et Transfert du RMT QUASAPROVE le 26 septembre à Bordeaux Sciences Agro (Gradignan). Les présentations ont été filmées et sont disponibles en ligne. Au cours de cette journée a eu lieu le lancement officiel de la plateforme participative.

Des diffusions écrites sont prévues par des publications scientifiques et techniques.

2- Exploitation et valorisation des résultats, de l'expérience acquise

Des publications dans des revues scientifiques et des revues techniques sont prévues. Les résultats obtenus sur le réseau sont en accès libre via la plateforme.

3- Les transferts prévus

Comme indiqué plus haut, les transferts sont prévus via la plateforme participative, qui a vocation d'intégrer des informations vers le public agricole et vers l'enseignement agricole en particulier.

4- Indiquer si un site Internet ou une base de données a été réalisé (nom, modalités d'accès, et perspectives de développement et maintien)

Un site internet et une base de données ont été réalisés. Ils ont été développés à partir de logiciels libres, pour garantir leur pérennité temporelle, et sont maintenus par l'INRA. Les noms de domaines appartiennent à l'INRA.

III – Perspectives

1- Points forts, points faibles

Le projet QUASAGRO, s'appuyant sur le réseau de parcelles QUASAPROVE, a donc permis de recenser les niveaux de contamination des sols et des cultures, en contexte agricole réel, de calculer les flux d'éléments à la parcelle et d'identifier les pratiques conduisant à une accumulation d'ETM dans les sols. Il n'a cependant pas permis de dégager de pratiques « à risques » concernant la contamination des récoltes par les éléments trace ni de trouver de facteurs explicatifs des niveaux de contamination élevés observés dans les grains et graines récoltées. Un plus grand nombre d'analyses est nécessaire pour accroître la puissance statistique et mieux analyser les variabilités pédoclimatiques et / ou agronomiques. En effet, la variabilité intègre l'effet des sols, du climat, des pratiques et du matériel végétal, puisqu'il n'a pas été possible de travailler sur la totalité des parcelles avec un seul cultivar par espèce pendant la durée du projet. Le faible nombre de parcelles en Agriculture Biologique ne nous a pas permis de bien comparer les effets selon le type d'agriculture. De même, si le nombre de parcelles en blé tendre a été important, le nombre de parcelles en blé dur et tournesol s'est révélé trop faible pour une analyse statistique sans a priori.

La caractérisation de la flore fusarienne et microdochienne, sur les grains de blé sur plusieurs années et les résidus de la culture antérieure ont pu être réalisées. Il serait important de réaliser l'analyse de la flore Fusarienne sur un plus grand nombre d'échantillons de résidus par type de plante et des échantillons de grains de blé plus fortement contaminés, pour permettre de compléter la base de données.

Les indicateurs microbiens de qualités des sols ont permis d'identifier certains effets positifs des systèmes bas intrants ou « biologiques » sur le fonctionnement biologique des sols et la fonction de recyclage des nutriments. Il reste cependant à mieux interpréter les résultats de stoechiométrie, par rapport à la disponibilité saisonnière des nutriments (données non disponibles sur ce projet), afin d'orienter la lecture de ces mesures d'activités enzymatiques pour faire du diagnostic et du conseil.

Ce projet confirme que les sols agricoles conservent de manière indéniable des communautés microbiennes actives et dynamiques capables de dégrader les pesticides, démontrant leur capacité à tamponner dans une certaine mesure les effets néfastes de certaines pratiques. Là aussi, il est essentiel de poursuivre les travaux afin d'identifier des facteurs agropédologiques permettant d'élaborer des stratégies nationale plus rigoureuse quant aux usages des pesticides : e.g. orienter le conseil phytosanitaire, en fonction des capacités locales de filtration des sols ou de pouvoir de dégradation estimé. Le manque de données actuel sur les molécules de pesticides rémanentes dans les systèmes de culture (Bio ou Conventionnels) est emblématique du manque de recul et de connaissance des sources potentielles de contamination des productions agricoles et de l'environnement. Si le bon état physico-chimique et écologique des masses d'eaux a depuis longtemps bénéficié d'un règlement européen (Directive cadre sur l'eau), les sols en souffrent énormément.

Enfin, le projet a permis de finaliser une base de données rassemblant toutes les informations quantitatives et descriptives des parcelles et de leur contamination. Cette base de données est liée à une plateforme internet participative qui permet l'interrogation des données et le renseignement d'enquête. De plus, cette plateforme participative permet d'une part de sensibiliser et informer sur les

thématiques de contamination via l'élaboration de fiches thématiques et de documents supports sur les contaminants et leur mise à disposition. D'autre part elle permet l'échange de données et la diffusion des résultats à l'ensemble des acteurs (agriculteurs, enseignants, chercheurs, instituts techniques, ...).

Un point faible est lié à la constitution du réseau. En effet, le réseau intégrant des exploitations de lycées agricoles et des unités expérimentales INRA, les pratiques agricoles, allant toutes vers l'optimisation de l'utilisation des intrants, la réduction de l'usage des pesticides, et l'intégration de pratiques innovantes, ne sont peut-être pas représentatives de l'ensemble de l'agriculture française et il est probable qu'un échantillonnage de parcelles plus aléatoires aurait conduit à des résultats plus diversifiés. Sur les contaminants les plus problématiques, il semble qu'un screening plus large serait nécessaire.

2- Difficultés rencontrées

L'intégration de parcelles et l'implication des lycées agricoles sur le long terme posent de réelles difficultés, car les personnels (enseignants et directeurs d'exploitation) sont souvent renouvelés. Ainsi, la constitution d'un réseau d'acteurs est compliquée. Il faut sans arrêt recommencer à zéro avec de nouvelles personnes, qu'il faut convaincre et former. Il a été difficile de contraindre certains paramètres, tel que le choix de la variété, ce qui a conduit à accroître la variabilité. Il a également été difficile de trouver des parcelles en blé dur et tournesol et le nombre de parcelles en agriculture biologique est également réduit. Ces différentes difficultés ont limité l'interprétation des données pour les éléments traces. Pour les mycotoxines, les deux principales difficultés ont été : (i) la faible contamination en *Fusarium* et en toxines (trichothécènes B) des grains et (ii) le nombre insuffisant d'échantillons de résidus récoltés sur les trois années du projet, pour permettre d'estimer l'impact du potentiel infectieux des résidus sur la fusariose (occurrence, population fusarienne) de l'épi de la culture suivante.

Le nombre insuffisant d'échantillons contaminés et de résidus n'a pas permis de mettre en évidence des relations entre mode de culture, équilibre d'espèces mycotoxinogène et teneurs en mycotoxines.

3- Suites envisagées

Le réseau QUASAPROVE a été intégré dans le réseau RECOTOX, labellisé par Allenvi, dont l'objectif est de structurer les observatoires nationaux en écotoxicologie et écodynamique des contaminants. Un projet de phytopharmacovigilance, s'appuyant sur le réseau RECOTOX, est en cours de montage. Le réseau QUASAPROVE est particulièrement pertinent pour ce type de projet, car il recense des données traçables, et une diversité de pratiques.

Un projet (CALACO) s'appuyant sur le réseau a également été déposé à l'AAP ECOPHYTO afin de développer une méthodologie rapide de suivi des pesticides dans les sols,

Un projet de valorisation (SCOLAGRI) a été financé par le Labex COTE pour parfaire les échanges avec les lycées agricoles, afin de mieux travailler en sciences participatives.

Liste des figures

| | |
|--|----|
| Figure 1 : Localisation des sites participant actuellement (ou ayant participé) au réseau QUASAPROVE | 5 |
| Figure 2 : Triangle de texture pour l'ensemble des sols du réseau | 6 |
| Figure 3 : Comparaison de la distribution des caractéristiques physicochimiques des sols du réseau QUASAPROVE (The data) avec ceux des parcelles de grande culture issues du réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS)..... | 6 |
| Figure 4 : Tableau des corrélations entre éléments dans les sols du réseau..... | 9 |
| Figure 5 : Relation entre la teneur en plomb dans les parcelles et la teneur en fer..... | 11 |
| Figure 6 : Suivi des flux de cadmium et de cuivre sur différentes parcelles du réseau. | 17 |
| Figure 7 : Relations entre la teneur totale dans le sol (couche 0-30 cm) exprimée en mg/kg MS et la teneur dans le grain ou la graine, exprimée en mg/kg MS pour tous les éléments étudiés. | 19 |
| Figure 8 : Relation entre le rendement et la concentration en éléments majeurs ou traces dans les grains de blé tendre ou blé dur et dans les graines de tournesol. | 20 |
| Figure 9 : Analyse d'un potentiel effet du labour sur la composition chimique des grains de blé tendre | 21 |
| Figure 10 : Effet de la fertilisation azotée sur la composition chimique des grains de blé tendre | 22 |
| Figure 11 : Effet de la fertilisation phosphatée sur la composition chimique des grains de blé tendre | 22 |
| Figure 12 : Analyse d'un éventuel effet de la présence d'une interculture précédant la mise en place de la culture sur la composition chimique des grains de blé tendre..... | 23 |
| Figure 13 : Comparaison des teneurs en éléments majeurs et traces dans les grains de blé tendre, cultivés sur des parcelles fertilisées par des fertilisants minéraux et les parcelles recevant une fertilisation organique. | 24 |
| Figure 14 : Evolution de la composition chimique de la solution du sol au cours de l'incubation | 25 |
| Figure 15 : Evolution de la respiration et de l'activité microbienne β -glucosidase en cours d'incubation | 26 |
| Figure 16 : : Activités enzymatiques extracellulaires (β -glucosidase (β -glu), Phosphatase (Phos), Aryl-sulfatase (Aryl_S), Aryl-amidase (Aryl_N), Uréase (Ure) et la nitrification potentielle (PNA)) dans les sols des parcelles sous conduite « conventionnelle » et « Bas_intrants » (biologique ou 0pest), en fonction de la saison d'échantillonnage. Les activités sont exprimées en $\text{mU g}^{-1} \text{sol-sec}$ | 28 |
| Figure 17 : Indices enzymatiques (moyenne géométrique et indice de Puglisi) dans les sols des parcelles sous conduite « Conv » et « Bio ou 0pest », en fonction de la saison d'échantillonnage. | 28 |
| Figure 18 : Ratio entre les activités enzymatiques des sols sous conduite « Biologique » ou « 0pest » et les activités des sols sous conduite « Conv », indépendamment de la saison d'échantillonnage. Les valeurs positives indiquent une activité supérieure (en %) en SdC Bio ou 0pest par rapport au Conventionnel..... | 29 |
| Figure 19 : Activités enzymatiques extracellulaires (β -glucosidase (β -glu), Phosphatase (Phos), Aryl-amidase (Aryl_N), Uréase (Ure) et Nitrification (PNA), en fonction de la saison d'échantillonnage, dans les sols de parcelles sous conduite conventionnelle « Conv-TS » et « Conv-Rot » ou sous conduite biologique « BIO », du site Arvalis (Boigneville). Les activités sont exprimées en $\text{mU g}^{-1} \text{sol-sec}$ | 30 |
| Figure 20 : Indice enzymatique (moyenne géométrique et indice de Puglisi) dans les sols des parcelles sous conduite « Conv-TS », « Conv-Rot » et « BIO », en fonction de la saison d'échantillonnage..... | 30 |
| Figure 21 : Ratio des enzymes Glucosidase / Phosphatase, dans les différentes parcelles du site de Boigneville, au cours de la saison de culture 2016. | 31 |
| Figure 22 : <i>dispositif expérimental d'étude de la biodégradation microbienne et du devenir de pesticides dans un sols, au laboratoire.</i> | 33 |
| Figure 23 : (a) Biomasses microbiennes totales (BM) ou fongiques (BF) et (b) différentes activités microbiennes des sols de chaque site, exprimées au travers du ratio entre les valeurs en SdC Bio ou 0Pest et celles en Conventionnel, au cours de la saison de culture 2017. | 34 |
| Figure 24 : Cinétique de minéralisation des différents pesticides testés dans les sols des SdC 0Pest vs. Conv de Mons et de Rennes. | 35 |
| Figure 25 : Bilan de masse du carbone 14 (^{14}C) permettant de déterminer le devenir de chaque pesticide étudié, dans les expérimentations faites au laboratoire avec les sols des différentes parcelles des différents sites. La fraction minéralisée présentée ci-dessus est incluse dans le devenir des pesticides dans les sols..... | 36 |
| Figure 26 : Répartition des échantillons en France..... | 38 |

| | |
|--|----|
| Figure 27 : Quantification de la flore fusarienne et microdochienne sur les grains de blé des récoltes 2015, 2016 et 2017..... | 40 |
| Figure 28 : Quantification de la flore fusarienne et microdochienne sur résidus des récoltes 2015, 2016..... | 41 |

Liste des tableaux

| | |
|--|----|
| Tableau 1 : Répartition de l'implication du personnel en fonction des actions en nombre de jours effectifs pour le projet | 1 |
| Tableau 2 : Teneurs en éléments traces mesurés sur des engrais minéraux et organiques utilisés sur les parcelles du réseau. En rouge, les concentrations maximales mesurées, en gris les références publiées par l'Ademe (Sogreah, 2013). | 7 |
| Tableau 3 : Synthèse des concentrations mesurées dans les sols de l'ensemble du réseau QUASAPROVE. Ces valeurs sont comparées à celles mesurées dans le cadre du RMQS et aux valeurs de la réglementation sur les boues de STEP. Les maxima excédant ces valeurs réglementaires sont indiqués en rouge. | 8 |
| Tableau 4 : Concentrations en éléments traces mesurées dans les grains de blé tendre à la récolte (exprimées en mg/kg MS). En rouge, les valeurs dépassant un seuil réglementaire. | 12 |
| Tableau 5 : Concentrations en éléments traces mesurées dans les pailles de blé tendre à la récolte (exprimées en mg/kg MS). En rouge, les valeurs dépassant un seuil réglementaire. | 12 |
| Tableau 6 : Concentrations en éléments traces mesurées dans les grains de blé dur à la récolte (exprimées en mg/kg MS). En rouge, les valeurs dépassant un seuil réglementaire. La teneur en eau des grains de blé a été estimée à 12 % d'humidité pour la comparaison avec la réglementation). | 13 |
| Tableau 7 : Concentrations en éléments traces mesurées dans les pailles de blé dur à la récolte (exprimées en mg/kg MS). En rouge, les valeurs dépassant un seuil réglementaire. | 13 |
| Tableau 8 : Concentrations en mycotoxines mesurées dans les grains de blé dur à la récolte (exprimée en mg/kg MS) | 13 |
| Tableau 9 : Concentrations en éléments traces mesurées dans les graines de tournesol à la récolte (exprimées en mg/kg MS). En rouge, les valeurs dépassant un seuil réglementaire. | 14 |
| Tableau 10 : Moyenne des retombées atmosphériques sur les parcelles agricoles | 14 |
| Tableau 11 : Estimation des flux de lessivage/lixiviation des éléments dans les sols (Aromis, 2005) . | 14 |
| Tableau 12 : Récapitulatif des flux d'éléments traces d'origine agricole calculés en fonction du mode de conduite (conventionnel ou biologique) et de la fertilisation..... | 15 |
| Tableau 13 : Proportion de variation du stock d'éléments traces du sol (V_{stock}) liée aux pratiques agricoles et retombées atmosphériques calculée pour 10 ans en monoculture avec la même fertilisation. Le drainage (lessivage + lixiviation) est négligé. | 16 |
| Tableau 14 : Composition chimique des résidus de culture utilisés dans l'expérimentation | 24 |
| Tableau 15 : Sites et parcelles suivis en 2016 pour l'étude des activités microbiennes et enzymatiques liées à la dégradation des MOS et résidus de culture et au recyclage des nutriments. Pour chaque parcelle, un échantillon a été prélevé et analysé en avril, juin et octobre 2016. | 26 |
| Tableau 16 : Sites et parcelles suivis (2017) pour estimer les capacités microbiennes de biodégradation des pesticides. | 32 |
| Tableau 17 : Molécules étudiées pour chaque site d'étude | 33 |
| Tableau 18 : Caractéristiques physico-chimiques des molécules étudiées. (1) : informations provenant de l'INERIS, (2) : informations provenant de la Pesticides Properties DataBase (PPDB). F : fongicide ; H : herbicide..... | 33 |