

Plan type de rapport final d'un projet de recherche financé dans le cadre du plan Ecophyto

Note : le rapport, une fois finalisé, sera téléchargeable sur le site Internet du programme « Evaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides » (<http://www.programmepesticides.fr/>) ou tout site lié à Ecophyto ou au MEEM, hormis la partie confidentielle éventuelle.

Remarques concernant ce document

- La mise en forme de ce rapport, hormis sa partie scientifique et les annexes, doit être respectée. Ce format imposé permettra au service de la recherche une copie automatique vers d'autres documents à usage interne ou externe.
- Tous les fichiers doivent être déposés en 2 formats : au format PDF et dans des formats éditables (DOC, ODT ou RTF, XLS, ODS, etc.) pour les besoins exclusifs du Service de la Recherche. L'ensemble des fichiers doit être regroupé dans un fichier archive (par exemple au format ZIP) et déposé sur la plate-forme de téléchargement <http://melanissimo.developpement-durable.gouv.fr> du ministère, aux adresses de Anne-Sophie Carpentier (anne-sophie.carpentier@developpement-durable.gouv.fr) et Robin Goffaux (robin.goffaux@fondationbiodiversite.fr) en indiquant en objet l'acronyme de votre projet. Nous vous invitons à vous mettre en copie du mail afin de vous assurer du bon déroulement du dépôt numérique.
- Un envoi sous forme électronique suffit dans un premier temps. Nous vous demanderons l'envoi papier une fois le rapport validé par le Conseil scientifique (en 3 exemplaires recto-verso, interligne simple, sans couverture plastique ni spirales, adressés à Anne-Sophie Carpentier au MEEM).
- Les documents de ce rapport, en dehors de l'éventuelle partie confidentielle, serviront aussi bien pour l'évaluation finale du projet que pour la valorisation des résultats.
- Les versions électroniques des résumés et de la synthèse de votre rapport doivent impérativement nous parvenir sous format modifiable afin de pouvoir être réutilisés pour valorisation ou publiés (après relecture de votre part), ainsi que sous format pdf.



RESCAPE

RESISTANCE DES PAYSAGES AGRICOLES AUX TRANSFERTS DE PESTICIDES DANS LES SOLS ET LES ORGANISMES VIVANTS

RESistance of agricultural landSCAPEs to
pesticide transfers in soils and living organisms

Programme Evaluation et réduction des
risques liés à l'utilisation des Pesticides
APR 2014 « Résistances et pesticides :
Résister aux bioagresseurs, vaincre les
résistances au changement pour réduire
les risques »

Rapport final- Novembre 2019

INRA, UMR1402 ECOSYS
RD 10 Route de St Cyr
78026 Versailles Cedex France
Dr Céline PELOSI
celine.pelosi@inra.fr

Date : 12/11/2019

**Action pilotée par le Ministère chargé du développement durable,
avec l'appui financier de l'Office national de l'eau et des milieux
aquatiques, par les crédits issus de la redevance pour pollutions
diffuses attribués au financement du Plan Ecophyto**

Table des matières

Synthèse	6
Contexte général.....	8
Objectifs généraux du projet.....	8
Quelques éléments de méthodologie (et éventuelles difficultés rencontrées)	9
Résultats obtenus	10
Implications pratiques, recommandations, réalisations pratiques, valorisation	21
Partenariats mis en place, projetés, envisagés	23
Pour en savoir plus (quelques références)	24
Liste des opérations de valorisation issues du contrat (articles de valorisation, participations à des colloques, enseignement et formation, communication, expertises...)	25
Résumés	30
Résumé court.....	30
Résumé long.....	30
Mots-clés.....	32
Abstract.....	33
Key words	34
Rapport scientifique	35
Annexe : textes des publications.....	94
Publications scientifiques parues.....	94
Publications scientifiques à paraître	94
Publications scientifiques prévues	94
Annexe : partie confidentielle	95

SYNTHESE

(destinée aux utilisateurs et gestionnaires publics)

(Environ 10 pages, hors liste des publications et autres valorisations)

Merci de rédiger l'ensemble de cette partie de manière à ce qu'elle soit aisément compréhensible par un utilisateur non spécialiste.

Vous mettrez en évidence les points qui vous paraissent les plus porteurs pour l'élaboration, le suivi ou la mise en œuvre de politiques publiques de diminution des risques environnementaux liés aux pesticides et notamment pour le plan Ecophyto.

Résistance des paysages agricoles aux transferts de pesticides dans les sols et les organismes vivants

RESCAPE

Nom du responsable scientifique du projet :

Céline PELOSI¹ & Clémentine FRITSCH²

Noms des autres partenaires scientifiques bénéficiaires :

Brice APPENZELLER³, Carole BEDOS¹, Pierre BENOIT¹, Colette BERTRAND¹, Sébastien BONTHOUX⁴, Vincent BRETAGNOLLE⁵, Giovanni CARIA⁶, Michaël COEURDASIER², Sylvie DAMY², Gaëlle DANIELE⁷, Sabrina GABA⁵, Benjamin LOUBET¹, Laure MAMY¹, Sylvie NELIEU¹, Francis RAOUL², Renaud SCHEIFLER, ² Emmanuelle VULLIET⁷, Pierre ZAGATTI¹

¹ UMR 1402 EcoSys, INRA – AgroParisTech – Université Paris-Saclay

² UMR 6249 Chrono-environnement CNRS - Université Bourgogne Franche-Comté Usc INRA

³ Luxembourg Institute of Health, Dpt of Population Health

⁴ INSA Centre Val de Loire - Ecole de la Nature et du Paysage

⁵ UMR 7372 CEBC, CNRS – Université de La Rochelle

⁶ Laboratoire d'Analyse des Sols d'Arras (LAS), INRA

⁷ UMR 5280 Institut des Sciences analytiques, CNRS – Université de Lyon

En français

CONTEXTE GENERAL*Quelle situation, quels enjeux motivent ce projet ?*

Les pratiques liées à l'intensification agricole d'après-guerre se sont traduites par une diminution de la diversité et de la connectivité paysagère, une perte des surfaces semi-naturelles (bois, haies, prairies), des changements dans la gestion des cultures et un recours important aux intrants chimiques comme les pesticides. Malgré les précautions prises par les agriculteurs pour limiter les « fuites » de pesticides, les applications entraînent des transferts dans l'atmosphère par dérive de pulvérisation et par volatilisation post-application depuis la surface traitée, et des transferts dans les sols par entraînement avec l'eau d'infiltration et de ruissellement. De nombreuses études ont montré que ces modifications du paysage et le recours important aux pesticides affectaient négativement la biodiversité, conduisant à un déclin des fonctions assurées par les organismes vivants et à une perte potentielle des services écosystémiques auxquels ils participent.

L'augmentation de la population mondiale nécessitant d'assurer une production alimentaire suffisante, il est essentiel de développer des pratiques agricoles durables conciliant une production alimentaire en quantité et de qualité et la protection des écosystèmes agricoles et naturels. De nombreux auteurs soulignent que pour atteindre cet objectif, les mesures de gestion doivent être mises en œuvre à l'échelle du paysage agricole. En effet, pour le cas des pesticides, l'organisation spatiale et temporelle des usages des sols et des activités agricoles influence les transferts de pesticides dans l'atmosphère, mais aussi dans les sols. De plus, le paysage joue sur la dynamique des organismes, conditionnant ainsi l'exposition aux pesticides et les impacts, et donc la résistance potentielle des systèmes cultivés aux bioagresseurs.

Le champ disciplinaire de l'**écotoxicologie du paysage**, introduit dans les années 90, s'appuie sur les cadres conceptuels de l'écologie du paysage et de l'écotoxicologie. Cette discipline, jusque-là peu explorée, est basée sur le fait que le paysage peut modifier le devenir, les patrons d'exposition et les effets des polluants à travers son influence sur la distribution spatiale des polluants, des habitats, des ressources et des organismes et sur de nombreux processus écologiques (ex. dynamiques de populations et de communautés, relations proies-prédateurs, trajectoires évolutives). L'écotoxicologie du paysage peut donc être utilisée pour améliorer notre connaissance fondamentale des processus de transferts et des effets des polluants à l'échelle des paysages agricoles. De plus, la manipulation des caractéristiques du paysage pourrait représenter un levier d'action pour maintenir ou améliorer la résistance des agrosystèmes à diverses perturbations naturelles et favoriser la durabilité des agrosystèmes.

OBJECTIFS GENERAUX DU PROJET

Le projet RESCAPE s'inscrit dans le contexte de réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides pour les écosystèmes. A l'heure où les pesticides font débat au niveau sociétal et où les scientifiques s'interrogent toujours sur le devenir dans l'environnement et l'innocuité de telles molécules pour la biodiversité et la santé humaine, les enjeux liés au projet RESCAPE sont nombreux. Le projet RESCAPE s'inscrit dans le cadre de l'écotoxicologie du paysage et vise à améliorer la connaissance des liens entre utilisation de pesticides et biodiversité en considérant le rôle du paysage, à la fois dans des conditions réelles de terrain et également par modélisation. Les paysages agricoles sont constitués d'une mosaïque de parcelles cultivées, de prairies fourragères et d'habitats semi-naturels ou naturels comme des haies, des bois, des prairies permanentes, des

bandes enherbées, et des friches. Ces parcelles et ces éléments paysagers sont considérés comme des réservoirs d'auxiliaires des cultures et de bioagresseurs, mais également comme des sources et des puits pour les pesticides utilisés sur les cultures et transférés hors des parcelles.

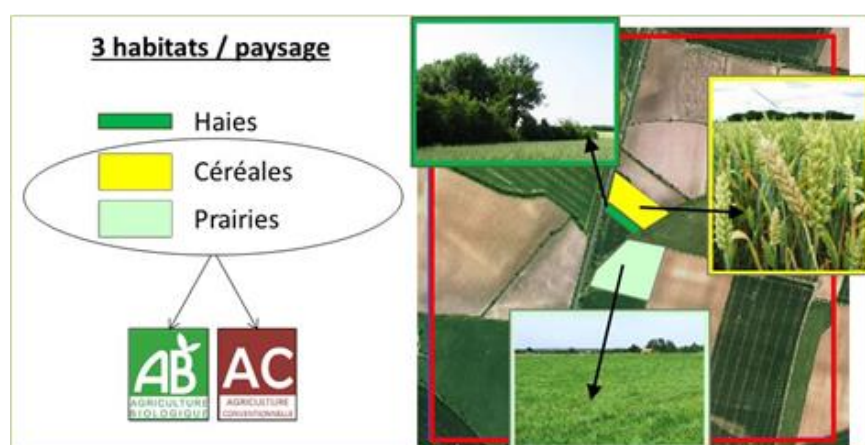
L'objectif du projet RESCAPE est de **déterminer les effets de l'usage des terres et de la gestion agricole (composition et configuration du paysage, pratiques culturales) sur la résistance des paysages aux transferts de pesticides dans les sols et dans les organismes vivants**. Ce projet vise à améliorer les connaissances sur la manière dont les éléments du paysage affectent la répartition spatiale des pesticides, l'exposition des organismes non-cibles et les impacts sur ceux-ci.

QUELQUES ELEMENTS DE METHODOLOGIE (ET EVENTUELLES DIFFICULTES RENCONTREES)

Le projet RESCAPE est basé sur des approches complémentaires de terrain et modélisation. Le projet a été conduit au sein d'une zone atelier appartenant au Réseau des Zones Ateliers du CNRS qui fait partie du réseau international LTERs. La Zone Atelier « Plaine & Val de Sèvre » (ZA PVS, www.zaplainevaldesevre.fr) est située dans le centre-ouest de la France à proximité de Niort. Sur cette zone de grande culture céréalière, on trouve également des zones bocagères et des éléments forestiers. Des travaux de recherche et des suivis environnementaux y sont menés depuis plusieurs décennies, permettant d'accéder à un réseau d'agriculteurs, à des données de pratiques agricoles, à des ressources cartographiques et à des données de suivi de la faune.

Au sein de cette zone d'étude, nous avons sélectionné 60 fenêtres paysagères de 1km de côté, sur la base de leurs caractéristiques paysagères et des pratiques culturales des exploitants. En effet, elles se répartissent le long de gradients indépendants (linéaire de haie, pourcentage de prairie et pourcentage de cultures biologiques) permettant de discriminer les effets des caractéristiques du paysage et des pratiques.

Au sein de chacune de ces 60 fenêtres paysagères, 3 éléments ont été échantillonnés (voir Schéma ci-dessous): une parcelle en céréales (le plus souvent du blé), une parcelle en prairie (la plus proche possible de la parcelle de céréales), ainsi qu'une haie (ou une zone boisée) adjacente dans la mesure du possible à la parcelle de céréales. Les parcelles étant cultivées soit en agriculture biologique (AB) soit en agriculture conventionnelle (AC).



Stratégie d'échantillonnage à l'échelle de l'habitat : 3 habitats par fenêtre de 1km² (60 fenêtres), les parcelles en céréales et les prairies pouvant être conduites en AB ou en AC.

Le projet s'est structuré autour d'une session de prélèvement qui a eu lieu au printemps 2016 dans les 180 sites de prélèvements (60 paysages x 3 habitats), et a permis d'acquérir les données et échantillons alimentant la réalisation des autres tâches du projet.

Il s'agissait:

- D'évaluer la biodiversité (captures de vers de terre, carabes et petits mammifères)
- D'échantillonner des sols et des animaux pour analyse des résidus pesticides dans les réseaux trophiques
- De recenser les données paysagères
- D'enquêter auprès des agriculteurs pour collecter des informations sur les traitements phytosanitaires, l'ensemble des pratiques agricoles et itinéraires techniques.

Les résidus de pesticides actuellement sur le marché ont été mesurés avec des méthodes d'analyses chimiques multi-résidus dans les sols et les invertébrés (31 molécules recherchées), ainsi que les poils de petits mammifères (70 molécules recherchées).

L'analyse des données acquises sur le terrain a ainsi permis de s'intéresser aux relations entre la biodiversité, l'exposition aux pesticides et les caractéristiques paysagères. La zone atelier (ZA) étudiée a également servi de base aux scénarii de modélisation de la dispersion des pesticides en fonction de la gestion des terres agricoles à l'échelle du paysage. Sur la base de ces résultats de terrain et de modélisation, des caractéristiques de paysage « à risque » ou « résistants » aux effets indésirables des pesticides ont été recherchées et des mesures de gestion proposées.

RESULTATS OBTENUS

Grâce aux données collectées sur le site d'étude, nous avons pu évaluer l'exposition des sols et des organismes non-cibles aux pesticides et estimer de quelle manière la composition du paysage influençait cette exposition. Cette réalisation a nécessité la mise au point de méthodes en chimie analytique permettant de mesurer les pesticides dans des matrices complexes comme le sol, les vers de terre, les carabes et les micromammifères. Ces avancées méthodologiques sont décrites dans une première partie, avant de présenter les résultats sur l'exposition des sols et des organismes. Les patrons de contamination des zones et des organismes non-cibles en fonction des pratiques et des éléments paysagers ont soulevé des questionnements sur les mécanismes de contamination. Ceux-ci sont abordés dans une 3^{ème} partie, qui traite du rôle du paysage et notamment des haies dans la résistance aux fuites de pesticides, en abordant le rôle des transferts atmosphériques. Enfin, en intégrant ces différents résultats, des pistes de gestion au niveau du paysage sont proposées afin d'augmenter la résistance des paysages agricoles aux transferts de pesticides dans les sols et les organismes vivants.

Des avancées méthodologiques en chimie analytique

Un premier défi dans le projet a été de définir la liste des pesticides qui seraient analysés.

En concertation entre les membres du consortium, 31 molécules organiques (12 herbicides, 10 fongicides et 9 insecticides, cf Tableau ci-contre) ont été retenues sur les critères suivants : fréquence et quantité d'utilisation sur la zone d'étude, potentiel d'émission vers l'atmosphère et persistance dans le sol, compatibilité dans une analyse multi-résidu.

HERBICIDES	FONGICIDES	INSECTICIDES
Acetochlor	Boscalid	Bifenthrin
Aclonifen	Cyproconazole	Cypermethrin
Clomazone	Epoxiconazole	Deltamethrin
Cloquintocet-mexyl	Fenpropidin	Imidacloprid
Cycloxydim	Fluoxastrobin	Lambda-cyhalothrin
Diflufenican	Metconazole	Pirimicarb
Dimethachlor	Metrafenone	Tau-fluvalinate
Metazachlor	Prochloraz	Thiacloprid
Napropamide	Propiconazole	Thiamethoxam
Pendimethalin	Pyraclostrobin	
Pyroxsulam		
S-metolachlor		

Liste des 31 pesticides mesurés dans le projet RESCAPE, en fonction de leur usage.

Le second défi consistait à obtenir, pour des poids de matrice réduits, des limites de quantification faibles afin de pouvoir analyser des traces de 31 pesticides appartenant à différentes familles et donc présentant des propriétés physicochimiques diverses.

L'optimisation de chaque étape du protocole analytique a permis de **développer des méthodes multi-résidus pour 31 molécules adaptées à chaque matrice, avec des limites de quantification très basses (80% étant inférieures à 1,5 ng g⁻¹), en travaillant sur de faibles prises d'essai (2,5 g de sol, 250 mg de vers de terre et 50 mg de carabes).**

Les analyses ont été effectuées par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (LC-MS/MS). Pour les vers de terre (espèce *Allolobophora chlorotica*), la méthode est basée sur la technique QuEChERS (Quick Easy Cheap Effective Rugged and Safe), qui consiste en une extraction liquide-liquide assistée par des sels, suivie d'une étape de purification. Chaque étape de la technique QuEChERS a été optimisée. Les performances analytiques de la méthode ainsi développée (rendements d'extraction, effets matrice, limites de détection et de quantification) ont été évaluées (cf Daniele et al., 2018). Nous avons vérifié qu'elles répondaient aux préconisations de la norme SANCO/12571/2013 relative à la validation des procédures pour l'analyse de résidus de pesticides.

Pour les carabes (espèces *Poecilus cupreus* et *Harpalus dimidiatus*), le protocole analytique développé et optimisé pour les vers de terre a été adapté à la faible masse des carabes. Ainsi une micro-extraction QuEChERS est réalisée en miniaturisant le protocole employé pour les vers de terre, permettant d'extraire seulement 50 mg de matrice.

Enfin, pour les sols, une quantification par étalonnage interne a été réalisée en utilisant 13 standards internes deutérés en mélange. Différentes méthodes d'extraction couramment utilisées dans les analyses de sol ont été testées : (i) la technique QuEChERS, (ii) la technique ASE (Accelerated Solvent Extraction) qui utilise l'association de la haute température et de la haute pression pour améliorer l'efficacité de l'extraction et (iii) l'extraction par ultrasons. Le protocole d'extraction combinant les ultrasons à une extraction QuEChERS en présence d'EDTA conduit aux meilleurs résultats et a été conservé. Les protocoles d'extraction des 31 pesticides dans les vers de terre, les carabes et les sols sont présentés dans la Figure ci-après.

Pour les micromammifères (*Crocidura russula* et *Apodemus sylvaticus*), l'enjeu était encore différent, puisqu'il a été décidé en début de projet de travailler avec des méthodes non létales. Il a fallu rechercher et choisir une matrice prélevable de manière peu invasive mais pertinente pour un dosage de pesticides, en l'occurrence les poils, et établir une collaboration avec une équipe de recherche spécialisée sur ce type de matrice et sur de faibles prises d'essai (50 mg). Les dosages ont été réalisés par un laboratoire travaillant en épidémiologie humaine, le Luxembourg Institute of Health, qui travaille de longue date sur le développement et le dosage en routine de pesticides dans les cheveux. Le menu analytique a permis de mesurer 70 molécules (molécules mères et métabolites), avec 19 communes à celles analysées dans les sols et les invertébrés.

Les analyses réalisées dans les poils pour une large gamme de molécules avec de faibles limites de quantification valident ce protocole peu invasif pour suivre l'exposition de la faune sauvage aux pesticides.

• Peser 250 mg de ver de terre dans un tube de 50 mL en polypropylène	• Peser 50 mg de carabes dans un tube eppendorf de 2 mL
• Ajouter 6 mL d'H ₂ O • Ajouter un barreau en céramique	• Ajouter 500 µL d'H ₂ O • Ajouter 7 billes de Zirconium
• Ajouter 3 mL d'heptane	• Ajouter 200 µL d'heptane
• Ajouter 5 mL d'ACN • Vortexer et ajouter un sachet de tampon citrate	• Ajouter 500 µL d'ACN • Vortexer et ajouter 500 mg de tampon citrate
• Vortexer + centrifuger (3min à 6000rpm)	• Vortexer 1 min + agiter 2 min à 4000 apm + centrifuger (2 min à 10000 rpm)
• Récupérer 3mL de surnageant et les mettre dans un tube de dSPE (PSA/C18)	• Récupérer 300 µL de surnageant et les mettre dans un tube de dSPE (PSA/C18)
• Procéder à une 2 ^{ème} extraction sur le même échantillon : • Ajouter 5 mL d'ACN dans le tube de 50 mL - vortexer + centrifuger • Récupérer 5mL de surnageant et les mettre dans le tube de dSPE PSA/C18 (V _{tot} 8mL)	• Procéder à une 2 ^{ème} extraction sur le même échantillon : • Ajouter 500 µL d'ACN dans le tube eppendorf - vortexer + agiter + centrifuger • Récupérer 500 µL de surnageant et les mettre dans le tube de dSPE PSA/C18 (V _{tot} 800 µL)
• Purifier par dSPE PSA/C18 • Vortexer + centrifuger (3min à 6000rpm)	• Purifier par dSPE PSA/C18 • Vortexer + centrifuger (3min à 6000rpm)
• Récupérer 6 mL de surnageant, ajouter 100 µL de DMSO et évaporer sous azote à 25°C	• Récupérer 600 µL de surnageant, ajouter 100µL de DMSO et évaporer sous azote à 25°C
• Reprendre l'échantillon avec 800 µL d'H ₂ O et 100µL de ¹³ C-phénacétine à 200 ng/mL	• Reprendre l'échantillon avec 800 µL d'H ₂ O et 100 µL de ¹³ C-phénacétine à 200 ng/mL
• Injecter 2 µL en LC-MS/MS	• Injecter 2 µL en LC-MS/MS

• Peser 2,5 g de sol dans un tube de 50 mL en polypropylène • Dopage du sol avec 500 µL du mélange de standards internes deutérés
• Après 12h, ajouter 6 mL d'H ₂ O + 0,1M EDTA • Ajouter un barreau en céramique
• Laisser 15 min aux ultrasons à 30 °C
• Ajouter 5 mL d'ACN • Vortexer et ajouter un sachet de tampon citrate
• Vortexer + centrifuger (3min à 6000rpm)
• Récupérer 3 mL de surnageant et les mettre dans un tube de dSPE (PSA/C18)
• Procéder à une 2 ^{ème} extraction sur le même échantillon : • Ajouter 5 mL d'ACN dans le tube en polypropylène (vortexer + centrifuger) • Récupérer 5mL de surnageant et les mettre dans le tube de dSPE PSA/C18 (V _{tot} 8mL)
• Purifier par dSPE PSA/C18 • Vortexer + centrifuger (3 min à 6000 rpm)
• Récupérer 6 mL de surnageant, ajouter 100 µL de DMSO et évaporer sous azote à 25°C
• Reprendre l'échantillon avec 800 µL d'H ₂ O et 100 µL de ¹³ C-phenacetine à 200 ng/mL
• Injecter 2 µL en LC-MS/MS

Protocole d'extraction des 31 pesticides dans les vers de terre (en haut à gauche), les carabes (en haut à droite) et les sols (en bas à gauche).

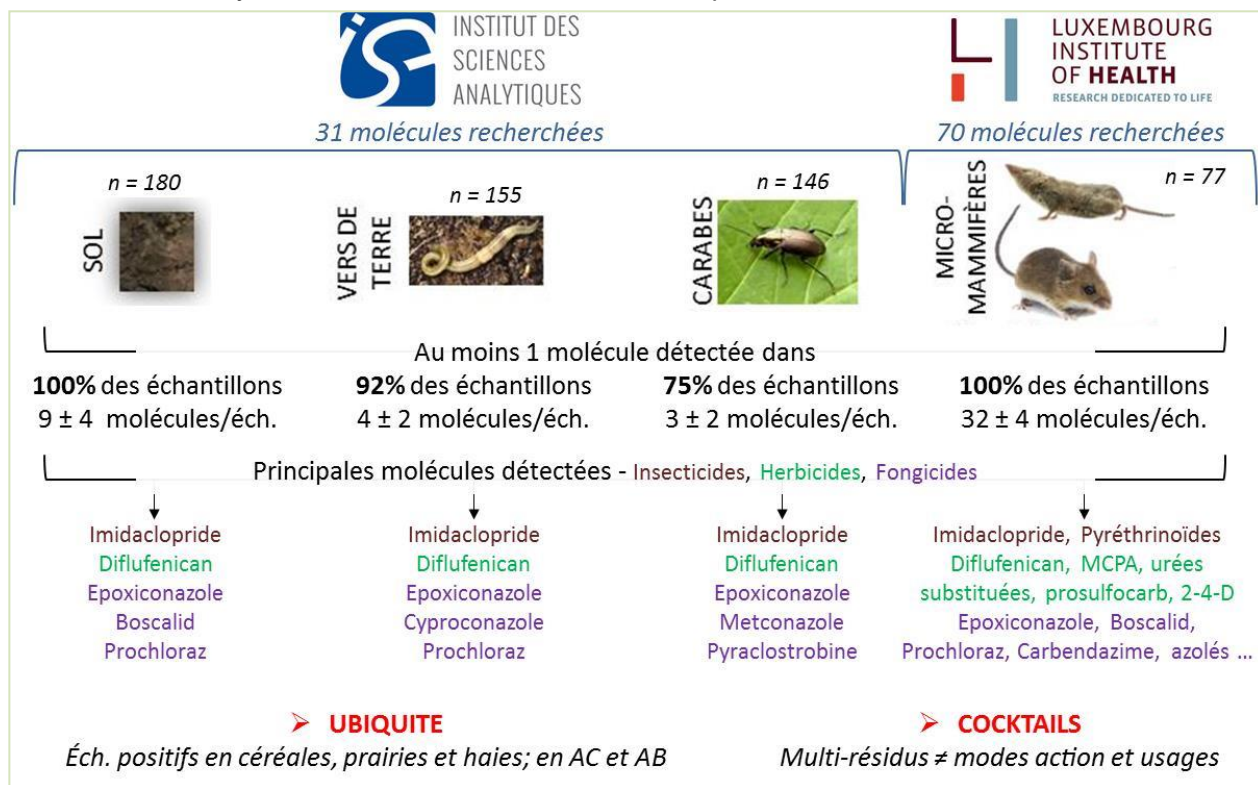
Exposition aux pesticides des sols et des organismes non-cibles

Les analyses de résidus de pesticides nous ont permis de relever trois résultats majeurs :

- Une **ubiquité de l'exposition des sols et de la faune**, puisque des échantillons positifs avec au moins une molécule détectée ont été trouvés dans tous les types d'habitats (céréales mais aussi prairies et haies) en agriculture conventionnelle et en agriculture biologique (cf figure de synthèse ci-dessous);

- Une exposition à des **cocktails de molécules** impliquant au moins un insecticide, un fongicide et un herbicide. En effet, les analyses réalisées sur les sols et sur l'ensemble des organismes vivants étudiés dans ce projet s'accordent à montrer une contamination quasi-systématique par l'insecticide imidaclopride, l'herbicide diflufenican et le fongicide époxiconazole (cf figure de synthèse ci-dessous).

Synthèse des résultats sur les résidus de pesticides dans les sols et la faune.



Le projet RESCAPE met ainsi en lumière que les sols et les organismes non-cibles sont exposés à des mélanges de fongicides, herbicides et insecticides dans les paysages agricoles.

- Les zones traitées par les pesticides (ex. cultures céréalières) sont les plus contaminées, avec un plus grand nombre de molécules et de plus fortes concentrations retrouvées dans les sols et les animaux, même si les résultats sont contrastés chez les petits mammifères qui montrent une forte exposition lorsque capturés dans les haies. Même si les zones non traitées ne sont pas exemptes de pesticides, les habitats semi-naturels (ex. prairies et haies) sont dans la plupart des cas moins contaminés que les parcelles « cibles » des pesticides. Ainsi, ces zones pourraient servir de refuges aux organismes dans les paysages agricoles.

Le projet RESCAPE met en évidence l'importance des infrastructures agro-écologiques et des zones non-traitées (semi-naturelles ou en AB), où l'exposition des milieux et des organismes non-cibles est moindre, comme zones refuges dans la mosaïque du parcellaire agricole.

Concernant les sols (n=180), seules 4 des 31 molécules recherchées n'ont jamais été détectées (i.e. cycloxydime, bifenthrine, deltaméthrine, lambda-cyhalothrin). 100% des sols contenaient au moins une matière active. Le diflufenican, l'imidaclopride, le boscalid, et l'époxiconazole ont été trouvés dans respectivement 90%, 90%, 86%, and 81% des échantillons. Les combinaisons les plus fréquentes étaient un insecticide (imidaclopride),

un herbicide (diflufenican), et un fongicide (soit le boscalid dans 74% des échantillons, l'époxiconazole dans 71%, ou le prochloraz dans 45% des échantillons).

De manière générale, significativement plus de molécules et à des concentrations plus fortes ont été mesurées dans les sols de cultures céréalières que dans les haies ou les prairies. De même, pour les 6 substances actives les plus détectées dans les sols, les concentrations moyennes sont entre 6 (époxiconazole) et 184 fois (diflufenican) supérieures dans les céréales que dans les prairies, les haies présentant des valeurs intermédiaires.

Dans les habitats non traités (haies, parcelles en AB et prairies permanentes), 85% des échantillons de sol contiennent tout de même plus de 3 molécules. La moyenne dans les parcelles céréalières en AB est de 6,4 molécules par échantillon de sol. Dans les prairies a priori non traitées, la moyenne est de 5,3 molécules/échantillon de sol.

Pour les **vers de terre** (*A. chlorotica*, $n=155$), les résultats témoignent, comme pour les sols, d'une ubiquité de l'exposition des vers de terre: 92% d'individus positifs (i.e. au moins une molécule détectée sur les 31 recherchées) avec en moyenne 4 ± 2 molécules détectées par individu. Un nombre moins important de pesticides ont été trouvés chez les vers de terre en comparaison avec les sols, mais à de plus fortes concentrations, suggérant un processus de bioaccumulation de certaines molécules. Dix-sept molécules différentes ont été détectées au moins une fois. Les cocktails les plus fréquents sont les mêmes que pour les sols : l'insecticide imidaclopride, l'herbicide diflufenican et un fongicide, soit l'époxiconazole (33% des échantillons), soit le cyproconazole (27%).

Comme pour les sols, significativement plus de molécules et à des concentrations plus fortes ont été mesurées dans les vers de terre provenant de cultures céréalières que dans ceux des haies ou des prairies. Pour les substances actives les plus détectées dans les vers, les concentrations moyennes sont entre 3 (époxiconazole) et 70 fois (diflufenican) supérieures dans les céréales que dans les prairies, les haies présentant souvent des valeurs intermédiaires. Malgré l'ubiquité de l'exposition, les haies, les prairies permanentes et les parcelles en bio (i.e. zones sans applications pesticides) sont des zones où l'exposition des vers de terre aux pesticides était plus faible, et peuvent donc constituer des zones de refuge.

Pour les **carabes** (*P. cupreus* et *H. dimidiatus*, $n=146$), 19 molécules différentes ont été détectées au moins une fois, et les molécules les plus fréquentes sont l'herbicide diflufenican (55% des échantillons) et les fongicides pyraclostrobine, metconazole et époxiconazole. Les résultats montrent des patrons de contamination similaires entre les deux espèces étudiées : un peu plus de 75% d'individus positifs (i.e. au moins une molécule détectée) avec en moyenne 3 ± 2 molécules détectées par individu. On observe cependant quelques petites différences, notamment des concentrations plus importantes de l'insecticide imidaclopride chez les individus *P. cupreus* ($5.06 \pm 24.29 \text{ ng g}^{-1}$; espèce omnivore) en comparaison aux individus *H. dimidiatus* ($0.06 \pm 0.34 \text{ ng g}^{-1}$; espèce granivore). Nous avons également trouvé que le type d'habitat échantillonné conditionne l'occurrence (i.e. nombre d'échantillons positifs), le nombre de molécules retrouvées par échantillon, et les concentrations moyennes en pesticides retrouvées dans les carabes. Contrairement aux parcelles de céréales, les haies et les prairies sont des zones peu exposées aux pesticides, et qui peuvent donc constituer des zones refuges où l'exposition de ces organismes non-cibles est moindre. Les parcelles en AB et les prairies permanentes sont également des zones où l'exposition des carabes aux pesticides est plus faible.

Chez les **micromammifères** (crocidure musette *Crocidura russula* et mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus*; $n=77$) 22 à 40 molécules par individu ont été détectées. Parmi les

molécules les plus détectées en termes de fréquence et/ou de concentrations on observe celles retrouvées chez les autres groupes comme des fongicides azolés (e.g. époxiconazole, cyproconazole, tébuconazole, prochloraz), des insecticides néonicotinoides (e.g. imidaclopride, thiaclopride) et des carboxamides tels que le boscalid et le diflufenican. De nombreuses autres molécules sont largement détectées, parmi lesquelles des herbicides (e.g. MCPA, 2, 4-D, pendiméthaline, metolachlor, rosulfocarbe, dichloprop, lenacil), des métabolites d'insecticides (e.g. pyréthrinoides et chlorpyrifos), et des fongicides autres qu'azolés (e.g. carbendazim, azoxystrobine, pyraclostrobin).

Les analyses montrent des différences entre le nombre de molécules détectées, les concentrations et les profils d'exposition aux différentes molécules entre les deux espèces. Les contaminations sont plus fortes chez les musaraignes insectivores que chez les mulots omnivores, suggérant une influence des traits écologiques sur les patrons d'exposition.

Les musaraignes capturées en haies et en cultures sont plus fortement contaminées que celles capturées en prairie. Aucune différence significative n'a été détectée entre les parcelles en AB et en AC.

Comme pour les autres groupes étudiés, les habitats semi-naturels pourraient être des refuges, où des animaux exposés dans les parcelles traitées alentours se concentrent à certaines périodes. Cela dit, ils peuvent aussi s'avérer être des « pièges écologiques » si l'exposition aux pesticides y est favorisée et atteint des seuils toxiques. Les mécanismes en jeu sont complexes sur des organismes mobiles et à ces niveaux trophiques : des études complémentaires sont requises pour évaluer les risques et affiner la compréhension des processus sous-jacents.

Puisque les liens entre concentrations internes et effets sont mal connus en raison du manque de données, nous avons cherché ici à évaluer les risques potentiels pour les organismes sur la base des concentrations dans les sols. Les concentrations environnementales prédites dans les sols (*Predicted environmental concentrations*; PEC) sont dépassées pour 5 à 11 molécules (ce qui concerne entre 8% et 94% échantillons) en fonction du type de PEC considérées (par exemple initiale après traitement, long terme ou plateau). Les principales molécules atteignant des valeurs supérieures aux PEC sont le boscalid, le cyproconazole, l'époxiconazole, le prochloraz (fongicides), le diflufenican, et le pyroxsulam (herbicides). Les valeurs mesurées dans les sols sont au-dessus des seuils toxiques pour les vers de terre (*espèce Eisenia fetida*) pour le boscalid ou l'époxiconazole pour 11% des échantillons de sol. Il est à noter que les valeurs de PEC ou de seuils toxiques ne sont pas disponibles pour l'ensemble des molécules étudiées, ce qui peut minimiser l'évaluation du risque pour un certain nombre de composés. De plus, les seuils toxiques concernent des tests pour une molécule seule, alors que les organismes sont exposés à des molécules en mélange qui pourraient avoir des effets additifs ou synergétiques. Cela implique une sous-estimation de l'évaluation du risque basée sur les seuils fournis dans les documents d'homologation.

Sur la base des concentrations mesurées dans les sols et des données disponibles dans la littérature ou les documents d'homologation, les résultats mettent en lumière un risque potentiel lié aux pesticides pour l'environnement.

Influence du paysage sur l'exposition aux pesticides des milieux et des organismes non-cibles

L'objectif principal du projet RESCAPE était d'améliorer les connaissances sur les facteurs, et notamment les caractéristiques du paysage, pouvant affectent la répartition spatiale des pesticides et l'exposition des organismes non-cibles.

Nous avons donc testé l'influence de plusieurs variables locales et paysagères (listées dans le tableau ci-dessous) sur les profils de contamination des sols et des animaux (i.e. nature et concentration des différents pesticides mesurés).

Type de variables	Variable
Variables locales	Habitat (Céréale, Prairie ou Haie)
	Traitement (habitat traité ou non traité par des pesticides)
Variables paysagères (calculées à l'échelle d'1km ² autour des points d'échantillonnage) de composition et configuration	Surface AB (ha)
	Surface prairies (ha)
	Surface haies (ha)
	Surface éléments boisés (ha)
	Taille moyenne du parcellaire agricole (ha)
	Agencement éléments boisés (Indice de cohésion)
	Diversité habitats (Indice de diversité de Shannon)

Comme nous l'avons déjà évoqué, le type d'habitat est la variable qui conditionne en premier lieu les profils de concentration en pesticides dans les sols, les vers de terre, et les carabes : les haies et les prairies peuvent être, en comparaison aux parcelles de céréales, considérées comme des zones refuges, où l'exposition des milieux et des organismes non cibles est moins importante.

L'influence du paysage dépend quant à elle de la matrice étudiée (sol, vers de terre, carabes ou petits mammifères), peut-être en lien avec la mobilité des organismes et leur capacité à se déplacer entre zones traités et zones refuges. Elle dépend également, pour chaque matrice étudiée, des molécules pesticides prises en compte, probablement en lien avec leurs propriétés physico-chimiques qui conditionnent leur comportement dans l'environnement. Il est donc difficile d'identifier des contextes paysagers « résistants », ou inversement des contextes paysagers « à risque » (c'est-à-dire des contextes où l'exposition des milieux et des organismes est importante) aux transferts de pesticides.

Cependant, on observe d'une façon générale que certains habitats (telles que les haies ou prairies) ainsi que l'augmentation des surfaces en habitats non traités (parcelles en AB, éléments boisés) et la réduction de la taille moyenne des parcelles sont associés à une exposition plus faible des milieux (sols) et des organismes non-cibles aux pesticides.

Afin de pouvoir proposer des recommandations de gestion du paysage pertinentes, il semble nécessaire de consolider ces premiers résultats, en renforçant notamment l'effort d'échantillonnage et en élargissant le jeu de données actuel (ex. plusieurs années, plusieurs zones géographiques et contextes agro-pédo-climatiques), mais aussi en affinant la compréhension des mécanismes en jeu. Ces recherches complémentaires nous paraissent indispensables pour aboutir à des propositions d'optimisation de l'agencement des éléments constitutifs du paysage pour limiter les effets négatifs non intentionnels des pesticides et favoriser la biodiversité agricole bénéfique à la santé des agroécosystèmes.

Influence des pratiques phytosanitaires et du paysage sur la biodiversité

Nous avons mis en évidence dans les parties précédentes du rapport que les organismes non-cibles étaient exposés aux pesticides et que des caractéristiques du paysage pouvaient influencer cette exposition. Nous avons voulu, dans cette partie :

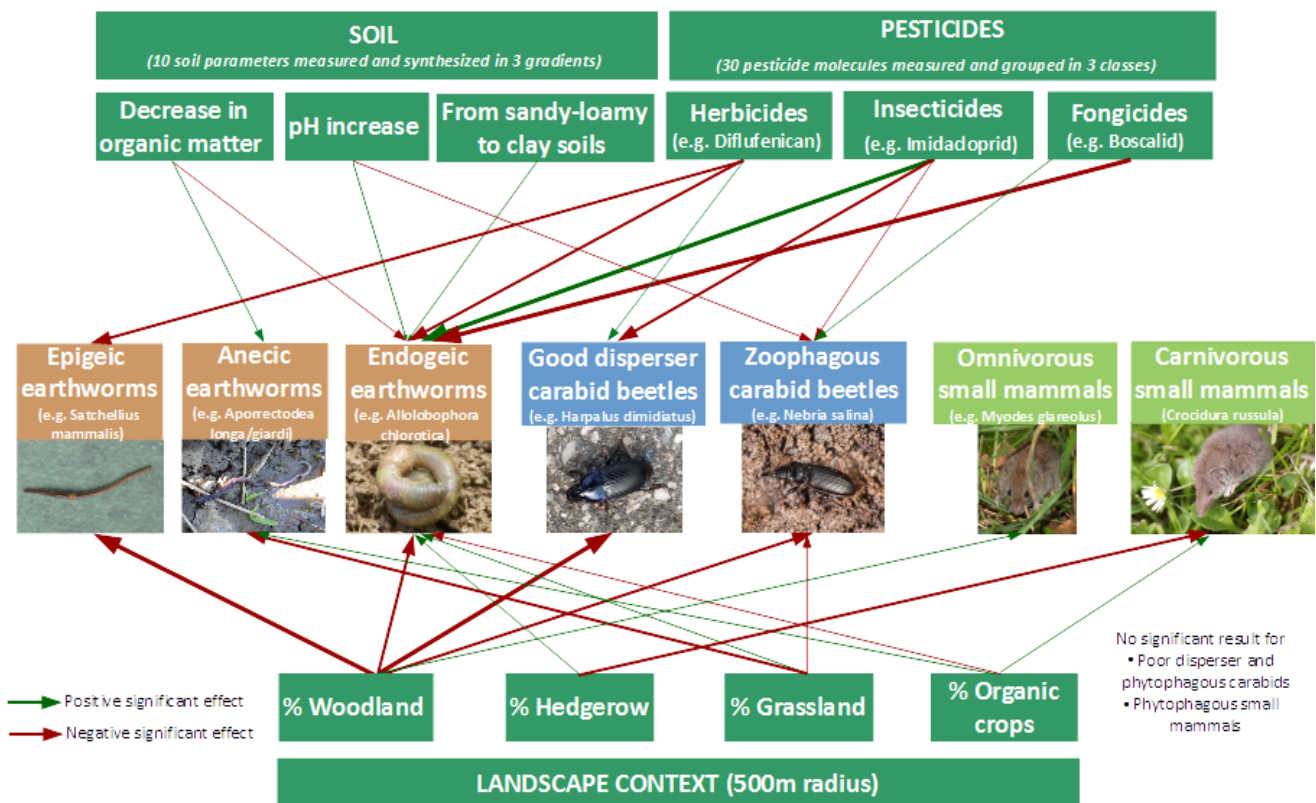
- Tester s'il était possible de relier des caractéristiques du milieu, dont la contamination du sol, à la biodiversité, et ce à l'échelle des communautés des organismes étudiés (vers de terre, carabes et micromammifères)
- Démêler l'influence respective des différents facteurs : paysage et contamination des sols en pesticides.

Nous avons analysé les assemblages d'espèces des trois groupes taxonomiques : vers de terre, carabes et petits mammifères, en se focalisés sur les données récoltées dans les haies ($n=60$). L'abondance totale des individus de chacun des taxons mais également les réponses de différents groupes fonctionnels avec des besoins écologiques contrastés ont été étudiées. Ces groupes appartiennent en effet à des niveaux trophiques différents (décomposeurs, consommateurs primaires et secondaires) et possèdent des capacités de dispersion très variées (de faibles sur quelques mètres pour les vers de terre à élevées sur plusieurs centaines de mètres pour les micromammifères). Nous nous attendons donc à avoir des réponses variées de ces trois groupes à différentes variables locales et paysagères.

Nous avons utilisé comme variables explicatives des données qui reflètent des facteurs écologiques agissant à deux échelles :

- localement à l'échelle de la haie, nous avons pris en compte les propriétés physico-chimiques des sols et les concentrations en pesticide dans ces sols (concentrations totales en herbicide, en fongicide et en insecticide dans les sols)
- à l'échelle du paysage, les trois gradients décorrélés de surfaces en AB, en prairies et en haies ont été considérés. Un gradient de surface boisé a également été intégré.

Les résultats montrent des effets des différents facteurs explicatifs locaux et paysagers sur les abondances des organismes considérés, avec des réponses contrastées en fonction des groupes biologiques fonctionnels (figure de synthèse ci-dessous).



Localement, les caractéristiques physiques et chimiques du sol expliquent les variations d'abondances des vers de terre (augmentation de l'abondance totale et de celle des endogés avec la quantité d'argile).

La concentration en pesticide dans les sols joue un rôle important, notamment sur les vers de terre et les carabes. Cependant, le sens et l'intensité des effets diffèrent en fonction du type d'action des pesticides considérés ainsi que de la fonction écologique et du niveau trophique du groupe biologique d'intérêt.

Ainsi, on observe :

- un effet négatif des herbicides et des fongicides sur les vers de terre (abondance totale et des trois catégories écologiques).

- une augmentation de l'abondance des vers endogés avec l'augmentation des concentrations d'insecticides dans les sols, ce qui pourrait être lié à une diminution de la pression de prédation, notamment par les carabes zoophages qui répondent négativement aux insecticides.

Les pesticides semblent donc avoir des effets directs et indirects sur les abondances des organismes, en agissant à la fois sur les traits d'histoire de vie (survie, croissance, reproduction, structure des populations) et sur une dégradation de la qualité de l'habitat, une modification des ressources alimentaires ou de la densité de prédateurs.

Ce travail met en évidence un effet des concentrations pesticides mesurées dans les sols sur les communautés d'organismes non cibles, et notamment sur les abondances de plusieurs groupes de vers de terre et des carabes, ce qui pourrait *in fine* modifier le fonctionnement des agroécosystèmes (fertilisation des sols, prédation des ravageurs des cultures, etc.).

A l'échelle du paysage, la présence de pesticides dans les sols était abordée à travers les surfaces cultivées en AB, auxquelles des réponses contrastées, positives ou négatives, sont observées pour les vers de terre et les micromammifères. Cependant, au sein des parcelles en agriculture biologique subsiste une large variabilité de pratiques (comme l'intensité du travail du sol) qui peuvent avoir des effets importants sur les organismes considérés et expliquer ces disparités de réponses.

Il existe une relation positive entre les surfaces en AB dans le paysage et l'abondance de petits mammifères insectivores. La diminution de l'usage de pesticides à l'échelle du paysage semble donc avoir un effet positif sur l'abondance de certains organismes pouvant jouer le rôle d'auxiliaires.

Ces résultats montrent l'action bénéfique d'une diminution de concentrations en pesticides dans l'environnement non seulement locale à l'échelle de la parcelle, mais également à l'échelle de la mosaïque de zones non traitées dans le parcellaire pour favoriser les abondances d'auxiliaires.

Nous observons des résultats contrastés sur les abondances des différents groupes avec l'augmentation des quantités de haies et de bois dans le paysage. Ceci est pour part en adéquation avec les exigences écologiques des espèces, et peut parallèlement être la conséquence d'une dilution des individus dans des paysages globalement favorables : la quantité d'éléments semi-naturels génère potentiellement un gain d'abondance global (notamment un gain d'abondance dans les parcelles agricoles adjacentes), mais une diminution locale. Ainsi, si les proportions d'habitat semi-naturel de type prairie, ou haies et bosquets sont corrélés négativement à l'abondance de certains groupes, elles le sont positivement pour d'autres groupes fonctionnels, mettant en évidence l'intérêt de favoriser l'hétérogénéité des habitats dans la mosaïque paysagère pour favoriser la diversité des organismes dans les écosystèmes agricoles.

Les résultats mettent en lumière l'intérêt de favoriser l'hétérogénéité des habitats dans la mosaïque paysagère pour favoriser la diversité fonctionnelle des organismes, et donc le potentiel de diversité pourvoyeuse de services.

Rôle des haies dans la dispersion atmosphérique des pesticides

Les résultats de terrain exposés dans les parties précédentes ont permis de mettre en évidence des patrons de contamination des zones et des organismes non cibles, en fonction des pratiques et des éléments paysagers. Cela soulève des questionnements sur les mécanismes de contamination. Dans cette partie, nous avons utilisé une approche de modélisation pour explorer le potentiel d'émission (par volatilisation en post-application) vers l'atmosphère et de dispersion atmosphérique des pesticides utilisés localement. Nous avons ensuite modélisé les dépôts gazeux en aval de la parcelle traitée sur des écosystèmes non-cibles en fonction des pratiques phytosanitaires et de l'organisation du paysage (cf schéma ci-dessous).

Trois fenêtres paysagères de la ZAPVS ont été sélectionnées, permettant de définir 8 configurations spatiales (i.e. configuration qui diffèrent en termes de localisation des haies par rapport à la parcelle de blé, en amont ou en aval, à différentes distances, ainsi que de la taille de la parcelle de blé) sur lesquelles nous avons prédit la dispersion atmosphérique des pesticides volatilisés depuis la parcelle de blé.

Le calcul des concentrations dans l'air en pesticides et de leur dépôt sur une zone non-cible (haie ou prairie) a été fait sur une des configurations en considérant notamment les flux de volatilisation estimés par un modèle d'émission pour différentes substances actives et les champs de dispersion pour un flux de volatilisation normalisé et une vitesse de vent donnée. Puis des dépôts ont été calculés et cumulés dans le temps (30j) et dans l'espace sur la cible.

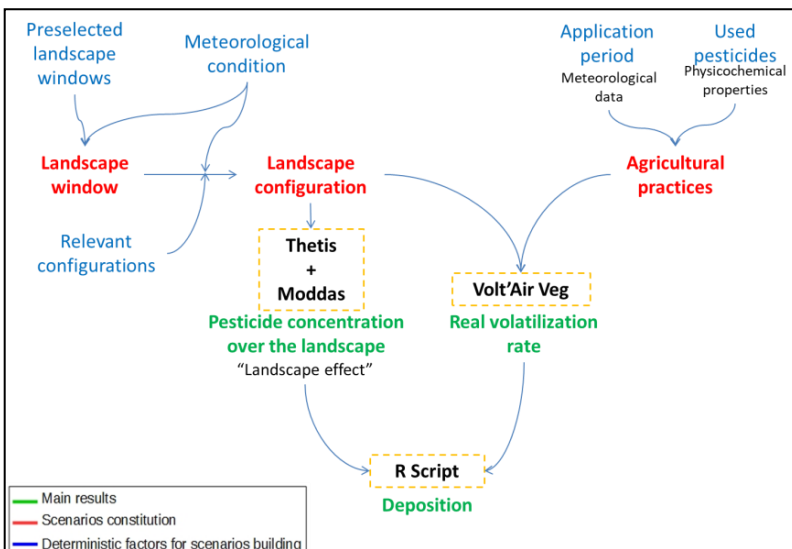


Schéma de couplage des modèles de volatilisation et dépôt des pesticides

Ce travail a été mené pour les pesticides ci-contre :

Herbicides (2)	Insecticides (4)	Fongicides (9)	
Cloquintocet-mexyl Diflufénicanil	- Alpha-cyperméthrine - Zeta-Cyperméthrine - lambda-cyhalothrine - Cyperméthrine	- Boscalid - Cyproconazole - Epoxiconazole - Imidaclopride - Métconazole	- Métrafénone - Prochloraz - Propiconazole - Pyraclostrobine

Cet exercice de modélisation a permis d'identifier les **facteurs prépondérants gouvernant la dispersion atmosphérique des pesticides dans les configurations décrites et leur dépôt ultérieur sur un écosystème non-cible** :

- des haies par rapport à la parcelle traitée : **les haies en amont ET en aval de la parcelle source** affectent le dépôt dans les parcelles adjacentes, avec **moins de dépôt dans les zones non-cibles** surtout si elles sont situées à contre-sens des vents,

- la distance à la source et l'épaisseur des haies influencent l'effet de la haie sur la dispersion des pesticides dans le paysage en modifiant l'énergie cinétique turbulente.
- **Si l'épaisseur de la haie augmente, les concentrations dans l'air tendent à diminuer. Une haie située trop loin de la parcelle traitée n'a pas d'effet** sur la dispersion atmosphérique du pesticide.

Nous avons pu mettre en évidence que **les pesticides** (propriétés physico-chimiques) **utilisés et la période d'application** (printemps ou hiver) **influencent les niveaux de concentrations dans l'air et le dépôt sur les zones non-cibles** en modifiant les émissions par volatilisation. Ainsi, la quantité de dépôt est largement plus élevée en cas d'application au printemps qu'en hiver. Cela peut s'expliquer par le fait que le taux de volatilisation est plus élevé à partir du couvert végétal (printemps) qu'à partir du sol nu (hiver) en raison du phénomène d'adsorption des pesticides gazeux par le sol nu.

En comparant les résultats de modélisation et les mesures de pesticides dans les sols, nous avons pu établir que les pesticides appliqués sur la parcelle de blé se retrouvaient quasi systématiquement dans le sol de la haie. Les ordres de grandeurs des concentrations obtenues par modélisation étaient comparables à celles retrouvées dans le sol ou un peu plus faibles, en fonction des fenêtres considérées.

Ainsi, pour un certain nombre des composés étudiés, la voie atmosphérique est une voie effectivement potentielle de transfert vers des écosystèmes non cibles, et les infrastructures écologiques comme les haies permettent de limiter les dépôts de pesticides sur les zones non-cibles adjacentes.

Ce volet de l'étude a montré que des outils de modélisation sont disponibles pour évaluer la contribution de la voie atmosphérique à la contamination d'écosystèmes non-cibles aux pesticides utilisés localement.

Les résultats obtenus suggèrent que **la volatilisation des pesticides en post-application peut être impliquée dans la dispersion des pesticides dans l'environnement** (ici évaluée à l'échelle locale), **selon la configuration locale du paysage** (présence, localisation et caractéristiques de haies, distance à la source) et des propriétés physico-chimiques des substances utilisées.

La dispersion des pesticides par voie atmosphérique depuis les parcelles traitées dans le paysage agricole alentour pourrait donc en partie expliquer les valeurs de résidus de pesticides détectés dans les zones non traitées et les dépassements des valeurs de PEC.

Pour aller plus loin, il serait nécessaire dans une analyse ultérieure de (i) prendre en compte les dépôts par dérive des gouttelettes de pulvérisation lors de l'application (non pris en compte ici), (ii) d'analyser la dissipation ultérieure des pesticides déposés dans les sols, et (iii) de prendre en compte la contribution de plusieurs sources (i.e. plusieurs parcelles traitées) et de plusieurs facteurs (caractéristiques de la haie, conditions météorologiques locales) à l'exposition des écosystèmes non-cibles.

Les infrastructures agroécologiques telles que les haies en bordure de parcelle traitée permettent de limiter les dépôts atmosphériques provenant de parcelles traitées sur les zones adjacentes, pouvant permettre de mitiger la contamination de sols non-cibles de parcelles alentours. Cependant ces sols boisés peuvent parallèlement concentrer les pesticides localement dans les sols boisés en comparaison avec les sols d'habitats ouverts.

Quels leviers au niveau du paysage ?

Pour synthétiser, si l'on considère les différents points abordés pour limiter les effets non-intentionnels des pesticides (contaminations par les pesticides des sols et de la faune non-cible, dispersion atmosphérique des pesticides vers les zones non-cibles, et biodiversité taxonomique et fonctionnelle), les leviers paysagers communs sont les suivants :

→ La présence d'infrastructures agro-écologiques de type « zone arbustive » dans le paysage permet de limiter les contaminations et de favoriser la biodiversité de certains groupes taxonomiques auxiliaires (ingénieurs du sols, insectivores).

→ La présence de zones non-traitées par les pesticides dans la mosaïque paysagère comme les parcelles en AB, les prairies permanentes et les haies ou les bosquets permettent de diminuer l'exposition des sols et de la faune non-cible aux pesticides, de créer des zones refuges, et de favoriser la diversité fonctionnelle.

→ L'effet positif des infrastructures comme les haies est plus marqué lorsque les haies sont (1) suffisamment larges et hautes et (2) en bordure des parcelles traitées.

→ Les surfaces et la disposition des zones non traitées sont à considérer pour être efficace : plusieurs hectares au sein de la mosaïque sont nécessaires pour observer des effets bénéfiques, impliquant d'éviter un parcellaire avec de grande taille de parcelles traitées.

→ La réduction de l'usage de pesticides a des effets bénéfiques à la fois dans le cas d'une réduction/arrêt de cet usage à l'échelle de la parcelle et d'une réduction à l'échelle du paysage à travers la présence de zones non-traitées incluses dans le parcellaire.

IMPLICATIONS PRATIQUES, RECOMMANDATIONS, REALISATIONS PRATIQUES, VALORISATION

- Implications pratiques :

D'un point de vue pratique et méthodologique, les résultats de RESCAPE permettent de souligner les principaux points suivants.

Vis-à-vis de l'usage de pesticides des potentiels risques d'effets non intentionnels sur la faune des questionnements sont soulevés sur :

- La rémanence des pesticides dans les sols. Des modèles de devenir sont utilisés pour prédire le temps de dégradation des molécules actuellement sur le marché. Pourtant, les concentrations mesurées dans les sols et accumulées dans les animaux montrent que la rémanence des pesticides semble parfois sous-estimée.

- La pertinence et l'efficacité des méthodes actuelles pour l'évaluation des PEC_s, qui ne considère pas les apports additionnels à l'échelle du paysage et peuvent sous-estimer la persistance,

- La validité des protocoles actuels pour évaluer les risques toxiques pour la faune qui ne considèrent pas les molécules en mélange,

- l'innocuité des pesticides autorisés tels qu'utilisés actuellement pour l'environnement et la biodiversité malgré les évolutions législatives (homologation) et des pratiques (réduction des fuites).

Vis-à-vis du rôle du contexte paysager sur les effets non-intentionnels des pesticides, les résultats du projet impliquent :

- la réduction de l'usage des pesticides devrait être menée à l'échelle de la parcelle traitée mais aussi à une échelle plus large (zones non traitées dans le paysage),

- pour assurer l'efficacité des infrastructures agro-écologiques, il est nécessaire de tenir compte des aspects de surface/taille (taille et largeur des haies, surfaces de zones non traitées dans le parcellaire) et de disposition dans le paysage (proximité aux parcelles traitées),

- pour favoriser la biodiversité, il semble nécessaire de réduire le recours aux pesticides localement et dans la mosaïque paysagère mais aussi de favoriser la diversité des habitats semi-naturels ou non-traités et non la présence d'un seul type d'habitat « refuge ».

- Recommandations et limites éventuelles :

Le projet permet de mettre en lumière les recommandations suivantes pour limiter les effets non-intentionnels des pesticides et favoriser la biodiversité pourvoyeuse de services dans les écosystèmes agricoles :

- ➔ Augmenter la présence d'infrastructures agro-écologiques de type « zone arbustive » dans le paysage.
- ➔ Implanter des infrastructures agro-écologiques (ex. haies) de taille suffisante (hauteur et largeur de plusieurs mètres).
- ➔ Implanter des infrastructures agro-écologiques (ex. haies) situées en bordure de préférence en bordure des parcelles traitées.
- ➔ Favoriser la présence de zones non-traitées dans la mosaïque paysagère comme des parcelles en AB, des prairies permanentes et des haies.
- ➔ Augmenter les surfaces des zones non traitées comme les parcelles en AB, les prairies permanentes et les haies. Celle-ci peuvent avoir un effet bénéfique lorsque plusieurs de ces différents éléments sont inclus dans le parcellaire agricole et en proportion suffisante (plusieurs hectares), ce qui impliquerait par ailleurs d'éviter un parcellaire constitué de parcelles traitées de grande taille.
- ➔ Implémenter les opérations de réduction de l'usage des pesticides à l'échelle de la parcelle traitée et à l'échelle du paysage (surfaces non-traitées dans la mosaïque agricole).
- ➔ Etant donné la variabilité des réponses de la faune, étudier les effets des mesures agro-écologiques sur plusieurs groupes taxonomiques et fonctionnels.
- ➔ Tenir compte de la composition des habitats dans le paysage mais aussi de la configuration dans l'espace des différents éléments pour appréhender les effets des pratiques agricoles sur l'environnement.
- ➔ Mieux quantifier et comprendre les effets de l'exposition des pesticides en mélange d'usages, de familles chimiques et de modes d'action variés, notamment de l'exposition à des cocktails pertinents au regard de l'exposition réelle *in natura*.
- ➔ Il serait nécessaire de procéder à des analyses de résidus de pesticides dans les sols et la faune non-cible pour le suivi post-homologation des molécules.

Plusieurs limites sont cependant à souligner pour proposer des mesures de gestion de large ampleur pour l'ensemble du territoire. . Il serait ainsi nécessaire de :

- Renforcer ces résultats en tenant compte de la variabilité temporelle (saisonnière et annuelle) et de la variabilité géographique (différents régions climatiques et pédologiques) pour caractériser les variations de contamination par les pesticides et les réponses de la biodiversité.

- Consolider ces résultats en étudiant d'autres systèmes de production (polyculture/élevage, vignoble) afin de transposer éventuellement des recommandations à d'autres systèmes agricoles,

- Renforcer le jeu de données produit dans RESCAPE en considérant d'autres types de cultures et de paysages, afin de quantifier précisément les tailles/ surfaces d'habitats et les configurations paysagères permettant de limiter les effets non-intentionnels.

- Améliorer la compréhension des mécanismes écologiques et écotoxicologiques mis en jeu, ainsi que les implications pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs et la santé humaine.

- Réalisations pratiques et valorisation :

Les résultats du projet ont été et seront présentés lors de séminaires et également de manifestations scientifiques nationales et internationales et. Les résultats font/feront l'objet de publications scientifiques dans des revues scientifiques internationales de rang A.

Un système informatique de base de données a été créé, avec une interface web permettant la consultation et l'export des données et des métadonnées issues du projet.

Nous avons prévu de mettre à disposition les résultats sous forme synthétique pour communication aux chambres d'agriculture, aux instituts techniques agricoles, et à la profession agricole. Ceci sera mené après la publication des résultats scientifiques afin d'assurer la validation des données et des interprétations par les pairs, et pour éviter les questions d'embargo au moment de la publication.

PARTENARIATS MIS EN PLACE, PROJETS, ENVISAGES

Ce projet a pu être réalisé avec succès grâce à l'implication d'équipes de recherche de différents instituts aux compétences disciplinaires et à l'expertise complémentaire. Ces équipes étaient parties prenantes depuis la constitution initiale du consortium du projet.

Un partenariat fructueux a été mis en place au cours du projet avec le *Luxembourg Institute of Health* pour mener les dosages de pesticides dans poils petits mammifères, et il est poursuivi dans le cadre d'un autre projet centré sur le glyphosate.

Un partenariat a été initié avec la Zone Atelier Arc Jurassien, en particulier le dispositif « Faune sauvage et contaminants » afin de comparer les contaminations des petits mammifères par les pesticides pour des animaux provenant d'une autre zone d'étude.

Une collaboration avec des chercheurs de l'UMR Chrono-environnement, les Dr Steffi Rocchi et Dr Nadia Crini, a été lancée sur l'étude des souches fongiques résistantes aux azolés. Ces travaux qui concernent les pathogènes fongiques résistants responsables de maladies respiratoires ont des implications du point de vue agro-écologique mais également vis-à-vis de la santé humaine. A l'heure actuelle, des expérimentations sont en cours sur les sols prélevés dans le cadre de RESCAPE.

Suite au projet RESCAPE, une collaboration a été initiée sur évaluation des effets de l'exposition à des sols contaminés par des pesticides actuellement utilisés en mélange sur différents taxons d'invertébrés, avec le Pr C.A.M. van Gestel (Vrije Universiteit, Amsterdam, Pays-Bas). Les expérimentations sur des sols prélevés dans des dispositifs de recherche *in situ* de l'INRA sont en cours.

Des partenariats avec d'autres zones ateliers (ZA Armorique et ZA PYGAR) ainsi que des chambres d'agriculture régionales et des instituts techniques agricoles ont été projetés

pour soumettre d'autres projets concernant les effets du paysage sur l'exposition et les réponses de la faune non-cible aux pesticides.

Des contacts avec différentes équipes travaillant dans le domaine de la sociologie et/ou de l'économie ont été pris pour que les aspects relatifs à la transition des méthodes en agriculture et la de transmission de savoirs sur les nouvelles pratiques puissent être implémentés dans d'éventuelles recommandations de gestion. Faute de financement ces collaborations ne sont pas opérationnelles actuellement.

POUR EN SAVOIR PLUS (QUELQUES REFERENCES)

- Daniele, G., Lafay, F., Pelosi, C., Fritsch, C. & Vulliet, E. Development of a method for the simultaneous determination of multi-class pesticides in earthworms by liquid chromatography coupled to tandem electrospray mass spectrometry. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 410, 5009–5018 (2018).

- Gaëlle D., Lafay F., Pelosi C., Fritsch C., Bretagnolle V., Vulliet E. Développement d'une méthode multi-résidus par LC-MS/MS pour la quantification de traces de pesticides dans les vers de terre. (communication orale). *Congrès du Groupe Français de Recherche sur les Pesticides, Nancy, 2017.*

- Bertrand C., Zagatti P., Bonthoux S., Daniele G., Lafay F., Vulliet E., Bretagnolle V., Fritsch C., Pelosi C. Assessing the impact of farming practices and landscape heterogeneity on ground beetles' exposure to pesticides. *Colloque SFECOLOGIE, Rennes, 2018*

- S. Bonthoux, C. Fritsch, C. Bertrand, P. Zagatti, V. Bretagnolle, M. Coeurdassier, G. Daniele, F. Lafay, F. Raoul, R. Scheifler, E. Vulliet & C. Pelosi. Disentangling the effects of pesticides, soil characteristics and landscape features on earthworms, carabids and small mammals. *Colloque SFECOLOGIE, Rennes, 2018*

- Bertrand C., Daniele G., Lafay F., Vulliet E., Bretagnolle V., Zagatti P., Fritsch C., Pelosi C. Exposition des sols agricoles et d'organismes non-cibles aux pesticides : quelle influence de la mosaïque paysagère? (Poster). *Congrès du Groupe Français de Recherche sur les Pesticides, Montpellier, 2019*

- Fritsch C., Coeurdassier M., Raoul F., Scheifler R., Burkart L., Hardy E., Palazzi P., Schaeffer C., Bretagnolle V., Bertrand C., Appenzeller B., Pelosi C. Exposition des micromammifères aux pesticides actuellement utilisés: différences entre espèces, rôle de l'habitat et du paysage. (Poster). *Congrès du Groupe Français de Recherche sur les Pesticides, Montpellier, 2019*

- Djouhri M., Loubet B., Benoit P., Mamy L., Bedos C. Modélisation de l'effet de la configuration paysagère et des pratiques culturales sur la dispersion et le dépôt des pesticides utilisés en agriculture. (Communication orale). *Congrès du Groupe Français de Recherche sur les Pesticides, Montpellier, 2019*

- Djouhri M., Loubet B., Benoit P., Mamy L., Bedos C. Modélisation de l'effet de la configuration paysagère et des pratiques culturales sur la dispersion et le dépôt des pesticides utilisés en agriculture. *XVI Symposium in Pesticide Chemistry Advances in risk assessment and management Piacenza, 3-5 September 2019*

- <https://rescape.univ-fcomte.fr/>
- <http://www.za.plainevalsevre.cnrs.fr/>
- <https://zaaj.univ-fcomte.fr/spip.php?article1>

LISTE DES OPERATIONS DE VALORISATION ISSUES DU CONTRAT (ARTICLES DE VALORISATION, PARTICIPATIONS A DES COLLOQUES, ENSEIGNEMENT ET FORMATION, COMMUNICATION, EXPERTISES...)

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES

Publications scientifiques parues Daniele G., Lafay F., Pelosi C., Fritsch C., Vulliet E. 2018. Development of a method for the simultaneous determination of multi-class pesticides in earthworms by liquid chromatography coupled to tandem electrospray mass spectrometry. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 410(20):5009–5018. DOI: 10.1007/s00216-018-1151-2.

Publications scientifiques à paraître

Publications scientifiques prévues Pelosi C., et al. Currently used pesticides in soils and ecosystem engineers: a silent threat? En préparation pour *Nature Communications*

Bonthoux S., et al. Disentangling the effects of pesticides, soil characteristics and landscape features on earthworms, carabids and small mammals. En préparation

Fritsch C. et al. Exposure of non-target small mammals to pesticides in agricultural landscapes: differences between species and habitats. En préparation

Bertrand C. et al. Exposure of carabid beetles to currently used pesticides: differences between species and role of habitat. En préparation

Bertrand C. et al. Do landscape features shape the spatial patterns of exposure of soils and non-target fauna to CUPs?

Daniele G. et al. Development of a method for the simultaneous determination of multi-class pesticides in soils.

Benoit P. et al. Transfer of CUPs in food webs: role of physico-chemical properties of molecules and agricultural practices? A focus on Kow and Koa.

COLLOQUES

Participations passées à des colloques **Congrès du Groupe Français de Recherche sur les Pesticides, Nancy, 2017**

Gaëlle D., Lafay F., Pelosi C., Fritsch C., Bretagnolle V., Vulliet E. Développement d'une

méthode multi-résidus par LC-MS/MS pour la quantification de traces de pesticides dans les vers de terre. (communication orale).

Colloque SFECOLOGIE, Rennes, 2018

Bertrand C., Zagatti P., Bonthoux S., Daniele G., Lafay F., Vulliet E., Bretagnolle V., Fritsch C., Pelosi C. Assessing the impact of farming practices and landscape heterogeneity on ground beetles' exposure to pesticides.

S. Bonthoux, C. Fritsch, C. Bertrand, P. Zagatti, V. Bretagnolle, M. Coeurdassier, G. Daniele F. Lafay, F. Raoul, R. Scheifler, E. Vulliet & C. Pelosi. Disentangling the effects of pesticides, soil characteristics and landscape features on earthworms, carabids and small mammals.

Congrès du Groupe Français de Recherche sur les Pesticides, Montpellier, 2019

Bertrand C., Daniele G., Lafay F., Vulliet E., Bretagnolle V., Zagatti P., Fritsch C., Pelosi C. Exposition des sols agricoles et d'organismes non-cibles aux pesticides : quelle influence de la mosaïque paysagère? (Poster)

Fritsch C., Coeurdassier M., Raoul F., Scheifler R., Burkart L., Hardy E., Palazzi P., Schaeffer C., Bretagnolle V., Bertrand C., Appenzeller B., Pelosi C. Exposition des micromammifères aux pesticides actuellement utilisés: différences entre espèces, rôle de l'habitat et du paysage. (Poster)

Djoughri M., Loubet B., Benoit P., Mamy L., Bedos C. Modélisation de l'effet de la configuration paysagère et des pratiques culturales sur la dispersion et le dépôt des pesticides utilisés en agriculture. (Communication orale)

XVI Symposium in Pesticide Chemistry Advances in risk assessment and management Piacenza, 3-5 September 2019

Djoughri M., Loubet B., Benoit P., Mamy L., Bedos C. Modélisation de l'effet de la configuration paysagère et des pratiques culturales sur la dispersion et le dépôt des pesticides utilisés en agriculture.

colloques

Symposium, Brussels, 19-29 novembre 2019

Bertrand C., Zagatti P., Bonthoux S., Daniele G., Lafay F., Vulliet E., Bretagnolle V., Fritsch C., Pelosi C. Ground-dwelling beetles' exposure to pesticides at large scales.

Pelosi C., Bertrand C., Bonthoux S., Daniele G., Lafay F., Vulliet E., Bretagnolle V., Fritsch C. Earthworm exposure to pesticides in agricultural landscapes.

THESES

Thèses passées

Thèses en cours

ARTICLES DE VALORISATION-VULGARISATION

Articles de valorisation parus

Articles de valorisation à paraître

Articles de valorisation prévus

AUTRES ACTIONS VERS LES MEDIAS

Actions vers les médias (interviews...) effectuées 2019. Interview dans un article de vulgarisation scientifique. "*La biodiversité a du plomb dans l'aile*". Journal "En Direct - le journal de la recherche et du transfert de l'arc jurassien". Mai-juin 2019

Actions vers les médias prévues

ENSEIGNEMENT - FORMATION

Enseignements/formations dispensés

Stages Licence 3

2017-2018. Tassy Maxime. Conception d'un outil de recherche multicritère.

Stages Master 1

2015 - 2016. Gaudin Camille. Effets de la composition du paysage sur les coléoptères carabiques.

2015 - 2016. Poulard Myriam. Effet des éléments du paysage sur les communautés de vers de terre

2015 - 2016. Chan Estelle. Les relations entre les communautés de vers de terre et les éléments du paysage

2017 - 2018. Wasfi Sara. Développement d'une méthode d'analyses de pesticides dans le sol par HPLC-ESI-MS/MS.

2017 - 2018. Frévol Salomé. Landscape-scale determinants of carabidae community structure - Effets du paysage sur les communautés de carabes.

2017 - 2018. Millet Pauline. The influence of habitats and landscape characteristics on pesticide transfer in earthworms.

2017-2018. Burkart Louisiane. Effets des caractéristiques du paysage sur l'exposition aux pesticides et les réponses des communautés de micromammifères dans les agrosystèmes céréaliers.

Stages Master 2

2016 – 2017. Richardot Emilian. Base de données du projet RESCAPE.

2016 – 2017. Djouhri Meriem. Modelling of the effect of the landscape and agricultural practices on the atmospheric dispersion and deposition of pesticides used in agriculture.

2016 – 2017. Fedotoff Nikita. Effet de la structure du paysage et des pratiques agricoles sur la biodiversité, une approche multi-taxons.

Enseignements/formations prévus

EXPERTISES

Expertises menées

Fritsch C. Evaluation d'un projet de thèse soumis à l'Appel national ECOPHYTO 2018.

Bertrand C. Evaluation d'un projet de recherche soumis à l'Appel national ECOPHYTO 2019.

Expertises en cours

Expertises prévues

METHODOLOGIES (GUIDES...)

Méthodologies produites

Méthodologies en cours d'élaboration

Méthodologies prévues

AUTRES

Séminaires

Séminaire de lancement de l'APR 2014 « Résistance et pesticides », programme

Pesticides, 15 octobre 2015, Paris

C. Fritsch & C. Pelosi. RESCAPE : Résistance des paysages agricoles aux transferts de pesticides dans les sols et les organismes vivants.

***JOURNEES SCIENTIFIQUES DE LA ZONE
ATELIER PLAINE & VAL DE SEVRE,
17/06/2016***

C. Pelosi & C. Fritsch. RESCAPE : Résistance des paysages agricoles aux transferts de pesticides dans les sols et les organismes vivants.

***Séminaire intermédiaire APR PSPE2 et
Pesticides 2014, 14 et 15 décembre 2017, Paris***

C. Pelosi & C. Fritsch. RESCAPE : Résistance des paysages agricoles aux transferts de pesticides dans les sols et les organismes vivants.

***Journée d'animation des projets MP ECOSERV
BIOSERV, MP SMACH ACE, MP SMACH
ESPACE & MP SMACH PING (PSPE RESCAPE)
2018***

C. Fritsch. Approches spatiales en écotoxicologie du paysage sur la distribution spatiale de polluants dans les sols et les transferts à la faune.

C. Bertrand. Réponse des carabes aux facteurs locaux et paysagers.

***Journée Inra SMaCH / ACTA ITA du 20
décembre 2018***

C. Fritsch. & C. Bertrand. Projets PING et RESCAPE.

RESUMES

En français

RESUME COURT

Le projet RESCAPE montre que les sols et la faune (vers de terre, carabes et micromammifères) des zones agricoles sont exposés de façon ubiquiste à des cocktails de pesticides. Les éléments semi-naturels (haies, prairies) et l'augmentation dans le paysage de la surface en habitats non traités (parcelles en AB, éléments boisés), jouent un rôle favorable pour limiter les effets non-intentionnels, en diminuant la contamination des zones non-cibles et constituant des refuges où l'exposition des organismes non-cibles aux pesticides est moindre.

RESUME LONG**Contexte**

Le projet RESCAPE s'inscrit dans le contexte de réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides pour les écosystèmes. Ce projet s'inscrit dans le cadre de l'écotoxicologie du paysage et propose d'améliorer la connaissance des liens entre utilisation de pesticides et biodiversité en considérant le rôle du paysage.

Les paysages agricoles sont constitués d'une mosaïque de parcelles cultivées et d'habitats semi-naturels qui sont considérés à la fois comme des réservoirs d'auxiliaires et de bioagresseurs, et également comme des sources et des puits pour les pesticides.

Objectifs

L'objectif du projet RESCAPE était de déterminer les effets des pratiques culturales et du paysage (composition et configuration) sur la résistance des paysages aux transferts de pesticides dans les sols et dans les organismes non-cibles. Ce projet visait à améliorer les connaissances sur la manière dont les éléments du paysage affectent la répartition spatiale des pesticides, l'exposition des organismes non-cibles et les impacts sur ceux-ci.

Méthodologie

Le projet RESCAPE est basé sur des approches complémentaires de terrain et de modélisation. Des prélèvements ont été réalisés au sein de la Zone Atelier (ZA) « Plaine & Val de Sèvre » en France, dans des fenêtres paysagères (1km de côté) sélectionnées le long de gradients indépendants de caractéristiques du paysage, en étudiant 3 habitats par fenêtre : une parcelle en céréales (blé), une haie, et une prairie. La session de terrain a permis d'acquérir les données et échantillons de sols et faune non-cible (vers de terre, carabes et petits mammifères) pour évaluer la biodiversité, analyser des résidus pesticides dans les réseaux trophiques, et recenser les pratiques agricoles. La ZA a servi de base aux scénarii de modélisation de la dispersion atmosphérique des pesticides.

Principaux résultats obtenus

Des méthodes d'analyses multi-résidus pour mesurer l'exposition des sols et des organismes aux pesticides ont été mises au point, avec des limites de quantification basses ($<1,5 \text{ ng g}^{-1}$) et sur de faibles prises d'essai (2,5g à 50 mg). Les dosages de pesticides dans les poils de micromammifères ont été réalisés au Luxembourg Institute of Health.

Les analyses ont permis de relever trois résultats majeurs :

- 1) Une ubiquité de l'exposition des sols et de la faune (échantillons positifs dans tous les types d'habitats, en agriculture conventionnelle et en agriculture biologique (AB)). Sur la base des concentrations dans les sols, des risques potentiels pour les organismes considérés ont été mis en évidence.
- 2) Une exposition à des cocktails de molécules impliquant au moins un insecticide (imidaclopride), un fongicide (époxyconazole) et un herbicide (diflufenican).
- 3) Les zones traitées par les pesticides sont les plus contaminées pour les sols et les organismes. Les parcelles en AB et les habitats semi-naturels (ex. prairies et haies) pourraient servir de refuges aux organismes dans les paysages agricoles.

La biodiversité dépend de l'usage des pesticides à la fois localement (concentrations en pesticides dans les sols) et à l'échelle du paysage (surfaces en AB), ainsi que des surfaces des différents types d'habitats représentés dans la mosaïque paysagère.

La modélisation montre que les facteurs prépondérants gouvernant la dispersion atmosphérique des pesticides et leur dépôt ultérieur sur un écosystème non-cible sont (i) la localisation des haies par rapport à la parcelle traitée, (ii) l'épaisseur des haies, (iii) les propriétés physico-chimiques des pesticides et la saison d'application.

L'influence du paysage sur les niveaux de contaminations dépend de la matrice et des pesticides étudiés. D'une façon générale, la présence de certains habitats (haies, prairies), ainsi que l'augmentation dans le paysage de la surface en habitats non traités (parcelles en AB, éléments boisés), jouent un rôle favorable à la fois sur la limitation de l'exposition des sols et des organismes non-cibles aux pesticides et sur la biodiversité taxonomique et fonctionnelle.

Sorties opérationnelles pour décideurs, applications éventuelles

Vis-à-vis du risque d'effets non intentionnels, des questionnements sont soulevés sur :

- La pertinence et l'efficacité des méthodes actuelles pour l'évaluation du risque lié aux pesticides (évaluation des PECs, évaluation des risques toxiques) et l'innocuité des pesticides autorisés tels qu'utilisés actuellement pour l'environnement et la biodiversité.
- La nécessité de procéder à des analyses de résidus de pesticides dans les sols et la faune non-cible pour le suivi post-homologation des molécules.

Vis-à-vis du rôle du contexte paysager, les résultats du projet impliquent :

- De tenir compte de la surface/taille des éléments et de leur disposition dans le paysage pour assurer l'efficacité des infrastructures agro-écologiques,
- De limiter l'usage des pesticides localement (parcelle) et dans la mosaïque paysagère (surfaces non-traitées) mais aussi de favoriser la diversité des habitats semi-naturels et non-traités pour favoriser la biodiversité.

Recommandations

Afin de limiter les effets non-intentionnels des pesticides et favoriser la biodiversité pourvoyeuse de services dans les écosystèmes agricoles, les résultats suggèrent :

- D'augmenter la présence d'infrastructures agro-écologiques de type « zone arbustive » dans le paysage, avec des haies de taille suffisante (hauteur et largeur) et adjacentes aux parcelles traitées.
- Favoriser la présence de zones non-traitées dans la mosaïque paysagère comme des parcelles en AB, des prairies permanentes et des haies en proportion suffisante dans le parcellaire agricole.
- De réduire l'usage des pesticides à la fois l'échelle de la parcelle traitée, et également à l'échelle du paysage (zones non-traitées dans la mosaïque agricole).
- De mieux quantifier et comprendre les effets de l'exposition aux pesticides en mélange (notamment les molécules retrouvées en mélanges *in natura*).

MOTS-CLÉS

PESTICIDES, ECOTOXICOLOGIE DU PAYSAGE, EXPOSITION, PRATIQUES CULTURALES, ANALYSES MULTIRÉSIDUS, DISPERSION, FAUNE NON-CIBLE

In English

ABSTRACT**Context**

The RESCAPE project addresses issues related to the reduction of the risks associated with the use of pesticides for ecosystems. This project belongs to the field of landscape ecotoxicology and aims at improving the knowledge about the links between pesticide use and biodiversity by considering the role of the landscape. Agricultural landscapes are represented as mosaics of cultivated plots and semi-natural habitats that can be both reservoirs of natural enemies and pests, and also sources and sinks for pesticides.

Objectives

The RESCAPE project aimed at determining the effects of agricultural practices and landscape (composition and configuration) on the resistance of landscapes to pesticide transfers in soils and non-target organisms. The goal was to improve the knowledge on the way landscape elements affect the spatial distribution of pesticides, the exposure of non-target organisms and the impacts on functional biodiversity.

Methodology

The project was based on complementary field and modeling approaches. Samples were taken in the Zone Atelier (ZA) "Plaine & Val de Sèvre" in France, in landscape windows (1km sided) selected along independent gradients of landscape features, studying 3 habitats per window: a cereal crop (wheat), a hedgerow, and a grassland. The field campaign provided data and samples of soil and non-target fauna (earthworms, ground beetles and small mammals) to assess biodiversity, to analyze pesticide residues in food webs, and to inform on agricultural practices. The studied area was also used to implement modeling scenarios of the atmospheric dispersion of pesticides.

Main results

Multi-residue analytical methods for measuring exposure of soils and organisms to pesticides have been developed, with low quantification limits (<1.5 ng g⁻¹) and low sample volumes (2.5g to 50mg). Measurements of pesticide residues for small mammal hairs were performed at the Luxembourg Institute of Health.

The analyses revealed three major results:

- 1) Ubiquity of soil and fauna exposure (positive samples in all types of habitats, whether in conventional and organic agriculture). Based on soil concentrations, potential risks to the studied organisms have been highlighted.
- 2) Exposure to mixtures of pesticides, involving at least one insecticide (imidacloprid), one fungicide (epoxiconazole), and one herbicide (diflufenican).
- 3) Soils and organisms from areas treated with pesticides are the most contaminated. Plots under organic farming and semi-natural habitats (e.g. grasslands and hedgerows) could thus be used as refuges by organisms in agricultural landscapes.

Biodiversity depends on the use of pesticides both locally (pesticide concentrations in soils) and at the landscape scale (surfaces under organic farming), as well as the areas of

the different types of habitats represented within the landscape mosaic.

The modeling approach shows that the main factors governing the atmospheric dispersion of pesticides and their subsequent deposition on non-target ecosystems are (i) the location of hedgerows in relation to the treated field, (ii) the thickness of the hedgerows, (iii) the physicochemical properties of the pesticides and the period (season) of application.

The influence of the landscape on contamination levels depends on the studied matrix and pesticides. In general, the presence of certain habitats (hedgerows, grasslands), as well as the increase in untreated areas (fields under organic farming, wooded elements), are beneficial both on the limitation of the exposure to pesticides of soils and non-target organisms and on taxonomic and functional biodiversity.

Applications for public policies

With regard to the risk of unintended effects, questions are raised on:

- The relevance and effectiveness of current methods for risk assessment of pesticides (PECs assessment, toxic risk assessment) and the safety of currently used pesticides for the environment and biodiversity.
- The need to carry out analyses of pesticide residues in soils and non-target fauna for the post-regulation monitoring of the molecules.

With respect to the role of the landscape context, the results of the project imply:

- To account for the surface/size and arrangement of the landscape features in order to ensure the effectiveness of agro-ecological infrastructures,
- To limit the use of pesticides both locally (field level) and in the landscape mosaic (untreated areas), but also to promote the diversity of semi-natural and untreated habitats in order to promote biodiversity.

Recommendations

In order to limit the unintended effects of pesticides and promote biodiversity that provides services in agricultural ecosystems, the results suggest:

- ➔ To increase the presence of agro-ecological infrastructures such as "wooded areas" in the landscape, with hedgerows of sufficient size (height and width) and adjacent to the treated plots.
- ➔ To promote the presence of untreated areas in the landscape mosaic such as fields under organic farming, permanent grasslands and hedgerows in sufficient proportion within the agricultural mosaic.
- ➔ To reduce the use of pesticides at both the field scale, and also at the landscape level (untreated areas within the agricultural mosaic).
- ➔ To better quantify and understand the effects of exposure to pesticide mixtures (especially molecules found in mixtures *in natura*).

KEY WORDS

PESTICIDES, LANDSCAPE ECOTOXICOLOGY, EXPOSURE, AGRICULTURAL PRACTICES, MULTI-RESIDUE ANALYSIS, DISPERSAL, NON-TARGET WILDLIFE

RAPPORT SCIENTIFIQUE

Dans le rapport scientifique, nous vous prions de fournir des éléments méthodologiques présentés succinctement et clairement afin de pouvoir avoir une vision des limites des résultats

(Environ 30 pages, hors annexes)

Résistance des paysages agricoles aux transferts de pesticides dans les sols et les organismes vivants

RESCAPE

Nom du responsable scientifique du projet :

Céline PELOSI¹ & Clémentine FRITSCH²

Noms des autres partenaires scientifiques bénéficiaires :

Brice APPENZELLER³, Carole BEDOS¹, Pierre BENOIT¹, Colette BERTRAND¹, Sébastien BONTHOUX⁴, Vincent BRETAGNOLLE⁵, Giovanni CARIA⁶, Michaël COEURDASIER², Sylvie DAMY², Gaëlle DANIELE⁷, Sabrina GABA⁵, Benjamin LOUBET¹, Laure MAMY¹, Sylvie NELIEU¹, Francis RAOUL², Renaud SCHEIFLER, ² Emmanuelle VULLIET⁷, Pierre ZAGATTI¹

¹ UMR 1402 EcoSys, INRA – AgroParisTech – Université Paris-Saclay

² UMR 6249 Chrono-environnement CNRS - Université Bourgogne Franche-Comté Usc INRA

³ Luxembourg Institute of Health, Dpt of Population Health

⁴ INSA Centre Val de Loire - Ecole de la Nature et du Paysage

⁵ UMR 7372 CEBC, CNRS – Université de La Rochelle

⁶ Laboratoire d'Analyse des Sols d'Arras (LAS), INRA

⁷ UMR 5280 Institut des Sciences analytiques, CNRS – Université de Lyon

Note importante

Cette partie peut être rendue sous forme non modifiable (fichier pdf de préférence).

Son format est laissé à la libre appréciation de ses rédacteurs.

Plan du rapport scientifique

I. INTRODUCTION : CONTEXTE GENERAL ET ETAT DE L'ART	39
II. OBJECTIFS GENERAUX ET STRUCTURATION DU PROJET	41
Objectifs	41
Structuration du projet	41
III. METHODOLOGIE GENERALE	44
Approche et méthodologie générale	44
Zone d'étude et stratégie d'échantillonnage	45
Préparation et réalisation des prélèvements sur le terrain (LIVRABLE 1)	45
Enquêtes auprès des agriculteurs (LIVRABLE 2)	48
Analyse des caractéristiques physico-chimiques des sols	48
Cartographie des paysages et métriques paysagères	48
IV. PRINCIPAUX RESULTATS	49
Développements en chimie analytique (LIVRABLE 3)	49
Exposition des zones et de la faune non-cible : résidus de pesticides dans les sols, les vers de terre, les carabes et les petits mammifères	57
Influence des caractéristiques du paysage sur l'exposition aux pesticides : LIVRABLE 7	67
Influence des pratiques phytosanitaires et du paysage sur la biodiversité : LIVRABLE 5	71
Modélisation de la dispersion atmosphérique des pesticides : rôle des haies et comparaisons avec les valeurs mesurées dans les sols : LIVRABLE 4	74
Base de données du projet et son application web : LIVRABLE 6	81
V. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	86
Synthèse et conclusions	86
Perspectives	89
VI. BIBLIOGRAPHIE	91

Liste des figures

Figure 1. Structure du projet RESCAPE.....	41
Figure 2. Méthodologie générale des travaux prévus dans le projet RESCAPE.	44
Figure 3. Plan d'échantillonnage du projet à l'échelle paysagère.....	45
Figure 4. Stratégie d'échantillonnage de RESCAPE à l'échelle de l'habitat.....	46
Figure 5. Schéma général des dispositifs utilisés pour le prélèvement des différents groupes étudiés.	47
Figure 6. Comparaison de l'extraction des vers de terre par QuEChERS (Quick Easy Cheap Effective Rugged and Safe) avec les sels citrate et acétate.	52
Figure 7. Protocole final employé pour l'extraction des 31 pesticides sélectionnés dans les vers de terre.	53
Figure 8. Protocole d'extraction des 31 pesticides dans les carabes.	54
Figure 9. Comparaison de l'extraction de 5g de sol avec différentes méthodes d'extraction (QuEChERS = Quick Easy Cheap Effective Rugged and Safe Extraction ; ASE = Accelerated Solvent Extraction)	56
Figure 10. Protocole d'extraction des 31 pesticides dans la matrice sols.....	56
Figure 11. Synthèse des principaux résultats sur les résidus de pesticides dans les sols et la faune non-cible.	57
Figure 12. Fréquence du nombre de molécules par échantillon de sol ou de ver de terre.	58
Figure 13. Concentrations des pesticides (en ng g ⁻¹ poids sec) dans les échantillons a) de sol et b) de vers de terre.	58
Figure 14. Box-plot comparant les concentrations en différents pesticides mesurées dans les sols de parcelles de céréales traitées ou non entre l'automne 2015 et la date d'échantillonnage, d'après les données d'enquête.	60
Figure 15. a) Occurrence (% d'échantillons positifs) et nombre de molécules moyen retrouvés dans les carabes provenant (a) de différents types d'habitats; et (b) de zones traitées vs. non traitées.....	62
Figure 16. Fréquence de détection des pesticides dans les poils de petits mammifères.	63
Figure 17. Différences entre les mulots sylvestres et musaraignes musettes pour a) le nombre total de molécules tous pesticides confondus et b) la somme des concentrations en insecticides.....	63
Figure 18. Différences entre les habitats pour a) le nombre total de molécules et b) la somme des concentrations en insecticides.....	63
Figure 19. Corrélations (Spearman) entre les concentrations en pesticides dans les sols, les vers de terre, les carabes et les micromammifères pour les principales molécules mesurées dans ces matrices.....	66
Figure 20. Principales variables (locales et paysagères) discriminant les profils de pesticides dans les échantillons de sols, vers de terre, carabes et petits mammifères analysés conjointement.....	67
Figure 21. a) et b). Variables (locales et paysagères) discriminant les profils de pesticides dans les échantillons de a) sols, vers de terre, carabes et b) petits mammifères (musaraignes), analysés séparément.....	68-69
Figure 22. Récapitulatif des effets de variables locales et paysagères sur trois taxons échantillonnés dans le cadre du projet RESCAPE.	73
Figure 23. Schéma de couplage des modèles de volatilisation et dépôt des pesticides.	74
Figure 24. Exemple d'axes définis au sein d'une parcelle et reliant la parcelle en blé traitée et les zones non-cibles.....	75
Figure 25. Profils de concentrations dans l'air à différentes hauteurs au-dessus du sol (en m) en fonction de la distance dans le sens du vent et champ d'énergie cinétique associé pour deux configurations spatiales : une haie en amont de la source et une en aval et une haie en aval de la source.	76
Figure 26. Dépôt (en kg) cumulé sur toute la zone non-cible (haie) et cumulé dans le temps (30 jours après l'application) après une application des pesticides sur la parcelle de blé de cette fenêtre.	77
Figure 27. Concentrations (ng g ⁻¹) en pesticides mesurées dans les sols des parcelles de blé, de haie et de prairie des fenêtres 8531 (haut) et 11006 (bas).	78
Figure 28. Représentation graphique du modèle conceptuel de données de la base de données « RESCAPE »..	82
Figure 29. Page d'accueil de l'application web « RESCAPE Base De Données ».....	83
Figure 30. Regroupement des tables du modèle de MCD de la BDD RESCAPE.	84
Figure 31. Interface de recherche dans l'application base de données RESCAPE.	85

Liste des tables

Tableau 1. Diagramme de GANTT présentant la réalisation des tâches prévues dans le projet.	43
Tableau 2. Liste des molécules analysées par le LIH dans les poils de micromammifères..	49
Tableau 3. Paramètres de détection des 31 pesticides ciblés dans l'étude sur le couplage chromatographie en phase liquide - spectrométrie de masse en tandem.....	51
Tableau 4 : Paramètres de détection des standards deutérés de pesticides utilisés dans l'étude sur le couplage chromatographie en phase liquide-spectrométrie de masse en tandem.	55
Tableau 5. Occurrence moyenne et concentrations en pesticides (totale et pour les molécules présentes dans plus de 50% des échantillons) dans les sols et les vers de terre.....	59
Tableau 6. Occurrence moyenne et concentrations en pesticides dans les sols et les vers de terre dans les sites de prélèvements non traités par les pesticides.	59
Tableau 7. Synthèse des résultats sur les différences de nombres de molécules et de concentrations, en fonction des espèces et des habitats.....	62
Tableau 8. Synthèse de l'évaluation du risque basée sur les données mesurées dans les sols.	64
Tableau 9. Différentes variables explicatives locales et paysagères prises en compte, susceptibles d'influencer la répartition spatiale des pesticides et/ou l'exposition des organismes non-cibles. Erreur ! Signet non défini.	67
Tableau 10. Influence des variables locales et paysagères sur la concentration de 5 molécules pesticides couramment retrouvées dans les sols (imidaclopride, epoxiconazole, diflufenican, boscalid et prochloraz).....	70
Tableau 11. Relations entre l'abondance des organismes (vers de terre, carabes et micromammifères) et les variables locales et paysagères.....	72
Tableau 12. Liste des composés sélectionnés pour la modélisation.	76

I. INTRODUCTION : CONTEXTE GENERAL ET ETAT DE L'ART

Les pratiques liées à l'intensification agricole d'après-guerre se sont traduites par une diminution de la diversité et de la connectivité paysagère, une perte des surfaces semi-naturelles (bois, haies, prairies), des changements dans la gestion des cultures et un recours important aux intrants chimiques comme les pesticides¹. De nombreuses études ont montré que ces modifications du paysage et de la gestion des terres affectaient négativement la biodiversité, conduisant à un déclin des fonctions assurées par ces organismes et à une perte potentielle des services écosystémiques auxquels ils participent²⁻⁴. Ainsi, par exemple, les pesticides affectent la diversité végétale et animale, *a minima* dans les zones où ils sont appliqués⁵. En conséquence, des services essentiels au fonctionnement des agrosystèmes sont menacés (pollinisation, maintien de la fertilité des sols, gestion des ressources en eau, potentiel de contrôle biologique des pestes)⁶. Cependant, l'augmentation de la population mondiale nécessitant d'assurer une production alimentaire suffisante, il est essentiel de développer des pratiques agricoles durables conciliant une production alimentaire en quantité et de qualité et la protection des écosystèmes agricoles et naturels. De nombreux auteurs soulignent que pour atteindre cet objectif, les mesures de gestion devaient être mises en œuvre à l'échelle du paysage plutôt qu'au niveau des exploitations agricoles. Le paysage, au travers de la composition et de l'organisation des éléments qui le constitue, peut être utilisé comme levier d'action pour favoriser la durabilité des agrosystèmes⁷⁻¹⁰.

Malgré les précautions prises par les agriculteurs pour limiter les « fuites » de pesticides, les applications entraînent des transferts dans l'atmosphère par dérive de pulvérisation et par volatilisation post-application depuis la surface traitée, et des transferts dans les sols par entraînement avec l'eau d'infiltration et de ruissellement^{11,12}. L'atmosphère est un compartiment particulièrement efficace pour transporter les composés à des échelles spatiales locales à régionales ou même intercontinentales¹³, entraînant des contaminations significatives des écosystèmes non-cibles par dépôt^{14,15}. Ce constat a amené le groupe de travail FOCUS Air¹⁶ à élaborer un schéma d'évaluation des risques engendrés par cette voie d'exposition. Des modèles d'émission de pesticides par dérive et par volatilisation existent ainsi que des modèles de dispersion et dépôts gazeux, basés le plus souvent sur des approches résistives pour décrire les processus. Néanmoins, peu d'outils opérationnels existent pour décrire d'une manière intégrée les voies d'exposition résultant du couplage volatilisation/dérive – transfert – dépôt. De plus, leur validation reste difficile, un des verrous majeurs portant sur l'estimation des résistances aux échanges pour les pesticides, dans le cas des modèles basés sur des approches résistives¹⁷. Par ailleurs, l'échelle du paysage n'est à l'heure actuelle pas considérée alors que l'organisation spatiale et temporelle des usages des sols et des activités agricoles influence les transferts de pesticides dans l'atmosphère, mais aussi dans les sols. Dans ceux-ci, les constituants, et notamment les argiles et les matières organiques, peuvent retenir les contaminants et ainsi participer à la résistance aux transferts des pesticides vers les milieux naturels¹⁸. Enfin, le paysage joue sur la dynamique des organismes, conditionnant ainsi l'exposition aux pesticides et les impacts, et donc la résistance potentielle des systèmes cultivés aux bioagresseurs¹⁹.

La formulation de recommandations pour maintenir et promouvoir la biodiversité dans les agroécosystèmes est donc freinée par le manque de connaissances sur les liens pratiques-impacts et le besoin d'une prise en compte de l'échelle du paysage^{2,20}. Les pratiques agricoles étant variées et impliquant diverses modifications et perturbations de l'environnement de manière concomitante et en interaction, il est difficile de démêler l'influence respective des modifications du paysage et de l'utilisation de pesticides sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes. La plupart des études portant sur la biodiversité dans les agroécosystèmes est axée soit sur l'impact de la gestion des terres, soit sur l'influence des pesticides. Toutefois, devant l'urgence de protéger la biodiversité dans les agroécosystèmes et face aux questions scientifiques qui en découlent, des approches plus intégrées commencent à voir le jour. Ainsi, certaines études récentes ont mis en évidence des effets croisés des éléments du paysage et de l'usage de pesticides sur la biodiversité et les services écosystémiques^{6,20,21}. La déclinaison de ces travaux en mesures de gestion ou en propositions de pratiques alternatives est néanmoins limitée en raison des difficultés d'interprétation des résultats obtenus. Une des limites des études traitant de l'influence des pratiques agricoles sur les organismes non-cibles et les services écosystémiques est que les effets des pesticides, quand ils sont considérés, sont généralement évalués d'une manière relative, en comparant différentes pratiques agricoles ou systèmes de culture (par exemple l'agriculture biologique vs des pratiques conventionnelles)^{22,23}. Parallèlement, les études sur la gestion de l'usage des pesticides et de la biodiversité à petite échelle (champ, exploitation agricole), qui sont souvent proposées dans la littérature¹⁹, ne permettent pas de tenir compte de la complexité de la structure du paysage, qui peut influencer la répartition des organismes cibles et non-cibles des pesticides, la répartition des polluants²⁴, et leurs impacts sur les organismes vivants, à différents niveaux trophiques²⁵. Ainsi, considérer l'échelle du paysage peut devenir déterminant pour i) prendre en compte de nombreux processus biotiques et abiotiques d'une manière pertinente, en considérant les concepts de l'écologie du paysage²⁶, et ii) articuler la gestion agricole et les processus écologiques⁸.

L'évaluation de l'exposition réelle des organismes aux pesticides et des impacts en résultant, au travers de la caractérisation des transferts à l'échelle du paysage, permettrait une compréhension plus fine des processus écologiques dans les agrosystèmes. Cela pourrait permettre de promouvoir la biodiversité fonctionnelle utile aux agrosystèmes, favorisant les mécanismes biologiques limitant les attaques de bioagresseurs et donc de réduire l'usage des pesticides.

Le champ disciplinaire de l'**écotoxicologie du paysage**, introduit dans les années 90 par Cairns ²⁷, n'a reçu que peu d'attention jusqu'à présent. En s'appuyant sur les cadres conceptuels de l'écologie du paysage et de l'écotoxicologie, à savoir de la caractérisation du risque pour les organismes vivants, l'écotoxicologie du paysage peut fournir un cadre conceptuel et méthodologique encore peu exploré. L'objectif de l'écologie du paysage est de comprendre l'influence de l'hétérogénéité spatiale et de la dynamique des paysages sur les processus écologiques. La mosaïque paysagère est définie par sa composition (nombre et proportions des différents types d'occupations des sols) et sa configuration (agencement spatial des types d'occupations des sols) ²⁸⁻³⁰. L'impact de la structure spatiale et de la dynamique du paysage sur les organismes dépend en grande partie de leurs traits écologiques et biologiques (capacités de dispersion, exigences d'habitat, caractéristiques de niche et taille de domaine vital ; par exemple, la composition du paysage ne sera pas perçue de manière identique par une communauté d'insectes marcheurs ou une communauté d'oiseaux très mobile). A ce niveau d'organisation des processus écologiques spécifiques peuvent être abordés et des cadres théoriques intégrateurs sont proposés (exemples : dispersion des organismes entre habitats, mécanismes source-puit, métapopulation, métacommunauté).

Lorsque John Cairns Jr a proposé le cadre conceptuel de l'écotoxicologie du paysage, suite aux nouveaux concepts et aux nouvelles connaissances apportées par le développement de l'écologie du paysage, ses arguments de départ étaient basés sur le fait que les polluants étant disséminés au niveau des paysages écologiques et qu'ils pouvaient avoir des effets à ce niveau d'organisation. Il a alors proposé de développer une approche basée sur l'utilisation de paramètres appropriés à l'échelle spatiale à laquelle sont disséminés les contaminants, avec une attention particulière pour les patrons spatiaux et temporels, les impacts écologiques et l'intégration de multiples sources de données de toxicité à diverses échelles ²⁴. Enfin, il a souligné le fait que le paysage pourrait modifier le devenir, les patrons d'exposition et les effets des polluants à travers son influence sur la distribution spatiale des polluants, des habitats, des ressources et des organismes et sur de nombreux processus écologiques comme les dynamiques de populations et de communautés, les relations proies-prédateurs, ou encore les trajectoires évolutives. L'écotoxicologie du paysage peut donc être utilisée pour améliorer notre connaissance fondamentale des processus de transferts et des effets des polluants à l'échelle des paysages agricoles. De récentes études ont montré que la composition et/ou la structure du paysage influence la répartition spatiale de différents polluants dans l'environnement, et le transfert de polluants dans les réseaux trophiques, et les réponses des organismes à la contamination ³¹⁻³⁶.

La composition et l'organisation spatiale des éléments du paysage peuvent influencer la résistance des agrosystèmes à différents types de perturbations. Des travaux ont montré que les impacts et la régulation de diverses pestes pouvaient dépendre des caractéristiques du paysage ³⁷, par exemple les pullulations de campagnols terrestres ³⁸, la dispersion de la chrysomèle des racines du maïs ³⁹ ou encore les densités du puceron du soja ⁴⁰. Par ailleurs, les éléments paysagers peuvent limiter l'impact de perturbations physiques telles que l'érosion ou l'engorgement dans les agrosystèmes ⁴¹. La manipulation des caractéristiques du paysage représente par conséquent un levier d'action pour maintenir ou améliorer la résistance des agrosystèmes à diverses perturbations naturelles. Ainsi, des propositions de gestion des pestes orientées vers des outils paysagers commencent à être considérées comme des options possibles ^{42,43}.

En outre, les caractéristiques du paysage peuvent permettre d'augmenter la résistance et la résilience des écosystèmes aux impacts de perturbations anthropiques telles que la pollution des sols. Le projet BERISP (<http://www.berisp.org/>) est un exemple de la prise en compte de ces concepts pour la proposition de mesures de gestion pour l'aménagement du territoire dans des situations de contamination des sols. Ces propositions sont basées sur la prise en compte du rôle du paysage dans les patrons d'exposition d'organismes aux contaminants, polluants métalliques dans ce cas. Le système d'aide à la décision proposé dans BERISP permet d'évaluer les risques en prenant en compte l'usage des terres et la distribution spatiale des habitats. Il permet également de tester des scénarii dans lesquels la gestion des terres peut être modifiée pour atténuer les risques environnementaux liés à la pollution des sols. A notre connaissance, de telles études n'ont jamais été appliquées aux pesticides, alors qu'elles pourraient être la base pour la conception de mesures de gestion complémentaires pour mieux gérer les impacts des activités agricoles. Les outils de modélisation peuvent apporter une contribution majeure pour étudier l'influence du paysage sur la résistance des écosystèmes aux bioagresseurs et aux impacts des pesticides. Par ailleurs, l'utilisation de modèles permet de développer des approches de scénarisation pour proposer et tester *in silico* des mesures de gestion. Néanmoins, un frein important au développement et à l'utilisation de tels modèles réside dans le manque de données acquises *in natura* ⁴⁴. En effet, ces données biologiques et environnementales sont essentielles pour alimenter les modèles et pour valider leur pertinence et leur fiabilité.

II. OBJECTIFS GENERAUX ET STRUCTURATION DU PROJET

Objectifs

Le projet RESCAPE s'inscrit dans le cadre de l'écotoxicologie du paysage et proposait d'améliorer la connaissance des liens entre utilisation de pesticides et biodiversité en considérant le rôle du paysage, à la fois dans des conditions réelles de terrain et également par modélisation. Les paysages agricoles sont constitués d'une mosaïque de parcelles cultivées, de prairies fourragères et d'habitats semi-naturels ou naturels plus ou moins connectés, comme des haies, des bois, des prairies permanentes, des bandes enherbées, et des friches. Ces parcelles et ces éléments paysagers sont considérés comme des réservoirs d'auxiliaires des cultures et de bioagresseurs, mais également comme des sources et des puits pour les pesticides utilisés sur les cultures et transférés hors des parcelles.

L'objectif du projet était de déterminer les effets de l'usage des terres et de la gestion agricole (composition et configuration du paysage, pratiques culturales) sur la résistance des paysages aux transferts de pesticides dans les sols et dans les organismes vivants. Ce projet visait à améliorer les connaissances sur la manière dont les éléments du paysage affectent la répartition spatiale des pesticides, l'exposition des organismes non-cibles et les impacts sur ceux-ci.

Structuration du projet

Le projet était structuré selon deux axes thématiques englobant les différentes tâches et livrables:

- *L'atténuation de la pollution par les pesticides* : comment la structure du paysage et la gestion agricole (pratiques culturales, traitements pesticides) influencent : (i) la distribution spatiale des pesticides dans les sols et (ii) l'exposition des organismes aux pesticides ?
- *Le fonctionnement des agrosystèmes*, en terme de de maintien de communautés impliquées dans les fonctions des agroécosystèmes: comment la structure du paysage et la gestion agricole influencent-elles la biodiversité?

Le projet RESCAPE, pour son fonctionnement pratique, était organisé en 4 tâches (Figure 1), qui sont détaillées ci-après.

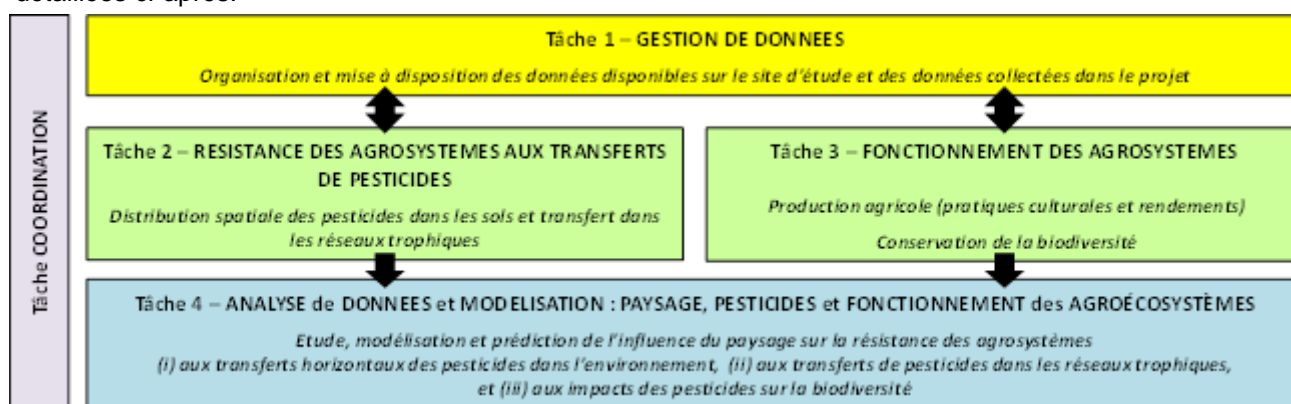


Figure 1. Structure du projet RESCAPE.

▪ Tâche 1. GESTION DES DONNEES

L'objectif de cette tâche était en premier lieu de faire l'inventaire de toutes les données disponibles sur la zone d'étude et nécessaires au projet RESCAPE (constitue le premier livrable ; droit d'accès restreint uniquement aux participants et dans le cadre du projet). La seconde sous-tâche visait à créer une base de données permettant de rassembler, d'organiser, d'archiver et de rendre disponibles les données collectées dans le cadre du projet pour les analyses statistiques et la modélisation. Les bases de données créées et implémentées seront à termes rendues partiellement disponibles au grand public (accès libre aux métadonnées et mise à disposition des données uniquement sous certaines conditions ; la gestion des accès a été discutée avec le comité de pilotage du projet et les fournisseurs de données ; livrable n° 6).

- *Tâche 2. RÉSISTANCE des AGROÉCOSYSTÈMES aux TRANSFERTS DE PESTICIDES*

Cette tâche visait tout d'abord à prélever des échantillons de sol et des animaux (invertébrés : vers de terre, carabes ; et vertébrés : micromammifères) au sein de différents éléments constitutifs du paysage (parcelles cultivées et éléments semi-naturels) dans plusieurs fenêtres paysagères. Les sols ont été caractérisés au niveau physico-chimique et par leurs teneurs en pesticides. Les transferts de pesticides dans les réseaux trophiques ont été évalués à travers la mesure des concentrations en pesticides dans la faune prélevée. Pour cela, des protocoles d'extraction et d'analyses spécifiques à chaque groupe étudié ont été développés dans le cadre du projet (livrable n° 3).

- *Tâche 3. – FONCTIONNEMENT DES AGROÉCOSYSTÈMES*

L'objectif de cette tâche était d'évaluer les impacts de la composition, de l'organisation paysagère et de l'utilisation de pesticides sur la biodiversité. Pour cela, des échantillonnages des communautés d'organismes choisis pour l'étude de l'exposition aux pesticides et qui sont impliqués dans de nombreuses fonctions écologiques ont été réalisés. Cette évaluation a été accompagnée d'enquêtes auprès des agriculteurs (livrable n°2) afin de recueillir des informations sur les pratiques culturales.

- *Tâche 4. ANALYSE de DONNEES et MODELISATION : PAYSAGE, PESTICIDES et FONCTIONNEMENT des AGROÉCOSYSTÈMES*

Différents scénarii de gestion en termes de pratiques et d'organisation spatiale qui permettent d'améliorer la résistance des paysages aux transferts horizontaux de pesticides ont été définis. Ces scénarii types représentent des situations contrastées simplifiées trouvées au sein des fenêtres paysagères définies sur la zone d'étude et ont permis d'analyser par modélisation l'effet de l'aménagement local sur la dispersion aérienne des pesticides utilisés (livrable n° 4). La qualité prédictive de ces modèles a été évaluée en comparant les prédictions aux données empiriques acquises.

Des analyses et modèles statistiques ont permis d'étudier les effets du paysage et des pratiques culturales sur le transfert des pesticides dans les réseaux trophiques et sur les impacts sur la biodiversité (livrable n° 5). L'ensemble des modèles et analyses ont été confrontés afin de dresser un bilan des caractéristiques des paysages « à risque » ou « résistants » et de proposer des mesures de gestion des agrosystèmes en vue d'améliorer la résistance aux impacts indésirables des pesticides et d'en réduire l'usage en favorisant la faune auxiliaire (livrable n°7).

La description du calendrier de travail initial et les livrables sont synthétisés dans le Tableau 1. Des aménagements ont été pris vis-à-vis du calendrier initial, en raison notamment des délais pour :

- les analyses chimiques, liés à des besoins de développement pour plusieurs matrices (les analyses de sol n'ont pas été réalisées par le partenaire initialement prévu mais par l'ISA (CNRS) qui a donc réalisé le développement et 180 dosages pour une matrice supplémentaire) et un nombre d'échantillons analysés largement supérieur aux prévisions de la proposition de recherche (proposition basée sur une vingtaine de paysages, échantillonnage impliquant au final 60 paysages) ;

- la réalisation des enquêtes auprès des agriculteurs (les partenaires du CEBC n'ont pas pu fournir les données d'enquête dans l'année suivant les prélèvements comme envisagé au démarrage, actuellement en 2019 les données d'enquête sont encore en cours de vérification) ;

- un besoin de mise à jour des données cartographiques paysagères en particulier pour les parcelles cultivées en AB (données finales fournies en 2019 par le CEBC), impliquant par la suite de nouveaux calculs pour les métriques paysagères et beaucoup d'analyses à refaire.

- la confirmation de l'identification de certains individus de petits mammifères du genre *Microtus* par biologie moléculaire (tâche supplémentaire par rapport au calendrier prévisionnel, besoin de recherche de financement complémentaire).

Ainsi, une demande d'avenant à la convention avait été soumise en 2018 et acceptée de façon à prolonger la durée du projet d'un an.

Dans ce rapport final, après une présentation de la méthodologie générale l'ensemble des résultats acquis en lien avec les livrables seront détaillés. Le rapport se termine par une section concernant les conclusions majeures et les perspectives de ce travail de recherche.

Tableau 1. Diagramme de GANTT présentant la réalisation des tâches prévues dans le projet.

	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Réunions du consortium						
Rapports						
Rassemblement des données disponibles nécessaires aux sessions de prélèvements <i>in situ</i> ⇒ Livable N°1						
Préparation des sessions de prélèvement <i>in situ</i> (visites de terrain, organisation logistique)						
Session de prélèvement <i>in situ</i>						
Enquêtes auprès des exploitants (pratiques, molécules utilisées) ⇒ Livable N°2						
Traitement et préparation des échantillons au laboratoire						
Analyse physico-chimiques des échantillons et protocoles d'extraction des pesticides dans les différentes matrices ⇒ Livable N°3						
Modélisation des dépôts de pesticides dans les éléments paysagers ⇒ Livable N°4						
Traitement et analyse des données : relations entre paysage, pesticides et biodiversité ⇒ Livable N°5						
Construction et alimentation de la base de données relative aux résultats acquis, et mise à disposition des métadonnées ⇒ Livable N°6						
Proposition de scénarii de gestion et de recommandations ⇒ Livable N° 7						
Valorisation						

III. METHODOLOGIE GENERALE

Approche et méthodologie générale

Le projet RESCAPE est basé sur des approches complémentaires de terrain et modélisation (Figure 2). Le projet a été conduit au sein d'une zone atelier appartenant au Réseau des Zones Ateliers du CNRS qui fait partie du réseau international LTERs. C'est sur cette zone de grande culture céréalière qu'a eu lieu l'ensemble de la collecte de données au printemps 2016:

- évaluation de la biodiversité (captures de vers de terre, carabes et petits mammifères)
- échantillonnage de sols et d'animaux pour analyse des résidus pesticides dans les réseaux trophiques
- recensement des données paysagères
- enquêtes auprès des agriculteurs pour collecter des informations sur les traitements phytosanitaires, l'ensemble des pratiques agricoles et itinéraires techniques.

Ainsi, le projet s'est structuré autour de cette session de prélèvement qui a permis d'acquérir les données et échantillons alimentant la réalisation des autres tâches du projet. L'analyse des données acquises sur le terrain a notamment permis de s'intéresser aux relations entre la biodiversité, l'exposition aux pesticides et les caractéristiques paysagères. La zone atelier (ZA) étudiée a également servi de base aux scénarii de modélisation de la dispersion des pesticides en fonction de la gestion des terres agricoles à l'échelle du paysage.

Sur la base de ces résultats de terrain et de modélisation, des caractéristiques de paysage « à risque » ou « résistants » aux effets indésirables des pesticides ont été identifiés et des mesures de gestion sont proposées.

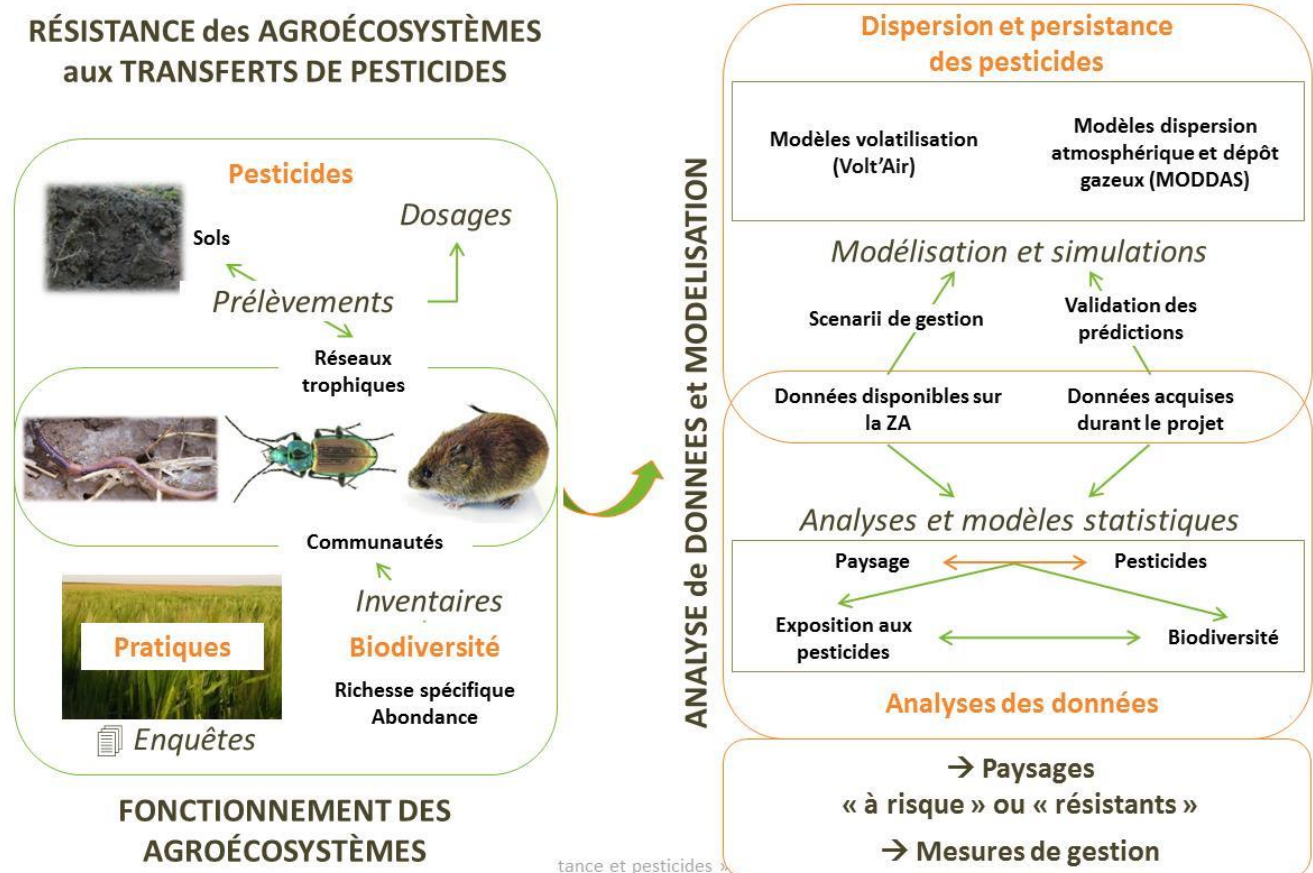


Figure 2. Méthodologie générale des travaux prévus dans le projet RESCAPE.

Zone d'étude et stratégie d'échantillonnage

La zone d'étude est située au sein de la Zone Atelier « Plaine & Val de Sèvre » (ZA PVS, www.zaplainevaldesevre.fr), dans le centre-ouest de la France à proximité de Niort. Sur cette zone de grande culture céréalière, on trouve également des zones bocagères et des éléments forestiers. Des travaux de recherche et des suivis environnementaux y sont menés depuis plusieurs décennies, permettant d'accéder à un réseau d'agriculteurs, à des données de pratiques agricoles, à des ressources cartographiques et à des données de suivi de la faune.

D'un point de vue opérationnel, les zones d'étude au sein de la ZA PVS sont des fenêtres paysagères de 1 km de côté (Figure 3). 60 fenêtres ont été choisies sur la base de leurs caractéristiques paysagères et des pratiques culturales des exploitants, de manière à étudier des gradients indépendants permettant de discriminer les effets de caractéristiques du paysage telles que proportion d'éléments semi-naturels boisés, de prairies, et d'agriculture biologique dans le paysage.

Initialement, le projet prévoyait l'étude de 7 fenêtres paysagères, sur les mêmes critères. Le choix a été fait dès le début du projet de modifier cette stratégie pour plus de pertinence et de puissance statistique dans l'analyse des résultats. Cela a été explicité de manière approfondie dans le rapport intermédiaire (datant de novembre 2017) et validé par le (CSO R&I) début 2018.

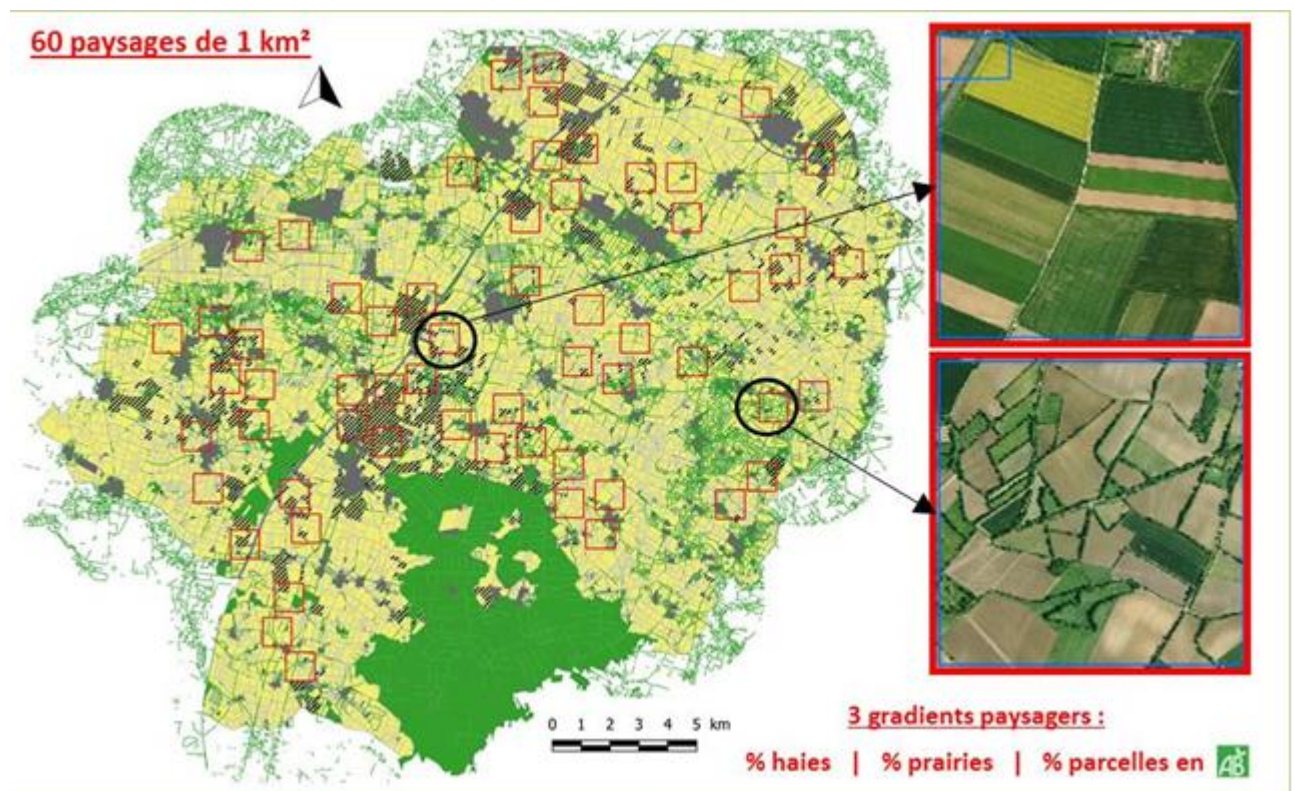


Figure 3. Plan d'échantillonnage du projet à l'échelle paysagère : 60 fenêtres de 1 km² sur des gradients paysagers indépendants.

Préparation et réalisation des prélèvements sur le terrain (LIVRABLE 1)

Les supports nécessaires à la session d'échantillonnage (fonds de carte, localisation des parcelles, etc) ont été fournis et réunis par les membres du consortium et mis à disposition des équipes sur le terrain sous les conditions définies par la « Charte concernant la collecte et l'utilisation des données sur la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre » (cf <http://www.za.plainevalsevre.cnrs.fr/>) (Livrable 1).

Les études et les prélèvements *in situ* ont été réalisés dans plusieurs habitats, semi-naturels et cultivés (i.e. cultures de blé d'hiver, prairies et haies), afin de considérer l'effet de l'occupation locale du sol sur l'exposition aux pesticides. Au total, 180 sites ont donc été échantillonnés (3 habitats par paysage ; Figure 4). Dans le cas des parcelles agricoles, des parcelles cultivées en agriculture conventionnelle (AC) et en agriculture biologique (AB) ont été échantillonnées pour étudier également les différences entre ces deux types de systèmes de culture. Les protocoles de prélèvements des différents groupes d'échantillons sont définis ci-dessous (Figure 5).

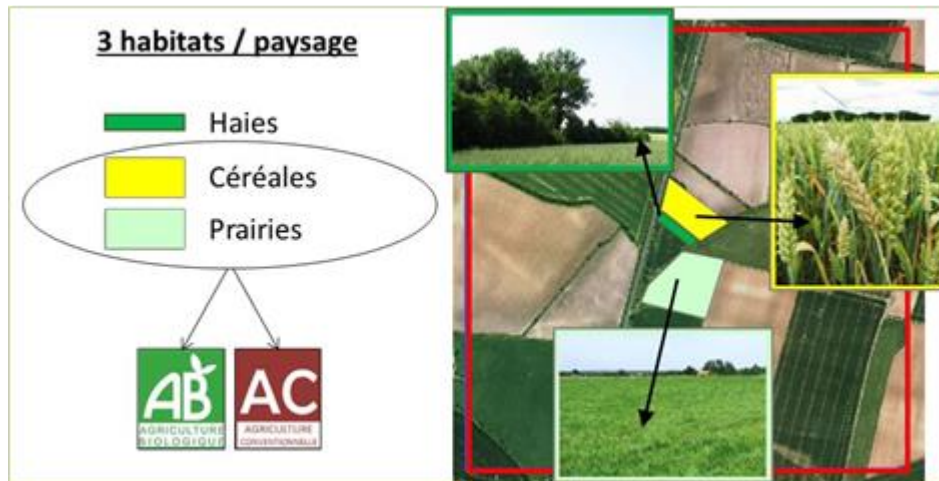


Figure 4. Stratégie d'échantillonnage de RESCAPE à l'échelle de l'habitat : 3 habitats par fenêtre, les parcelles en céréales et les prairies pouvant être conduites en AB ou en agriculture conventionnelle.

Les sols ont été prélevés au mois d'avril afin d'analyser leurs propriétés physico-chimiques et de réaliser des dosages de pesticides. Dans les deux cas, trois carottes de sol ont été prélevées à la tarière (Figure 5) sur chacun des 180 sites. Ces carottes ont été rassemblées et homogénéisées pour n'obtenir qu'un seul échantillon composite par site de prélèvements. La profondeur de prélèvement était de 0-20 cm pour les analyses physico-chimiques (profondeur correspondant à la zone d'habitat des vers de terre) et de 0-5 cm pour le dosage des pesticides (la majorité des pesticides s'adsorbant sur les matières organiques en surface des sols).

Les échantillons pour les analyses physico-chimiques ont été envoyés au LAS d'Arras (INRA).

Les échantillons pour le dosage des pesticides ont été congelés après prélèvement et envoyés à l'ISA à Lyon (CNRS).

Pour les vers de terre, sur chacun des 180 sites de prélèvements, nous avons réalisé un point d'échantillonnage pour caractériser les communautés au mois d'avril à au moins 20 m du bord de la parcelle. Un cadre de 40 cm de côté a été placé sur le sol, et la végétation a été coupée à l'intérieur de cette surface. A 2 reprises (espacées de 10 minutes), nous avons versé à l'intérieur du cadre 3,2 L d'une solution irritante (pour les vers de terre) d'allyl isothiocyanate (AITC, isopropanol et eau). Les vers émergeant à la surface ont été collectés et conservés dans un pilulier contenant du formol à 4%. A la fin des 20 minutes de collecte, un monolithe de sol délimité par l'emplacement du cadre de 40 cm de côté a été creusé sur 20 cm de profondeur. Le sol a été trié manuellement pour collecter les vers restant dans le bloc. Ceux-ci ont été placés dans le pilulier de formol à 4%. Au laboratoire, les vers de terre ont été identifiés à l'espèce et pesés par espèce. Les communautés ont donc été caractérisées par l'abondance totale de vers de terre, la richesse spécifique et la composition des communautés.

Pour le dosage des pesticides, nous avons essayé de trouver a minima 5 individus de l'espèce *Allolobophora chlorotica* par site de prélèvement (Figure 5). Ce ver de terre est une espèce endogée vivant dans les premiers centimètres de sol. Elle est très représentée dans différents habitats et cela nous a permis de la collecter sur 155 des 180 sites explorés. Au laboratoire, les individus ont été mis à jeûner pendant 48h avant d'être congelés, puis envoyés à l'ISA de Lyon.

Les carabes ont été échantillonnés à l'aide de pièges Barber enfoncés à ras du sol, à moitié remplis d'une solution d'eau salée et savonneuse (10g de sel par L et 10 gouttes de liquide vaisselle inodore), et laissés en place pendant 4 jours (Figure 5). Les haies ont été échantillonnées au mois d'avril à l'aide de 3 pots pièges disposés en ligne au centre de la haie, et espacés de 5m. Les parcelles agricoles (céréales et prairies) ont été échantillonnées courant mai et juin à l'aide de 4 pots pièges : 2 pots pièges (espacés de 50m) à proximité d'une des bordures de la parcelle, et 2 pots pièges au centre de la parcelle, placés à l'intérieur du champ à au moins 20m de la bordure échantillonnée. Au laboratoire, les carabes ont été comptés et identifiés à l'espèce. Les communautés ont donc été caractérisées par l'abondance totale de carabes, la richesse spécifique et la composition des communautés.

Pour le dosage des résidus de pesticides dans les organismes, pour chaque site de prélèvements, nous avons échantillonné les individus de deux espèces de carabes (*Poecilus cupreus* et *Harpalus dimidiatus*). Ils ont été congelés à -20°C, puis envoyés à l'ISA de Lyon (Figure 5). Les individus appartenant aux autres espèces de carabes ont quant à eux été conservés dans l'alcool à 70°.

Les micromammifères ont été capturés à l'aide pièges non-létaux INRA avec dortoir, disposés en lignes de 25 pièges espacés de 3 mètres au centre des parcelles ou haies étudiées (Figure 5). Les pièges ont été laissés en place au moins une nuit, jusqu'à 3 nuits consécutives dans le cas où les effectifs de capture étaient insuffisants, sur une période d'échantillonnage s'étalant sur mai et juin. Dans le cas où les lignes placées dans les haies n'aboutissaient à aucune capture, les lignes ont été déplacées dans la parcelle cultivée adjacente en bordure de la haie de manière à capturer les animaux effectuant des trajets entre la parcelle et la haie. Les animaux capturés ont été identifiés en main, sexés et pesés. Un prélèvement d'oreille a été réalisé pour les campagnols et les souris car pour certaines espèces du genre *Microtus* et les juvéniles du genre *Mus*, l'identification en main à l'espèce s'avère compliquée voir douteuse. Les échantillons de tissus d'oreilles de *Microtus* et *Mus* ont donc été analysés par biologie moléculaire (extraction d'ADN puis séquençage) pour confirmer les identifications. L'ensemble des données de capture (standardisées sur une nuit) permettent de caractériser les communautés (abondance, richesse spécifique, biomasse, composition).

Pour évaluer l'exposition des micromammifères aux pesticides, nous avons jugé préférable d'effectuer les dosages sur des échantillons collectés de manière peu invasive plutôt que sur des tissus internes nécessitant le sacrifice des individus. Un prélèvement de poils a donc été réalisé chez les rongeurs (*Apodemus sylvaticus* ; Figure 5). Les animaux ont ensuite été relâchés après manipulation. Dans les cas où les individus n'ont pas survécu à la capture (occurrence régulière chez les musaraignes, *Crocidura russula*), les corps ont été congelés à -20°C pour conservation et les poils ont été prélevés par tonte ultérieurement au laboratoire. Le budget ne permettant pas d'analyser l'ensemble des échantillons collectés, et les captures n'étant pas (pour une ou plusieurs espèces) réparties dans tous les habitats dans tous les paysages, un sous-échantillonnage a été opéré de manière à obtenir des résultats de résidus pesticides dans les poils :

- dans différents habitats, dans un nombre maximal de paysages pour une espèce (musaraigne),
- chez les deux espèces pour des individus capturés aux mêmes endroits (haies).



Figure 5. Schéma général des dispositifs utilisés pour le prélèvement des différents groupes étudiés et les caractéristiques des échantillons utilisés pour les analyses de résidus de pesticides.

Enquêtes auprès des agriculteurs (LIVRABLE 2)

Afin de pouvoir relier la biodiversité et l'exposition aux pesticides aux pratiques agricoles (notamment les pratiques phytosanitaires) et aux caractéristiques du paysage, nous avons recueilli des informations relatives à ces « variables explicatives ».

Les agriculteurs exploitant les parcelles échantillonnées ont été enquêtés. Ces enquêtes ont été réalisées dans les mois suivant la campagne d'échantillonnage sur le terrain, jusqu'en 2018 pour acquérir l'ensemble des informations. Le travail sur les enquêtes s'est poursuivi jusqu'en 2019 pour les saisir informatiquement et vérifier l'ensemble des données. Les données finales ont donc été disponibles à partir de la dernière année du projet.

Les données anonymées et synthétisées ont été utilisées pour nos analyses. Le détail des enquêtes ne peut être fourni dans la base de données ou autre support en respect de la loi Informatique et Libertés et du règlement général sur la protection des données (RGPD).

Analyse des caractéristiques physico-chimiques des sols

Les caractéristiques physiques et chimiques des sols ont été mesurées à chaque point de prélèvement (ex. pH, taux de matière organique, granulométrie). Ces analyses ont été confiées au Laboratoire d'Analyse des Sols d'Arras. Les données sont utilisées pour tester l'influence de variables locales pouvant affecter la mobilité, la rétention ou encore la persistance des pesticides dans les sols et vers les autres compartiments. Les données seront disponibles dans la base de données finale.

Cartographie des paysages et métriques paysagères

Concernant les caractéristiques du paysage, les cartographies de l'usage des sols et des éléments arborés/arbustifs existantes sur la ZA ont été utilisées, et mises à jour grâce à des photographies aériennes et visites de terrain. Des logiciels de type « systèmes d'information géographique » ont été employés pour cette étape. Les métriques paysagères de composition et configuration ont ensuite été calculées en utilisant ces cartes, grâce au logiciel dédié « *Fragstats* ».

IV. PRINCIPAUX RESULTATS

Développements en chimie analytique (LIVRABLE 3)

Afin d'évaluer la répartition spatiale des pesticides dans les paysages et l'exposition réelle des organismes non-cibles (vers de terre, carabes, micromammifères) aux produits phytosanitaires, nous avons mesuré les niveaux de pesticides dans les sols et dans ces organismes dans le cadre d'une approche *in natura*.

En concertation entre les membres du consortium, 31 molécules organiques (9 insecticides, 10 fongicides et 12 herbicides) (Tableau 3) ont été retenues sur les critères suivants : fréquence et quantité d'utilisation sur la ZA, potentiel d'émission vers l'atmosphère et persistance dans le sol.

Il était initialement prévu dans le projet que les pesticides dans les sols soient dosés au LAS à Arras (INRA) mais le développement méthodologique a finalement été réalisé par l'ISA (CNRS). En parallèle du développement sur les sols, cette dernière équipe a pu mettre au point une méthode multi-résidus de dosage des 31 molécules d'intérêt dans les vers de terre et les carabes.

Pour les micromammifères, il a été décidé d'utiliser des méthodes d'échantillonnage non-létales. Les dosages de pesticides, réalisés sur des échantillons de poils, ont finalement été réalisés par le Luxembourg Institute of Health (LIH, Department of Population Health, Esch-sur-Alzette, Luxembourg) dans le cadre d'une prestation de service (pas de développement méthodologique). En effet, le Dr Brice Appenzeller avait récemment développé des méthodes de dosages multi-résidus d'une grande sensibilité sur des cheveux humains et des poils de petits mammifères de laboratoire (rats). Ces modifications par rapport à l'initial avaient été validées par le CSO R&I en février 2018. Cette collaboration nous a permis d'obtenir des données sur 70 molécules actuellement utilisées (cf partie résultats), dont 19 molécules communes avec celles dosées dans les autres organismes et les sols (Tableau 2).

Tableau 2. Liste des molécules analysées par le LIH dans les poils de micromammifères, avec les limites de quantification (LOQ) et leurs principales caractéristiques. Les molécules en commun avec celles dosées par l'ISA sont surlignées en jaune.

Names	LOQ (ng g ⁻¹)	Chemical family	Parent molecule / Transformation Product (TP)	Use
Cyproconazole	0.5	Azole	Parent	Fongicide
Difenoconazole	0.5			
Epoxiconazole	0.5			
Fenbuconazole	1			
Imazalil	10			
Myclobutanil	0.5			
Penconazole	1			
Prochloraz	0.5			
Propiconazole	0.5			
Tebuconazole	1			
Tetraconazole	1			
Thiabendazole	0.5			
Triadimenol	20			
Propyzamide	1	Benzamide	Parent	Herbicide
Zoxamide	0.5			Fongicide
Carbendazim	0.5	Carbamate	Parent	Fongicide
Fenoxycarb	2			Insecticide
Iprovalicarb	0.5			Fongicide
Oxamyl	0.5			Insecticide
Prosulfocarb	1			Herbicide
Boscalid	2.00			Carboxamide
Diflufenican	0.5	Herbicide		
Dimethachlor	0.5	Chloroacetanilide	Parent	Herbicide
Iprodione	5	Dicarboximide	Parent	Fongicide
Pendimethalin	2	Dinitroaniline	Parent	Herbicide
Aclonifen	50	diphenyl-ether	Parent	Herbicide
2,4-D	0.1	Acid herbicide	Parent	Herbicide

2,4-DB	0.5			
Dichlorprop	1			
MCPA	2			
MCPB	0.5			
Mecoprop	1			
Fenhexamid	10	Hydroxyanilide	Parent	Fungicide
Spinosyn A	0.4	Macrolide	Parent	Insecticide
Clothianidin	1		Parent ^b	
Acetamiprid	5			
Dinotefuran	2	Neonicotinoid		Insecticide
Imidacloprid	0.5		Parent	
Thiacloprid	5			
Thiamethoxam	0.4			
Metazachlor	0.5	Organochlorine	Parent	Herbicide
Metolachlor	0.03			
TCPy	0.3	Organophosphorous	TP chlorpyrifos	Insecticide
Indoxacarb	0.5	Oxadiazine	Parent	Insecticide
Oxadiazon	0.5			Herbicide
Bifenthrin	0.5			
Cyfluthrin	2			
Cyhalothrin	0.5			
Cypermethrin	2		Parent	
Deltamethrin	2			
Fenvalerate	1.5			
Permethrin	10	Pyrethroid		Insecticide
2-CIBA	0.5			
3-PBA	0.5			
4F3PBA	0.5			
Br2CA	0.5		TP pyrethroids	
Cl2CA	0.5			
CICF3CA	5			
Cyprodinil	1	Pyrimidine	Parent	Fungicide
Pyrimethanil	0.5			
Azoxystrobin	0.5			
Kresoxim-methyl	0.5	Strobilurin	Parent	Fungicide
Pyraclostrobin	0.5			
Trifloxystrobin	0.5			
Chloridazon	0.5	Triazine / Triazinone		
Metamitron	5	/ Diazine	Parent	Herbicide
Metribuzin	20			
Lenacil	1	Uracil	Parent	Herbicide
Chlortoluron	1	Substituted urea	Parent	Herbicide
Metobromuron	0.5			

L'Institut des Sciences Analytiques (ISA) de Lyon a donc réalisé le développement et la validation d'une méthodologie analytique rapide, robuste et sensible pour détecter et quantifier les 31 pesticides dans les vers de terre, les carabes et les sols. Les analyses ont été effectuées par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (LC-MS/MS) sur un couplage H-Class Xevo TQ-S (Waters).

Tableau 3. Paramètres de détection des 31 pesticides ciblés dans l'étude sur le couplage chromatographie en phase liquide - spectrométrie de masse en tandem (MRM1 = transition de quantification, MRM2 = transition de confirmation).

Pesticide	Classe	tr (min)	Tension de cône (V)	MRM 1	Energie de collision (eV)	MRM 2	Energie de collision (eV)	Rapport MRM1/MRM2
Thiamethoxam	INSECT	2,1	7	292,2 > 211,1	11	292,2 > 181,1	19	1,6
Imidacloprid	INSECT	2,6	11	256,2 > 175,2	15	256,2 > 209,2	17	1,1
Thiacloprid	INSECT	3,2	20	253,0 > 126,0	20	253,2 > 186,1	12	15,4
Pirimicarb	INSECT	4,1	30	239,1 > 72,0	18	239,1 > 182,1	18	1,2
Lambda-cyhalothrin	INSECT	6,5	6	467,3 > 225,1	12	467,3 > 141,1	46	5,1
Cypermethrin	INSECT	6,6	20	433,3 > 191,1	12	433,3 > 416,2	8	1,9
Deltamethrin	INSECT	6,7	10	523,2 > 281,0	14	523,2 > 506,1	8	1,6
Bifenthrin	INSECT	6,8	32	440,3 > 181,2	14	440,3 > 166,0	44	2,5
Tau-fluvalinate	INSECT	6,8	15	503,0 > 181,1	30	503,0 > 208,1	12	1,2
Acetochlor	HERB	5,1	22	269,9 > 224,0	10	269,9 > 148,1	18	1,9
Aclonifen	HERB	5,4	20	264,8 > 182,1	28	264,8 > 79,9	32	2,7
Pyroxulam	HERB	3,9	16	434,9 > 195,0	26	434,9 > 123,9	46	7,8
Metazachlor	HERB	4,4	15	278,0 > 134,1	22	278,0 > 210,0	10	1,9
Dimethachlor	HERB	4,4	20	256,2 > 224,2	15	256,2 > 148,2	25	2,4
Clomazone	HERB	4,5	23	240,0 > 125,0	18	240,0 > 89,0	46	21,9
Napropamide	HERB	5,2	21	272,1 > 129,1	16	272,1 > 171,1	18	1,2
Cycloxydim	HERB	5,8	23	326,0 > 180,0	16	326,0 > 280,0	22	1,1
Diflufenican	HERB	5,8	30	394,9 > 266,0	28	394,9 > 246,0	32	3,8
Cloquintocet-mexyl	HERB	6,1	30	336,2 > 238,0	18	336,1 > 192,0	35	2,3
Pendimethalin	HERB	6,2	12	282,2 > 212,2	10	282,2 > 194,1	17	6,0
S-metolachlor	HERB	5,1	2	283,9 > 252,0	14	283,9 > 176,1	26	3,7
Cyproconazole	FONG	4,8	27	292,2 > 70,2	18	292,2 > 125,1	24	1,9
Boscalid	FONG	5,0	30	343,2 > 307,2	20	343,2 > 140,1	20	3,2
Epoxiconazole	FONG	5,2	30	330,0 > 121,0	23	330,0 > 123,0	20	3,4
Fenpropidin	FONG	6,5	47	274,2 > 147,1	28	274,2 > 86,1	28	2,6
Metconazole	FONG	5,4	29	320,1 > 70,0	22	320,1 > 125,0	36	6,0
Fluoxastrobin	FONG	5,5	27	459,0 > 427,0	18	459,0 > 188,0	36	3,3
Propiconazole	FONG	5,5	37	342,0 > 159,0	34	342,0 > 69,0	22	3,9
Prochloraz	FONG	5,7	27	376,2 > 308,1	11	376,2 > 70,0	23	3,3
Metrafenone	FONG	5,8	19	409,0 > 209,1	14	409,0 > 226,9	16	2,0
Pyraclostrobin	FONG	5,8	20	388,1 > 193,9	12	388,1 > 163,0	25	1,0

La séparation des 31 pesticides a été réalisée sur une colonne chromatographique Kinetex Phenyl-Hexyl (100 × 2,1 mm ; 2,6 µm) de Phenomenex. Les phases mobiles sont composées de (A) eau ultra pure avec 0,01% d'acide acétique et 0,04 mmol/L d'acétate d'ammonium et (B) méthanol (MeOH). Le débit de phase mobile a été fixé à 0,4 mL/min. La séparation est effectuée en mode gradient : la composition initiale commence à 5% (B), puis le pourcentage d'éluant organique (B) augmente jusqu'à 90% en 7 min, puis jusqu'à 100% en 0,1 min et reste à 100% pendant 2 min. Ensuite les conditions initiales sont rétablies en 0,1 min et la colonne est équilibrée dans ces conditions pendant 3 min. La température de la colonne est maintenue à 60°C et le volume d'injection a été fixé à 2 µL.

La détection des pesticides a été obtenue en mode MRM (Multiple Reaction Monitoring) avec la source d'ionisation électrospray fonctionnant en mode positif (ESI+). Les paramètres de détection ont été optimisés pour chaque composé par infusion du standard analytique correspondant (Tableau 3). Deux transitions ont été suivies pour chaque pesticide. La transition MS/MS la plus intense (MRM1) a été utilisée pour la quantification et la deuxième (MRM2) pour confirmer la présence de l'analyte ciblé. Deux paramètres d'identification supplémentaires ont été systématiquement vérifiés pour s'assurer de la présence des analytes ciblés : le temps de rétention et le rapport des 2 transitions MRM1/MMR2 qui doivent être constants entre les étalons dans la matrice et les échantillons (écart de 20% toléré).

Pour les vers de terre, le développement analytique a été effectué sur des vers de terre « blancs » issus d'un élevage de laboratoire et exempts de pesticides. La méthode choisie pour extraire les pesticides ciblés des vers de terre est basée sur la technique QuEChERS (Quick Easy Cheap Effective Rugged and Safe). Celle-ci consiste en une extraction liquide-liquide assistée par des sels, suivie d'une étape de purification. Chaque étape de la technique QuEChERS a été optimisée. Pour cela, la réponse de chaque analyte a été comparée entre les différentes conditions testées afin de sélectionner les paramètres conduisant aux meilleurs résultats pour la majorité des composés ciblés. De plus, les extractions ont été réalisées avec une faible quantité de matrice (250 mg).

Lors de la première étape de l'extraction, l'efficacité des deux sels commerciaux (citrate et acétate) a été évaluée (Figure 6). Les résultats montrent que le sel citrate conduit à de meilleurs résultats pour la plupart des composés ciblés. Ce sel a donc été conservé pour la suite du développement analytique. De la même manière, les ratios acétonitrile/eau employés lors de l'extraction liquide/liquide ont été optimisés (10/3, 10/6, 10/9) ainsi que la phase solide dispersive utilisée pour la purification des extraits (PSA, PSA/C18, EMR lipid, pas de purification). Le protocole final optimisé pour l'extraction des 31 pesticides dans les vers de terre est résumé dans la Figure 7.

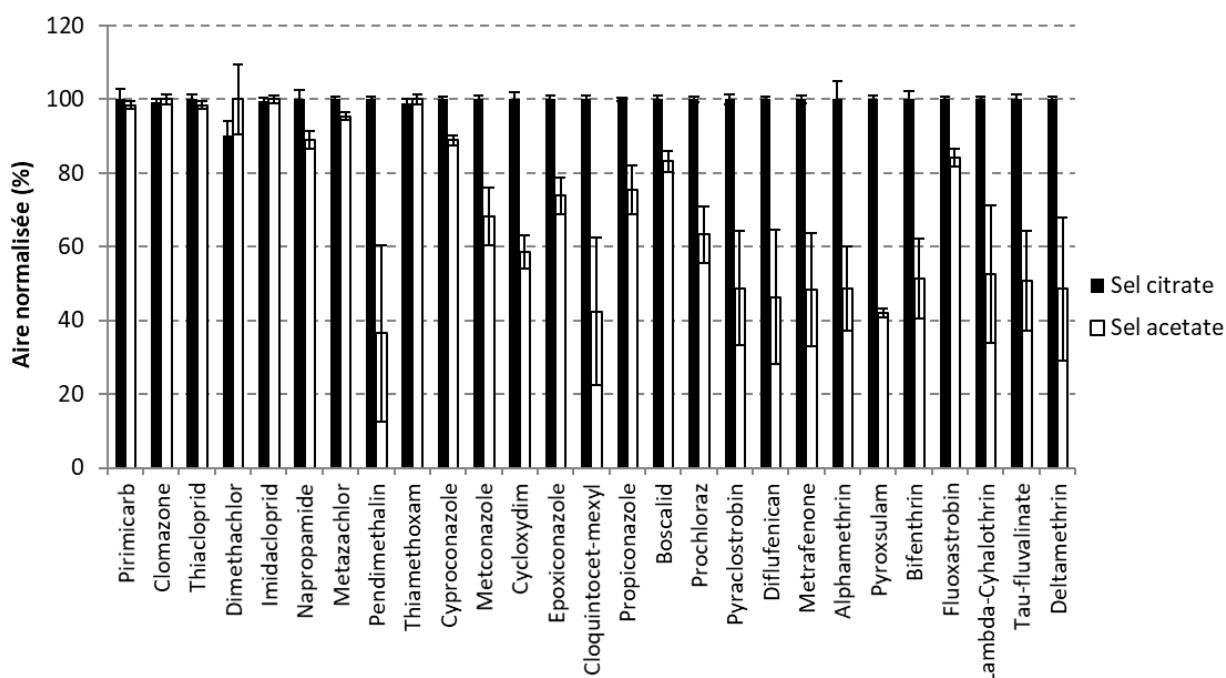


Figure 6. Comparaison de l'extraction des vers de terre par QuEChERS (Quick Easy Cheap Effective Rugged and Safe) avec les sels citrate et acétate.



Figure 7. Protocole final employé pour l'extraction des 31 pesticides sélectionnés dans les vers de terre.

Les performances analytiques de la méthode ainsi développée (rendements d'extraction, effets matrice, limites de détection et de quantification) ont été évaluées (cf liste de publications : Daniele et al., 2018). Nous avons vérifié qu'elles répondaient aux préconisations de la norme SANCO/12571/2013 relative à la validation des procédures pour l'analyse de résidus de pesticides. Les limites de quantification (LQ) obtenues sont, pour la majorité des pesticides ciblés (85%), inférieures à 5 ng g⁻¹, avec pour 17 analytes des LQ inférieures à 0,1 ng g⁻¹.

La quantification des 31 pesticides dans les échantillons de vers de terre collectés dans la ZAPVS est réalisée par étalonnage dans la matrice (« matrix-matched calibration ») c'est-à-dire que les étalons sont préparés par dopage d'échantillons de ver de terre blancs (=exemptes des pesticides ciblés) à différentes concentrations.

Chaque série analytique comprend l'analyse de 6 niveaux de calibration allant de la LQ à 100 fois la LQ. La robustesse de chaque analyse est contrôlée par vérification de l'aire du pic chromatographique d'un standard d'extraction, l'imidacloprid-d4 ajouté avant extraction. De plus, l'ajout d'un standard d'injection, la ¹³C-phénacétine, dans les vials juste avant injection permet de contrôler les éventuelles variations du volume d'injection. Enfin, les performances instrumentales sont également vérifiées régulièrement par injection de contrôles analytiques (QC) correspondants aux mélanges des étalons de pesticides aux concentrations 2LQ, 10 LQ ou 50 LQ.

Pour les carabes, le protocole analytique développé et optimisé pour les vers de terre a été adapté à la faible masse des carabes. Ainsi une micro-extraction QuEChERS est réalisée en miniaturisant le protocole employé pour les vers de terre, permettant d'extraire seulement 50 mg de matrice (Figure 8).

Les limites de quantification obtenues sont, pour la majorité des pesticides ciblés (81%), inférieures à 5 ng g⁻¹, avec pour 13 analytes des LQ inférieures à 1 ng g⁻¹.



Figure 8. Protocole d'extraction des 31 pesticides dans les carabes.

Pour les sols, le développement analytique a été effectué par dopage de sols « blancs » (exempts des pesticides d'intérêt) avec 500 µL de mélange de pesticides, pendant 12h afin de bien imprégner le sol et de s'approcher des conditions d'interactions réelles entre le sol et les pesticides. Une quantification par étalonnage interne est réalisée en utilisant 13 standards internes deutérés en mélange à des concentrations de 5, 50 ou 500 µg/L en fonction des molécules (Tableau 4). Les standards deutérés ont également été infusés dans la source du spectromètre de masse afin d'optimiser leurs conditions de détection (Tableau 4). La transition MS/MS la plus intense est suivie pour ces composés.

Tableau 4 : Paramètres de détection des standards deutérés de pesticides utilisés dans l'étude sur le couplage chromatographie en phase liquide-spectrométrie de masse en tandem.

	Tr (min)	Tension de cône (V)	MRM 1	Energie de collision (eV)	Pesticides quantifiés avec le deutéré correspondant
Thiamethoxam-d3	2,04	14	294,9 → 183,9	23	Thiamethoxam
Imidacloprid d4	2,50	11	260,3 → 213,2	15	Thiacloprid; Imidacloprid
Pirimicarb-d6	4,04	2	245,2 → 78,0	22	Pirimicarb; Pyroxsulam
Metazachlore-d6	9,81	4	279,1 → 105,0	12	Clomazone; Diméthachlore; Metazachlor
Cyproconazol-(methyl-d3)	4,90	40	294,9 → 69,9	17	Cyproconazole
Napropamide-d10	5,14	10	282,2 → 171,1	20	Acetochlor; Napropamide; S-Metolachlor; Boscalid
Aclonifen-d5	5,40	32	272,2 → 186,9	24	Aclonifen
Propiconazole-(phenyl-d3)	5,52	16	347,2 → 69,1	18	Metconazole; Epoxiconazole; Propiconazole
Prochloraz-(ethylene-d4)	9,81	94	380,6 → 312,9	11	Prochloraz
Metrafenone-(2,3,4-trimethoxy-d9)	5,74	32	418,2 → 218,1	12	Cycloxydim; Metrafenone
Pyraclostrobin-(N-methoxy-d3)	5,74	34	391,2 → 163,0	24	Pyraclostrobin; Fluoxastrobin
Diflufenican-d3	5,80	2	397,9 → 185,1	50	Pendimethalin; Cloquintocet-mexyl; Diflufenican
Deltamethrin-phenoxy-d5	9,80	40	269,9 → 104,9	15	Fenpropidin; Cypermethrin; Bifenthrin; Lambda-cyhalothrin; Tau-fluvalinate; Deltamethrin

Différentes méthodes d'extraction couramment utilisées dans les analyses de sol ont été testées : (i) la technique QuEChERS (Quick Easy Cheap Effective Rugged and Safe) (ii) la technique ASE (Accelerated Solvent Extraction) qui utilise l'association de la haute température et de la haute pression pour améliorer l'efficacité de l'extraction et (iii) l'extraction par ultrasons. Les extractions ont été réalisées à partir de 5g de sol sec, broyé et tamisé à 250 µm.

De la même manière que précédemment, les réponses de chaque analyte ont été comparées entre les différentes conditions testées afin de sélectionner les paramètres conduisant aux meilleurs résultats pour la majorité des composés ciblés.

Plusieurs températures, nombre de cycles et solvant d'extraction ont été testés pour l'ASE afin d'évaluer les conditions optimales d'extraction par cette technique. L'extraction ASE conduisant aux meilleurs résultats correspond à 3 cycles d'extraction avec du méthanol, à 50°C. Ces conditions ont été appliquées pour l'ASE pour la comparaison avec les autres techniques d'extraction. L'extraction aux ultrasons a été réalisée à une température de 50°C pendant 15 min. L'extraction QuEChERS mise au point pour les vers de terre a été appliquée pour l'analyse des sols. Les résultats sont présentés dans la Figure 9.

Les résultats montrent que l'extraction la plus efficace pour la majorité des composés est l'extraction QuEChERS, les ultrasons conduisent néanmoins à des extractions efficaces pour un grand nombre de pesticides. Différents tests ont été réalisés afin d'améliorer le rendement de l'extraction QuEChERS initialement effectuée : acidification du solvant d'extraction, ajout d'un complexant fort (EDTA) dans l'eau lors de l'extraction, ajout d'une étape d'ultrasons lors de l'extraction. Le protocole d'extraction combinant les ultrasons à une extraction QuEChERS en présence d'EDTA conduit aux meilleurs résultats et sera conservé. Une étape supplémentaire d'optimisation de la quantité de sol extraite (2,5 ou 5 g) a été réalisée et montre que les meilleurs rendements d'extraction et les LQ les plus basses sont obtenus après extraction de 2,5g de sol.

Le protocole final d'extraction de la matrice sols est résumé dans la Figure 10. Les LQ obtenues sont inférieures à 1 ng g⁻¹ pour 88% des pesticides sélectionnés.

POUR RESUMER

Pour les sols, vers de terre et carabes (matrices relativement complexes), l'enjeu analytique de cette étude consistait à obtenir, à partir de faibles poids de matrices, des limites de quantification faibles afin de pouvoir analyser des traces de 31 pesticides appartenant à différentes familles - et donc présentant des propriétés physicochimiques diverses. Pour cela, l'optimisation de chacune des étapes du protocole analytique a permis de développer des méthodes multi-résidus adaptées à chaque matrice, avec des limites de quantification très basses (80% étant inférieures à 1,5 ng g⁻¹), en travaillant sur de faibles prises d'essai (2,5 g de sol, 250 mg de vers de terre et 50 mg de carabes).

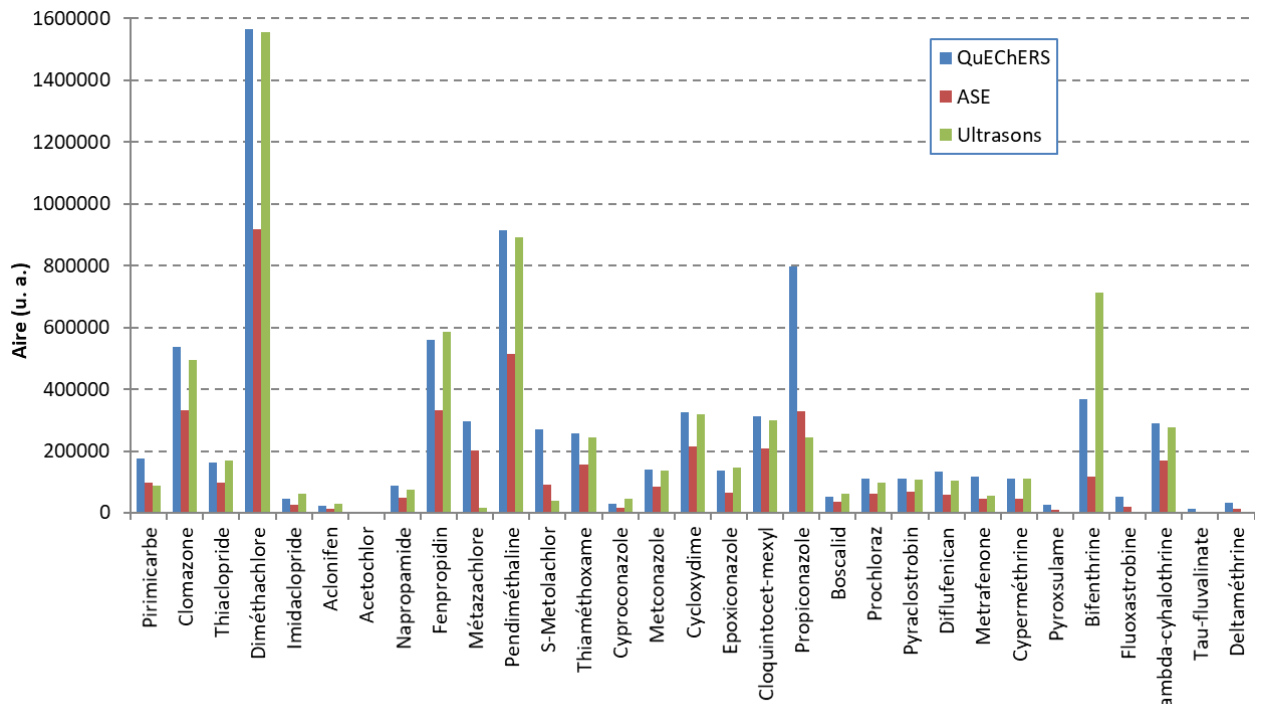


Figure 9. Comparaison de l'extraction de 5g de sol avec différentes méthodes d'extraction (QuEChERS = Quick Easy Cheap Effective Rugged and Safe Extraction ; ASE = Accelerated Solvent Extraction)

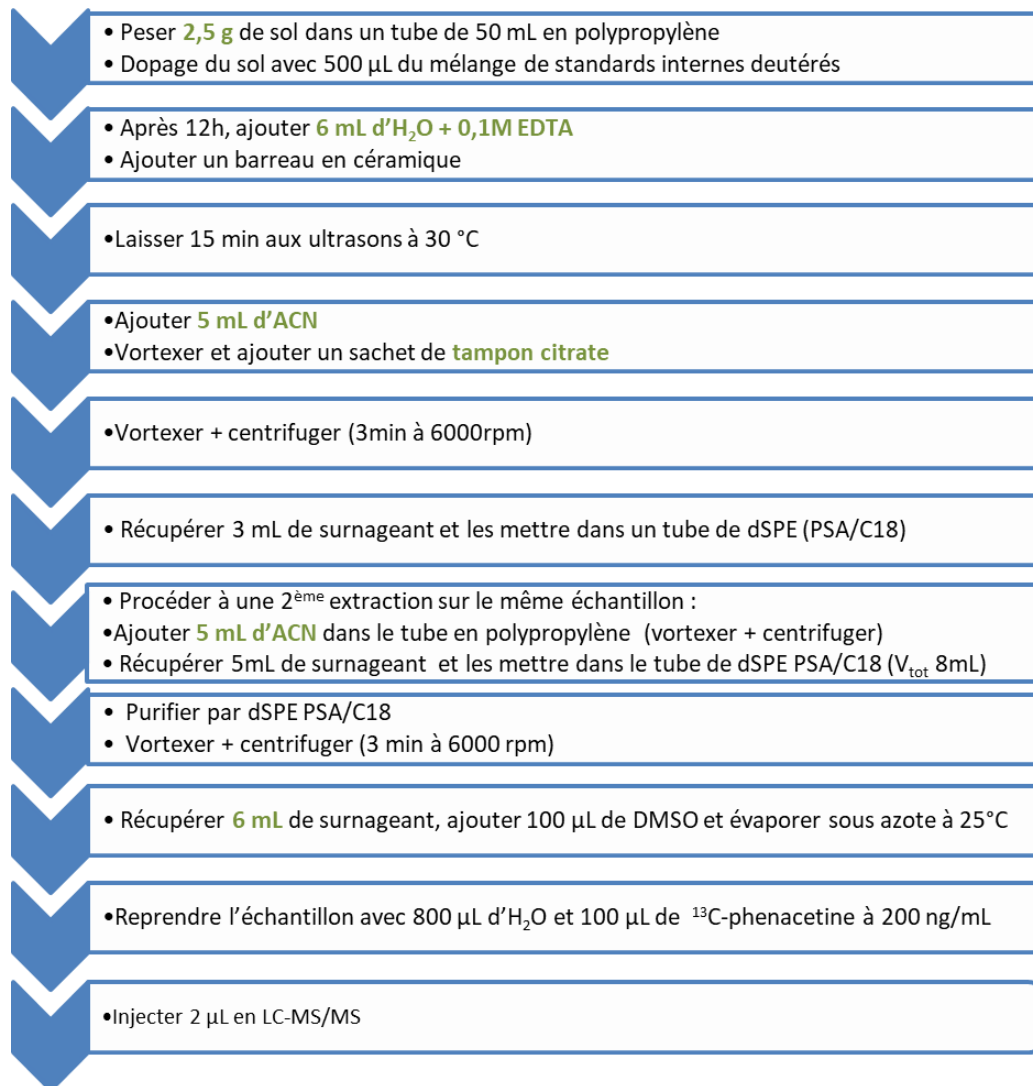


Figure 10. Protocole d'extraction des 31 pesticides dans la matrice sols

Exposition des zones et de la faune non-cible : résidus de pesticides dans les sols, les vers de terre, les carabes et les petits mammifères

Les analyses de résidus de pesticides nous ont permis de relever trois résultats majeurs (Figure 11) :

- Une ubiquité de l'exposition des sols et de la faune : des échantillons avec au moins une molécule détectée proviennent de tous les types d'habitats (céréales, prairies et haies) en AC et en AB;
- Une exposition à des cocktails de molécules impliquant au moins un insecticide, un fongicide et un herbicide.
- Les zones traitées par les pesticides (cultures céréalières en AC) sont les plus contaminées, avec un plus grand nombre de molécules et de plus fortes concentrations retrouvées dans les sols et les animaux, même si les résultats sont contrastés chez les petits mammifères.

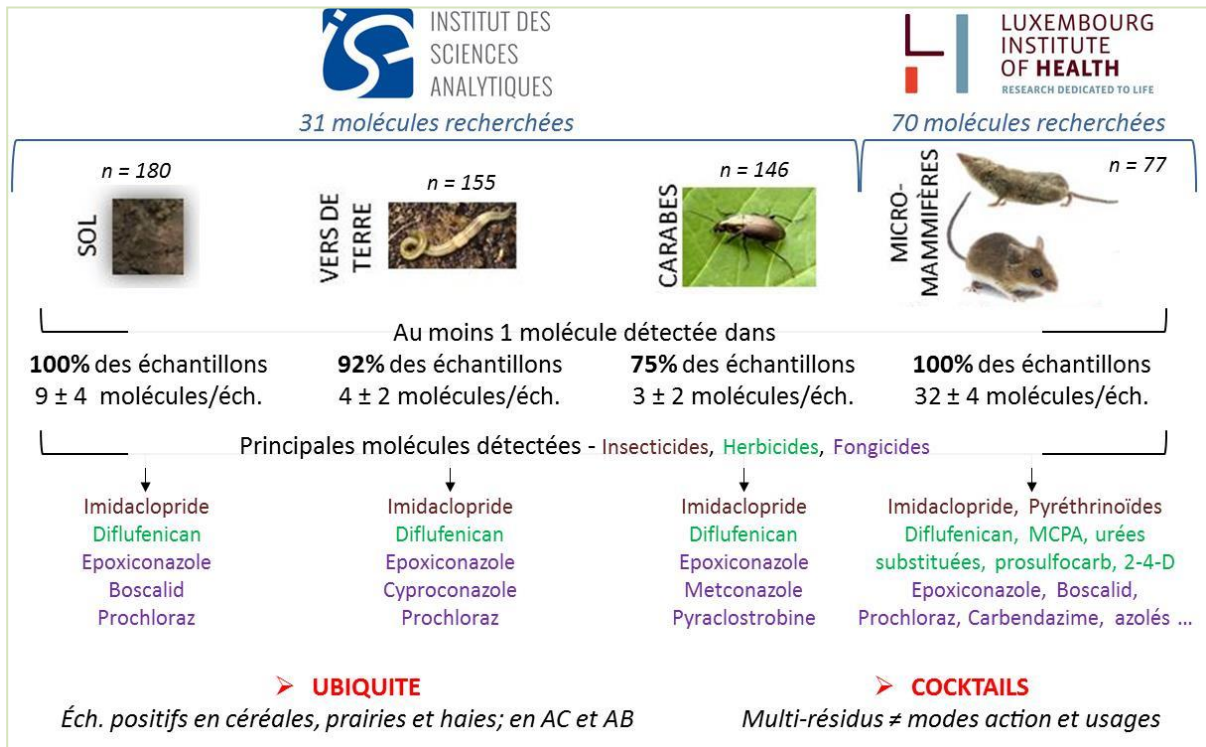


Figure 11. Synthèse des principaux résultats sur les résidus de pesticides dans les sols et la faune non-cible.

- **Concernant les sols :**

180 échantillons (provenant des trois types d'habitats échantillonnés dans chacune des 60 fenêtres paysagères) ont été analysés. Seules 4 des 31 molécules recherchées n'ont jamais été détectées (i.e. cycloxydime, bifenthrine, deltaméthrine, lambda-cyhalothrin). 100% des sols contenaient au moins une matière active, 85% en contenaient plus de 5 et 30% des échantillons plus de 10 (Figure 12). Le diflufenican, l'imidaclopride, le boscalid, et l'époxiconazole ont été trouvés dans respectivement 90%, 90%, 86%, et 81% des échantillons (Figure 13). Les combinaisons les plus fréquentes sont un insecticide (imidaclopride), un herbicide (diflufenican), et un fongicide (soit le boscalid dans 74% des échantillons, l'époxiconazole dans 71%, ou le prochloraz dans 45% des échantillons). Les concentrations les plus fortes ont été mesurées dans les cultures céréalières pour l'herbicide diflufenican (1319 ng g⁻¹, ce qui équivaut à 4.8 fois la dose recommandée au champ (DR)), le fongicide boscalid (1211 ng g⁻¹, ou 2.3 fois la DR), le fongicide prochloraz (485 ng g⁻¹, ou la moitié de la DR), et l'herbicide pendiméthaline (356 ng g⁻¹, 1 cinquième de la DR) (Figure 13).

De manière générale, significativement plus de molécules et à des concentrations plus fortes ont été mesurées dans les sols de cultures céréalières que dans les haies ou les prairies (Tableau 5). De même, pour les 6 substances actives les plus détectées dans les sols, les concentrations moyennes sont entre 6 (époxiconazole) et 184 fois (diflufenican) supérieures dans les céréales que dans les prairies, les haies présentant des valeurs intermédiaires (Tableau 5).

Dans les habitats non traités (haies, prairies temporaires en AB ou permanentes et parcelles en AB), 85% des échantillons de sol contiennent tout de même plus de 3 molécules. La moyenne dans les parcelles céréalières en AB est de 6,4 molécules par échantillon de sol, avec 3 parcelles contenant 10 molécules ou plus. Dans les prairies a priori non traitées, la moyenne est de 5,3 molécules/échantillon de sol (Tableau 6).

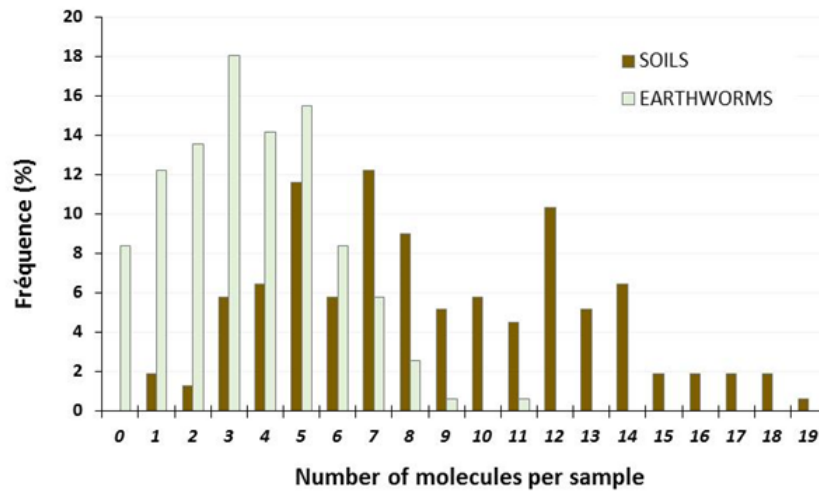


Figure 12. Fréquence du nombre de molécules par échantillon de sol ou de ver de terre.

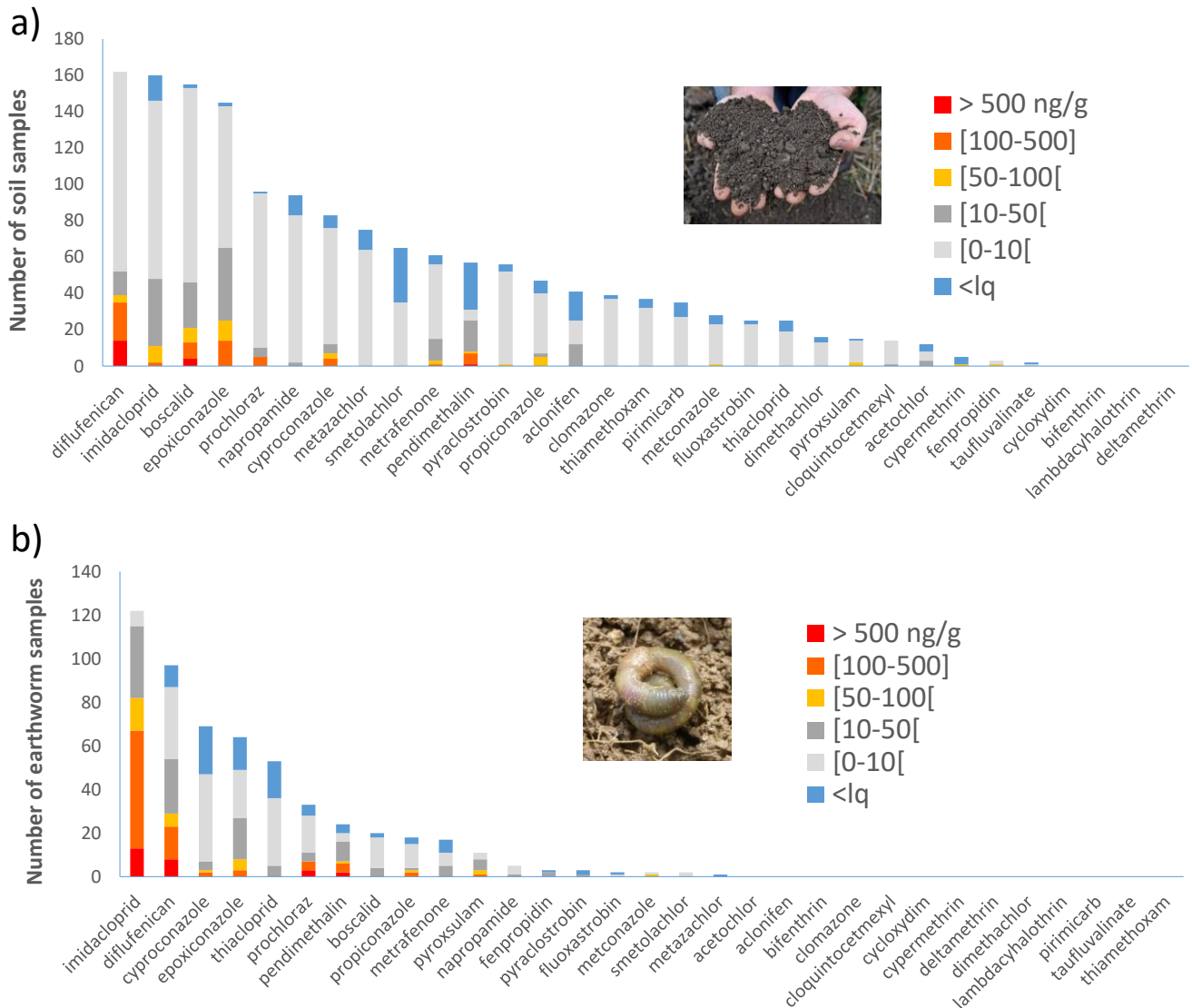


Figure 13. Concentrations des pesticides (en ng g⁻¹ poids sec) dans les échantillons a) de sol (n=180) et b) de vers de terre (n=155).

Tableau 5. Occurrence moyenne et concentrations en pesticides (totale et pour les molécules présentes dans plus de 50% des échantillons) dans les sols et les vers de terre, en fonction de l'habitat et de l'utilisation de pesticides (« Pesticide use » ; traité ou non traité).

N=52 parcelles en céréales dont 7 en AB (non traitées), 51 haies ou zones boisées (non traitées) et 52 prairies dont 11 en AB (non traitées). Des lettres différentes montrent des différences entre habitats à $p=0.05$ (une analyse par variable de contamination. NS pour Non Significatif ; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$ (tests de Student ou Wilcoxon).

Soil	Test	Habitat			Pesticide use			
		Cereal	Hedgerow	Grassland				
Occurrence	ANOVA	10.86 (4.29)	b	7.43 (3.32)	a	7.90 (3.99)	a	***
Total concentration	ANOVA	464.63 (464.69)	b	71.33 (133.03)	a	39.05 (81.39)	a	***
Imidacloprid	KW	19.48 (20.02)	c	7.85 (23.91)	b	1.65 (20.83)	a	**
Epoxiconazole	KW	47.12 (52.58)	b	8.48 (24.64)	a	7.71 (18.73)	a	***
Diflufenican	KW	228.22 (314.46)	c	32.23 (97.40)	b	1.24 (1.39)	a	**
Napopamide	KW	0.85 (2.83)	b	0.73 (2.78)	ab	0.10 (0.17)	a	NS
Boscalid	KW	84.61 (205.08)	b	9.14 (14.09)	b	2.51 (4.47)	a	NS
Prochloraz	KW	26.16 (89.72)	b	0.95 (3.07)	a	0.24 (0.36)	a	**
Earthworms								
Occurrence	ANOVA	5.98 (2.39)	c	4.18 (1.74)	b	3.15 (1.97)	a	***
Total concentration	KW	797.91 (856.14)	b	126.54 (174.91)	a	304.73 (1506.93)	a	***
Imidacloprid	KW	327.56 (212.55)	b	83.82 (130.51)	a	52.82 (81.36)	a	***
Cyproconazole	KW	5.51 (17.45)	a	3.95 (16.28)	a	1.23 (2.19)	a	NS
Epoxiconazole	KW	20.20 (36.86)	b	0.70 (2.30)	a	6.77 (26.14)	a	***
Diflufenican	KW	306.94 (734.77)	b	20.93 (26.14)	a	4.37 (17.60)	a	**

Tableau 6. Occurrence moyenne et concentrations en pesticides dans les sols et les vers de terre dans les sites de prélèvements non traités par les pesticides (parcelles en céréales et prairies en agriculture biologique, haies/zones boisées).

	Mean time (in years) since switch to organic farming (min-max)	Total concentration (max value) (ng g ⁻¹)	Imidacloprid (max value) (ng g ⁻¹)	Diflufenican (max value) (ng g ⁻¹)	Occurrence (max value)
Soils					
Cereal (n=7)	6.0 (4 - 7)	39.5 (183.5)	2.4 (7.7)	0.8 (4.2)	6.4 (13)
Hedgerow (n=51)	-	71.3 (640.1)	7.8 (160.0)	32.2 (542.0)	7.4 (17)
Grassland (n=10)	5.4 (3 - 8)	12.0 (42.5)	0.5 (2.1)	0.5 (1.0)	5.7 (14)
Earthworms					
Cereal (n=7)	6.0 (4 - 7)	57.5 (120.0)	47.4 (110.0)	0.2 (0.4)	2.7 (6)
Hedgerow (n=51)	-	126.5 (823.3)	83.8 (616.0)	20.9 (435.0)	4.2 (9)
Grassland (n=10)	5.4 (3 - 8)	25.1 (111.7)	13.4 (102.0)	1.4 (10.5)	1.5 (4)

Pour les parcelles cultivées en céréales, nous avons confronté ces données de résidus de pesticides dans les sols aux informations recueillies par enquêtes auprès des agriculteurs. Les données d'enquêtes (dates et doses appliquées par parcelle) n'étant pas complètes, cette confrontation ne concerne que 77% des parcelles échantillonnées. Elle est également limitée aux 31 composés inclus dans le suivi analytique, soit 30% des matières actives appliquées en 2015-2016 sur les parcelles de céréales enquêtées. En incluant le traitement des semences, les céréales ont reçu d'après les enquêtes jusqu'à 11 traitements/parcelle, dont jusqu'à 6 effectués avant la date de prélèvement (printemps 2016). Seules les parcelles en AB ainsi que 2 parcelles en agriculture conventionnelle n'auraient reçu aucun épandage de pesticide à cette période.

La majorité des molécules déclarées comme étant appliquées sont bien retrouvées sur les parcelles et de façon relativement cohérente avec les doses, les dates d'application et les propriétés de persistance au champ (DT50). Parmi les 31 molécules recherchées, les molécules les plus fréquemment utilisées sur céréales sont l'imidaclopride (65%), le diflufenican (52%), la cyperméthrine (33%), le cloquintocet-mexyl (22%) et l'époxiconazole (22%). L'imidaclopride, le diflufenican et l'époxiconazole font bien partie des molécules les plus fréquemment quantifiées dans les sols (Figure 13). Le cloquintocet-mexyl, en raison des plus faibles doses appliquées et de sa faible persistance (DT50champ de 5 j), est peu quantifié, tout comme la cyperméthrine.

De façon surprenante, ces mêmes matières actives sont aussi quantifiées dans des parcelles qui, d'après les enquêtes, n'ont pas reçu les traitements correspondants au moins l'année du prélèvement (Figure 14). Les niveaux de concentration sont parfois aussi élevés que dans les parcelles déclarées traitées. Étonnamment, le boscalid fait partie des molécules fréquemment quantifiées et parfois à des concentrations élevées (Figure 13) alors qu'elle n'a pas été appliquée sur ces parcelles dans les mois avant épandage (à l'exception d'une seule parcelle d'après les enquêtes). Des composés tel que la pyraclostrobine (fongicide) et la napropamide (herbicide) ne figurent quasiment pas dans les enquêtes mais sont assez fréquemment quantifiés à de faibles concentrations (Figure 13).

D'autres matières actives quantifiées dans les parcelles céréalières ne figurent pas dans les enquêtes 2016. C'est le cas de la fenpropidine (fongicide) et de plusieurs insecticides. Certaines molécules correspondent à des traitements susceptibles d'être appliqués sur d'autres cultures présentes dans les rotations classiques sur la ZAPVS (i.e. colza, tournesol) : clomazone, dimétachlor, aclonifen, S-métolachlor, metazachlor (herbicides). Des composés comme la napropamide et le boscalid ont pu aussi être appliqués sur ces autres cultures. On suppose donc que ces résidus proviennent d'applications des années précédentes, sans exclure de possibles contaminations provenant de parcelles voisines.

Les résultats des enquêtes concernant les prairies sont disponibles pour 45 % des parcelles. D'après les enquêtes, seules deux d'entre elles ont reçu un épandage (7%), incluant une matière active analysée, la pendiméthaline. Mais les concentrations mesurées dans les sols de ces deux parcelles sont faibles (0 et 3,18 ng g⁻¹), alors que la dose épandue (ca 770 ng g⁻¹) et la DT50 (99 j) devraient conduire à des concentrations de l'ordre de 300-400 ng g⁻¹. C'est l'ordre de grandeur observé dans deux autres sols, pour lesquels on ne dispose pas d'enquête.

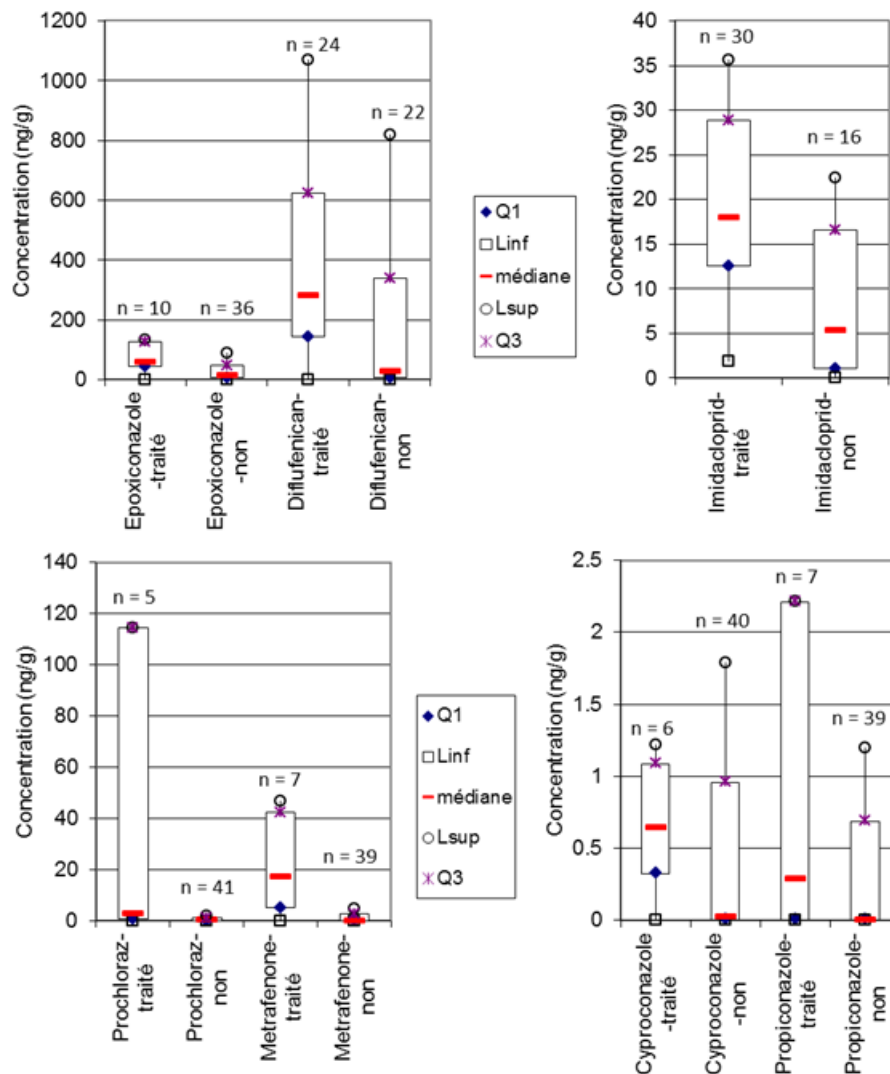


Figure 14. Box-plot comparant les concentrations en différents pesticides mesurées dans les sols de parcelles de céréales traitées ou non entre l'automne 2015 et la date d'échantillonnage, d'après les données d'enquête.

- **Pour les vers de terre (*A. chlorotica*) :**

155 échantillons provenant de 52 cultures céréalières, 52 prairies et 51 haies, réparties dans 52 fenêtres paysagères, ont été analysés. Comme pour les sols, les résultats témoignent d'une ubiquité de l'exposition des vers de terre: 92% d'individus positifs (i.e. au moins une molécule détectée sur les 31 recherchées) avec en moyenne 4 ± 2 molécules détectées par individu. Dans 34% des individus, nous avons détecté 5 pesticides ou plus.

Un nombre moins important de pesticides ont été trouvés chez les vers de terre en comparaison avec les sols, mais à de plus fortes concentrations, suggérant un processus de bioaccumulation de certaines molécules (Figure 12 ; Figure 13).

Dix-sept molécules différentes ont été détectées au moins une fois, et les molécules les plus fréquentes sont l'insecticide imidaclopride (79% des individus), l'herbicide diflufenican et les fongicides cyproconazole et époxiconazole (Figure 13). Les cocktails les plus fréquents sont les mêmes que pour les sols : l'insecticide imidaclopride, l'herbicide diflufenican et un fongicide, soit l'époxiconazole (33% des échantillons), soit le cyproconazole (27%). Les plus fortes concentrations ont été trouvées dans les cultures de céréales pour les herbicides pendiméthaline (10765 ng g^{-1} , soit 6,3 fois la DR) et le diflufenican (3863 ng g^{-1} ou 13,9 fois la DR), le fongicide prochloraz (1210 ng g^{-1} ou 1,2 fois la DR), et l'insecticide imidaclopride (777 ng g^{-1} ou 4,2 fois la DR).

Comme pour les sols, significativement plus de molécules et à des concentrations plus fortes ont été mesurées dans les vers de terre provenant de cultures céréalières que dans ceux des haies ou des prairies (Tableau 5). Pour les substances actives les plus détectées dans les vers, les concentrations moyennes sont entre 3 (époxiconazole) et 70 fois (diflufenican) supérieures dans les céréales que dans les prairies, les haies présentant souvent des valeurs intermédiaires (Tableau 5). Malgré l'ubiquité de l'exposition, les haies, les prairies permanentes et les parcelles en bio (i.e. zones sans applications pesticides) sont des zones où l'exposition des vers de terre aux pesticides est plus faible, et peuvent donc constituer des zones de refuge (Tableau 6).

- **Concernant les carabes :**

Les résidus des 31 molécules recherchées ont été analysés dans deux espèces de carabes : *P. cupreus* (79 échantillons provenant de 20 fenêtres paysagères) et *H. dimidiatus* (67 échantillons provenant de 24 fenêtres paysagères). Dix-neuf molécules différentes ont été détectées au moins une fois, et les molécules les plus fréquentes sont l'herbicide diflufenican (55% des échantillons) et les fongicides pyraclostrobine, metconazole et époxiconazole.

Les différences entre les deux espèces ont été testées pour les individus capturés aux mêmes endroits. Les résultats montrent des patrons de contamination similaires : un peu plus de 75% d'individus positifs (i.e. au moins une molécule détectée) avec en moyenne 3 ± 2 molécules détectées par individu. On observe cependant quelques petites différences, notamment des concentrations plus importantes de l'insecticide imidaclopride chez les individus *P. cupreus* ($5.06 \pm 24.29 \text{ ng g}^{-1}$; espèce omnivore) en comparaison aux individus *H. dimidiatus* ($0.06 \pm 0.34 \text{ ng g}^{-1}$; espèce granivore) (test de Mann-Whitney, $p=0.04$).

Nous avons également trouvé que le type d'habitat échantillonné conditionnait l'occurrence (i.e. nombre d'échantillons positifs), le nombre de molécules retrouvées par échantillon, et les concentrations moyennes en pesticides retrouvées dans les carabes. Contrairement aux parcelles de céréales, les haies et les prairies sont des zones peu exposées aux pesticides, et qui peuvent donc constituer des zones refuges où l'exposition de ces organismes non-cibles est moindre (Figure 15). Les parcelles en AB et les prairies permanentes sont également des zones où l'exposition des carabes aux pesticides est plus faible.

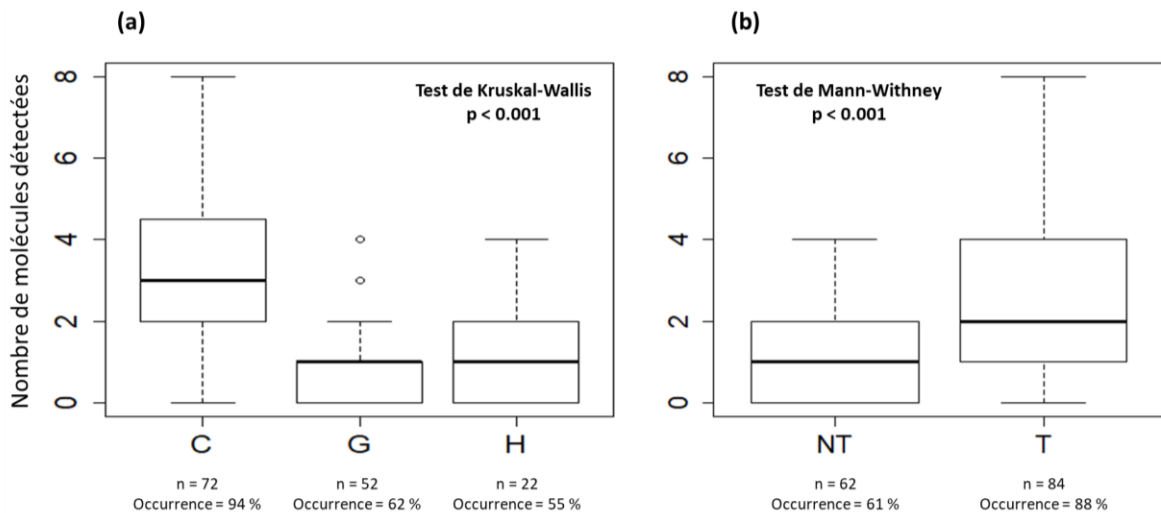


Figure 15. a) Occurrence (% d'échantillons positifs) et nombre de molécules moyen retrouvés dans les carabes provenant (a) de différents types d'habitats : céréales (C), prairies (G) et haies (H) ; et (b) de zones traitées (T ; parcelles en agriculture conventionnelle) vs. non traitées (NT ; parcelles en AB, prairies permanentes et haies).

• **Concernant les micromammifères :**

Les résidus de pesticides actuellement utilisés ont été recherchés chez 2 espèces, la crocidure musette *Crocidura russula* (« Crru » ; musaraigne insectivore, $n = 63$) et le mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus* (« Apsy » ; rongeur omnivore, $n = 14$).

Considérant l'ensemble des données, 22 à 40 molécules par individu sont détectées. Les molécules les plus détectées en termes de fréquence (plus de 80% des individus) et/ou de concentrations ($> 10 \text{ ng g}^{-1}$) sont les suivantes : époxiconazole, cyproconazole, propiconazole, prochloraz, azoxystrobine, carbendazime (fongicides), imidaclopride, thiaclopride, TCPy, Cl2CA, 3-PBA, ClCF3CA, cyperméthrine, acétamipride (insecticides), metolachlore, MCPA, 2, 4-D, pendiméthaline, diméthachlore, mécoprop, prosulfocarbe, dichlopropr, lenacil, boscalid, aclonifen, chlortoluron (herbicides) (A droite : Figure 16).

Les analyses montrent des différences entre le nombre de molécules détectées, les concentrations et les profils d'exposition aux différentes molécules entre les deux espèces (pour les animaux capturés au même endroit). Les contaminations sont plus fortes chez les musaraignes (espèce carnivore) que les mulots (espèce omnivore) (Figure 17 ; Tableau 7), suggérant une influence des traits écologiques sur les patrons d'exposition. Les profils d'exposition sont dominés par des molécules telles qu'imidaclopride, époxiconazole, tébuconazole, MCPA, propyzamide, et prochloraz chez les musaraignes, et par des molécules telles que prosulfocarbe, mécoprop, pendiméthaline, cyperméthrine, cyhalothrine et carbendazime chez les mulots.

Les différences d'exposition en fonction des habitats échantillonnés et des pratiques agricoles ont été analysées chez les musaraignes. Les animaux capturés en haies et cultures sont plus fortement contaminés que ceux capturés en prairie (Figure 18 ; Tableau 7). Aucune différence significative n'a été détectée entre les parcelles en AB et en AC, ou entre les haies avec des parcelles en AB adjacentes versus conventionnelles.

Tableau 7. Synthèse des résultats sur les différences de nombres de molécules et de concentrations, en fonction des espèces (musaraigne Crru ; mulot Apsy) et des habitats (C : culture de céréales ; P : prairies ; H : haies). Test t de Student pour les différences entre espèces, ANOVA et test de Tukey ou Kruskal-Wallis (pour les nombres de molécules par catégorie). Seuil de significativité : 0,05.

		Nombre de molécules			Somme des concentrations		
Total		Fongicides	Herbicides	Insecticides	Fongicides	Herbicides	Insecticides
Espèces	Crru > Apsy	Crru > Apsy	Crru > Apsy	ns	Ns	ns	Crru > Apsy
Habitats	H > G	H > G & C	Ns	ns	Ns	H > G	H & C > G

A droite :

Figure 16. Fréquence de détection des pesticides dans les poils de petits mammifères.

% d'individus > limites de détection (LD) (orange et rouge), ou <LD (non détecté) (gris).

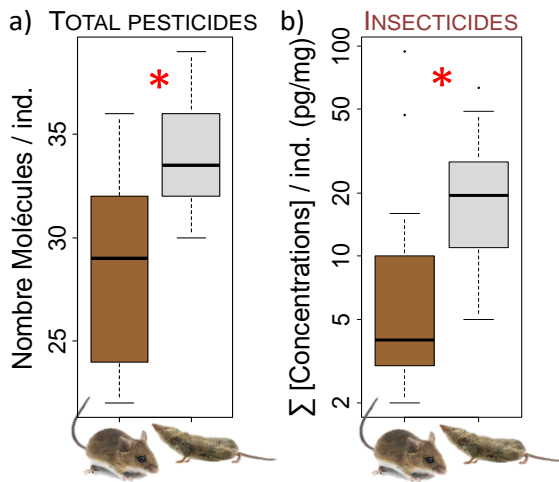


Figure 17. Différences entre les mulots sylvestres (en marron) et musaraignes musettes (en gris) pour a) le nombre total de molécules tous pesticides confondus et b) la somme des concentrations en insecticides. Les étoiles en rouge indiquent les différences significatives ($p < 0,05$).

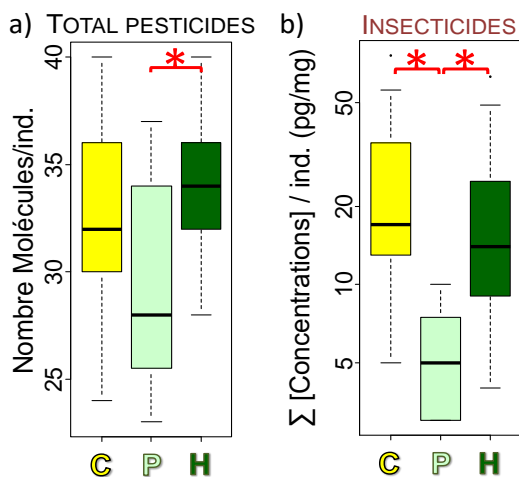
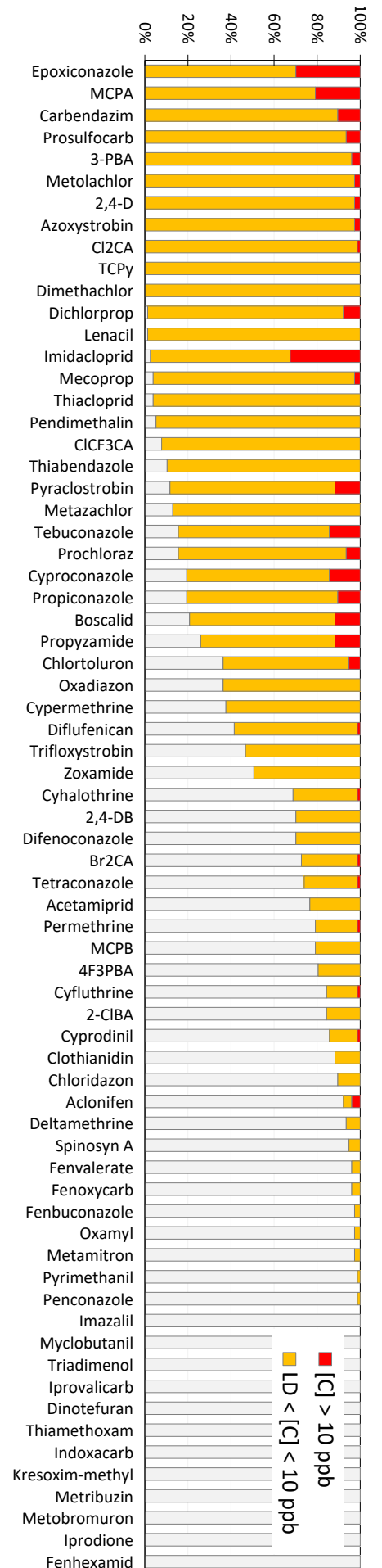


Figure 18. Différences entre les habitats (C : culture de céréales, P : prairies et H : haies) pour a) le nombre total de molécules et b) la somme des concentrations en insecticides. Les étoiles en rouge indiquent les différences significatives ($p < 0,05$).



Comme pour les autres groupes étudiés, les habitats semi-naturels pourraient être des refuges, où les animaux sont moins exposés aux pesticides mais où les animaux exposés dans les parcelles traitées alentours se concentrent à certaines périodes (e.g. reproduction, durant les moissons). Cela dit, ils peuvent aussi s'avérer être des « pièges écologiques » (ex. des haies) si l'exposition aux pesticides y est favorisée et atteint des seuils toxiques. Les mécanismes en jeu sont complexes sur des organismes mobiles et à ces niveaux trophiques : des données de suivi *in natura* et la prise en compte des différentes voies d'exposition (ex. par voie orale, en lien avec l'alimentation) sont encore requises pour évaluer les risques et affiner la compréhension des processus sous-jacents.

- **Evaluation du risque :**

Les concentrations environnementales prédites dans les sols (Predicted environmental concentrations; PEC) sont dépassées dans les échantillons pour 5 à 11 molécules (14 à 170 échantillons) en fonction du type de PEC considérées (par exemple initiale après traitement, long terme ou plateau ; Tableau 8). Les principales molécules atteignant des valeurs supérieures aux PECs sont le boscalid, le cyproconazole, l'époxiconazole, le prochloraz (fongicides), le diflufenican, et le pyroxsulam (herbicides).

Tableau 8. Synthèse de l'évaluation du risque basée sur les données mesurées dans les sols.

Threshold	Number of molecules for which at least 1 value in samples > threshold	Number of samples for which value > threshold	Molecules of concern
PEC_{soil} initial	7	40	Boscalid, Cyproconazole, Epoxiconazole, Prochloraz, Diflufenican, Pyroxsulam, Imidacloprid
PEC_{soil} accumulated or plateau	11	170	Boscalid, Cyproconazole, Epoxiconazole, Prochloraz, Propiconazole, Cloquintocel-Mexyl*, Diflufenican, Pendimethalin, S-Metolachlore*, Cypermethrine*, Thiametoxam*
PEC_{soil} long term	5	14	Cyproconazole, Metrafenone, Prochloraz, Propiconazole, Pyroxsulam
PEC_{soil} maximum	5	32	Boscalid, Cyproconazole, Epoxiconazole, Diflufenican, Pyroxsulam
LC50 acute earthworms	0	0	
NOEC chronic earthworms	2	19	Boscalid, Epoxiconazole

PEC_{soil} : Predicted Environmental Concentration in soil ; LC50 : Lethal Concentration 50% ; NOEC : No Observed Effect Concentration.

PEC_{soil} initial not available for : Pyraclostrobine, Cloquintocet-Mexyl, S-metolachlore, Cypermethrin, Deltamethrin, Thiocloprid, Thiametoxam

*PEC_{soil} accumulated/plateau not available for : Pyraclostrobine, Acetochlore, Dimethachlore, Metazachlore. Molecules not expected to accumulate in soil, for which PEC_{soil} accumulated has been set as "0": Cloquintocet-Mexyl, S-metolachlore, Cypermethrin, Deltamethrin, Thiametoxam. * value of PEC_{soil} accumulated set at 0.*

PEC_{soil} long term used here is the value given by time weighted average at 100 days. Not available for : Boscalid, Epoxiconazole, Pyraclostrobine, Cloquintocet-Mexyl, Diflufenican, S-metolachlore, Cypermethrin, Deltamethrin, Imidacloprid, Lambda-Cyhalothrine, Tau-fluvalinate, Thiocloprid, Thiametoxam

PEC_{soil} maximum used here is the value is the value cited as maximum or used in Toxicity/Exposure Ratios. Not available for : Fluoxastrobine, Metconazole, Pyraclostrobine, clomazone, Cloquintocet-Mexyl, S-metolachlore, Cypermethrin, Deltamethrin, Thiocloprid, Thiametoxam

LC50 acute earthworms available for all molecules

NOEC chronic earthworms not available for : Acetochlore, Cloquintocet-Mexyl, Cycloxydime, Dimetachlore, Metazachlore, Deltamethrin, Pirimicarb

Les valeurs mesurées dans les sols sont au-dessus des seuils toxiques pour les vers de terre pour 2 molécules (19 échantillons de sol), nommément le boscalid et l'époxiconazole (Tableau 8). Il est à noter que les valeurs de PECs ou de seuils toxiques ne sont pas disponibles pour l'ensemble des molécules étudiées, ce qui peut minimiser l'évaluation du risque pour un certain nombre de composés.

Les seuils toxiques dans les sols sont rarement disponibles pour les carabes, et ceux pour les petits mammifères sont le plus souvent exprimés en dose orale de molécule/jour, ce qui ne permet donc pas de considérer les implications toxicologiques pour ces deux groupes.

Par ailleurs, aucune valeur de seuil toxique concernant des cocktails de plusieurs molécules similaires à ceux mesurés *in situ* ici, et aucune référence liant des valeurs de résidus dans les tissus des vers, des carabes ou les poils de petits mammifères à des effets toxiques ne sont disponibles pour explorer plus avant les implications de nos travaux pour l'évaluation du risque.

- **Corrélation entre les résidus observés dans les sols et dans les différents animaux échantillonnés**

Afin d'avoir une idée des potentiels transferts au sein du réseau trophique sols - vers de terre - carabes prédateurs - rongeurs insectivores, nous avons exploré les corrélations entre les résidus pesticides des principales molécules retrouvées dans ces différents groupes (Figure 19).

Pour les vers de terre, quelque soit la molécule, la corrélation entre la contamination du sol et celle des individus est forte et hautement significative. Ces organismes telluriques sont en contact avec les polluants du sol en ingérant le sol ou par contact épidermique avec celui-ci. Pour les carabes, les tendances sont proches de celles observées pour les vers de terre, sauf en ce qui concerne l'imidaclopride (pas de corrélation). Il semble y avoir des liens entre la contamination des vers de terre et celle des prédateurs potentiels (carabes et micromammifères) mais ils sont molécule- et prédateurs- dépendants.

Ces relations, parfois influencées par des points isolés (Figure 19), mériteraient d'être travaillées plus en détail, en prenant en compte notamment les propriétés physico-chimiques des molécules et leur comportement dans les différentes matrices. Des analyses sont en cours en ce sens (cf liste PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES : Benoit P. et al. Transfer of CUPs in food webs: role of physico-chemical properties of molecules and agricultural practices ? A focus on Kow and Koa).

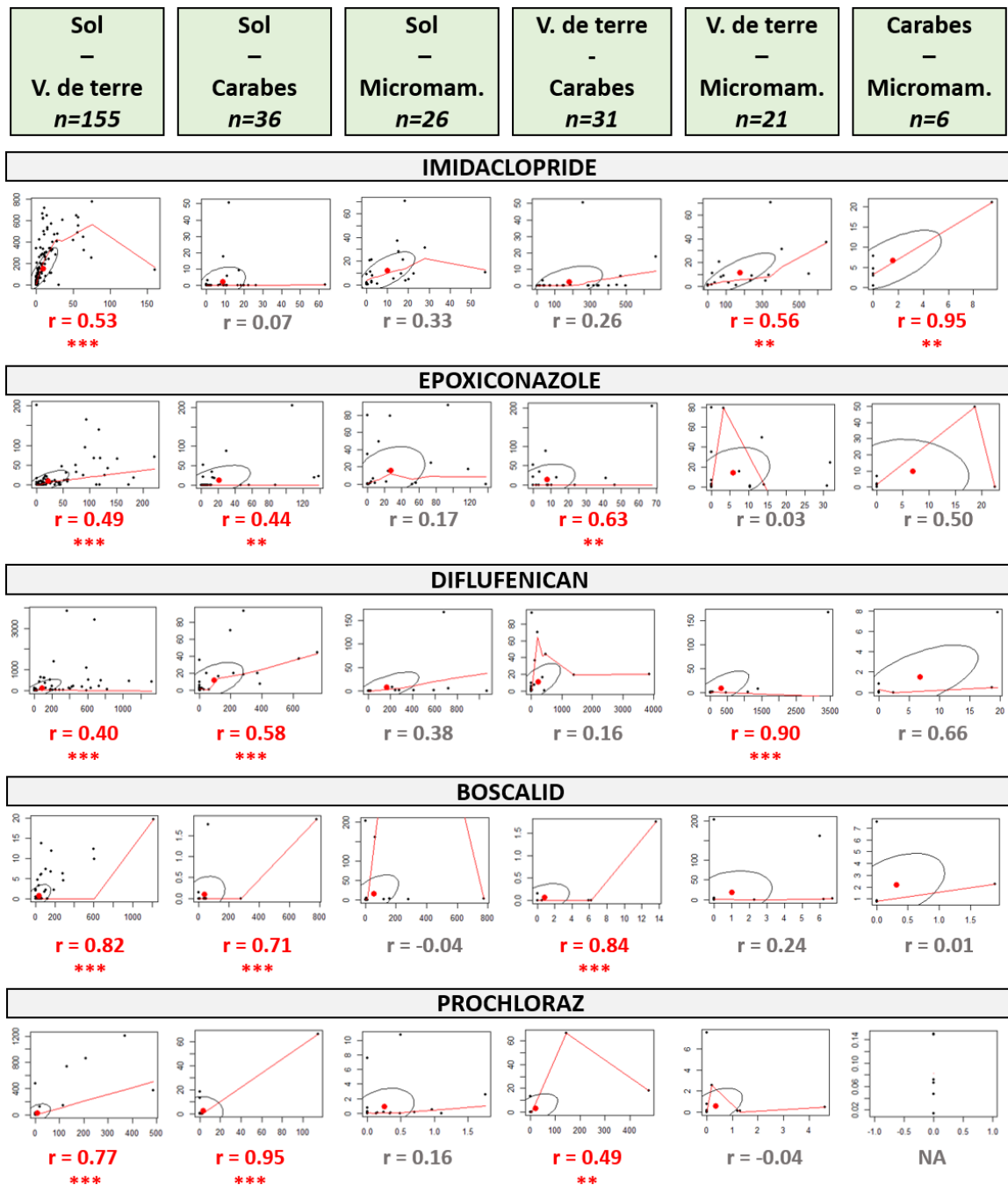


Figure 19. Corrélations (Spearman) entre les concentrations en pesticides dans les sols, les vers de terre, les carabes et les micromammifères pour les principales molécules mesurées dans ces matrices. r représente le coefficient de corrélation. ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$.

POUR RESUMER

Les analyses réalisées sur les sols et sur l'ensemble des organismes vivants étudiés dans ce projet s'accordent à montrer une contamination quasi-systématique par trois molécules pesticides: l'insecticide imidaclopride, l'herbicide diflufenican et le fongicide époxiconazole. Les zones traitées par les pesticides étaient les plus contaminées (plus grand nombre de molécules et plus fortes concentrations) pour les différents groupes d'organismes et les sols. Même si les zones non traitées ne sont pas exemptes de pesticides, les habitats semi-naturels (ex. prairies et haies) sont dans la plupart des cas moins contaminés que les parcelles « cibles » des pesticides. Ainsi, ces zones pourraient servir de refuges aux organismes dans les paysages agricoles. Le projet RESCAPE met ainsi en lumière l'importance de maintenir des infrastructures agro-écologiques dans les paysages agricoles.

Influence des caractéristiques du paysage sur l'exposition aux pesticides : LIVRABLE 7

L'objectif principal du projet RESCAPE était d'améliorer les connaissances sur les facteurs, et notamment les caractéristiques du paysage, pouvant affecter la répartition spatiale des pesticides et l'exposition des organismes non-cibles. Nous avons donc testé l'influence de plusieurs variables locales et paysagères, présentées dans le Tableau 9, sur les profils de contamination des sols et des animaux (i.e. nature et concentration des différentes molécules retrouvées). Pour cela, nous avons réalisé des arbres de régression multivariés (MRT pour Multivariate regression trees). Les données concernant les sols et les animaux ont été traitées conjointement, en focalisant les analyses sur 19 pesticides qui ont été recherchés dans l'ensemble des matrices étudiées, puis séparément (une analyse par matrice).

Tableau 9. Différentes variables explicatives locales et paysagères prises en compte, susceptibles d'influencer la répartition spatiale des pesticides et/ou l'exposition des organismes non-cibles.

Type de variables	Variable
Variables locales	Habitat (Céréale, Prairie ou Haie)
	Traitement (habitat traité ou non traité par des pesticides)
Variables paysagères (calculées à l'échelle d'1km ² autour des points d'échantillonnage) de composition et de configuration	Surface AB (ha)
	Surface prairies (ha)
	Surface haies (ha)
	Surface éléments boisés (ha)
	Taille moyenne du parcellaire agricole (ha)
	Agencement éléments boisés (Indice de cohésion)
	Diversité habitats (Indice de diversité de Shannon)

Bien qu'il existe des différences entre les groupes concernant les résidus pesticides retrouvés, le type d'habitat est la variable qui conditionne en premier lieu les profils de concentration en pesticides dans les sols, les vers de terre, et les carabes (Figure 20).

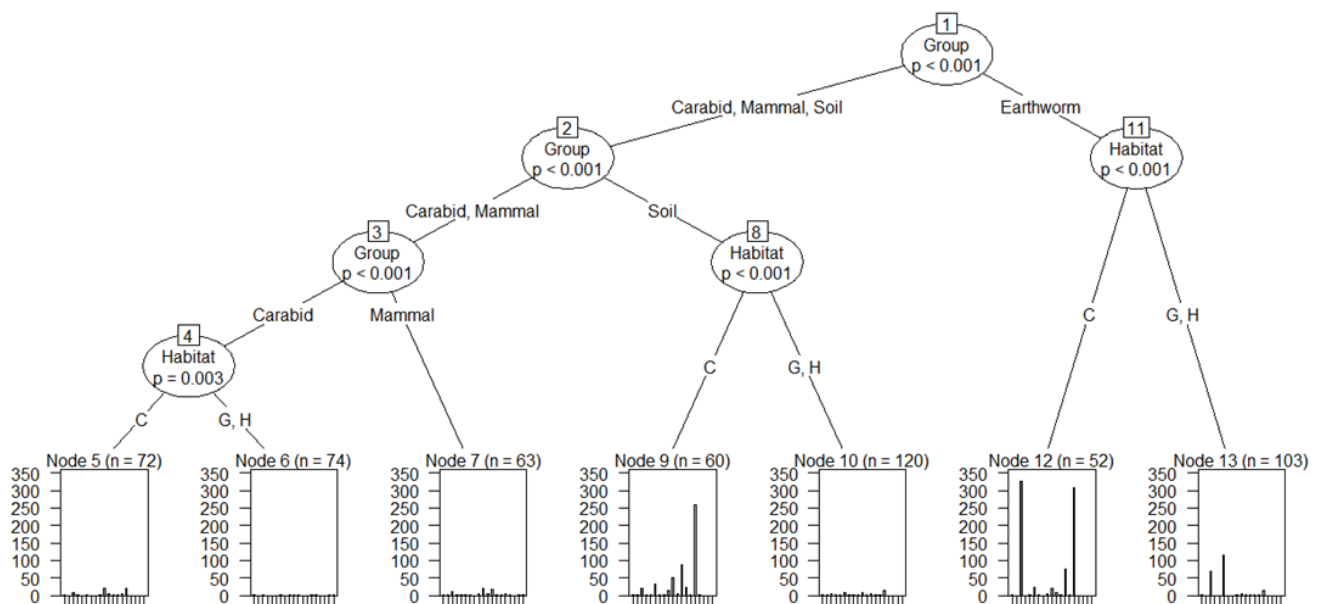


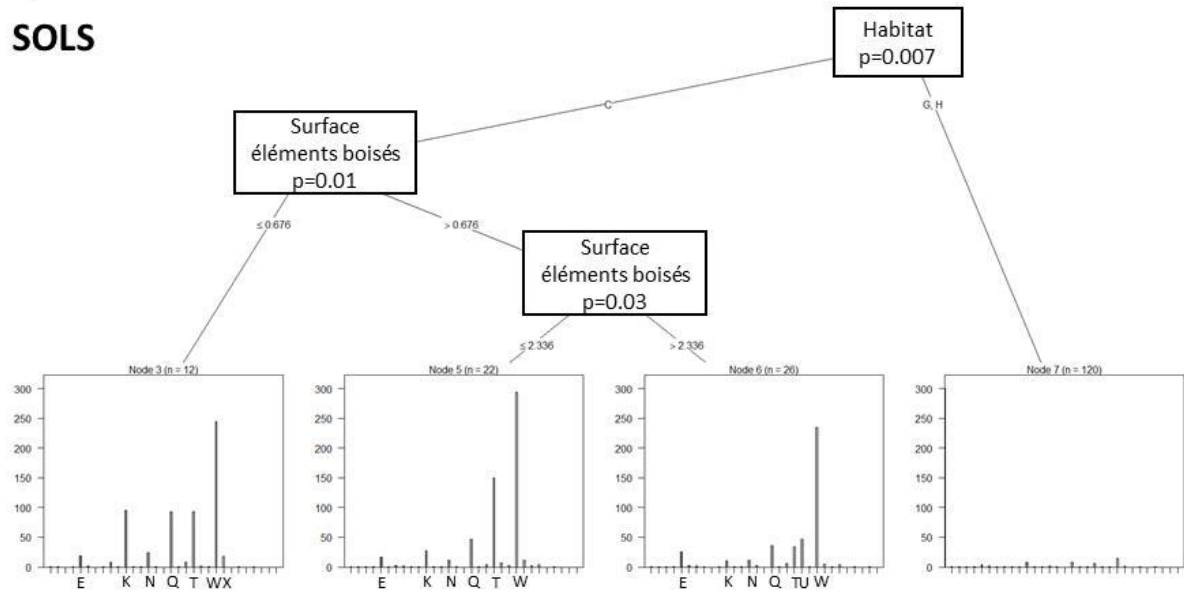
Figure 20. Principales variables (locales et paysagères) discriminant les profils de pesticides dans les échantillons de sols, vers de terre, carabes et petits mammifères analysés conjointement.

La variable « Group » correspond au type d'échantillon (sol, vers de terre...), et la variable « Habitat » au type d'habitat échantillonné (céréales, prairies ou haies). Les histogrammes qui figurent en bas du graphique correspondent aux concentrations (ng g⁻¹) des 19 pesticides recherchés dans l'ensemble des matrices étudiées.

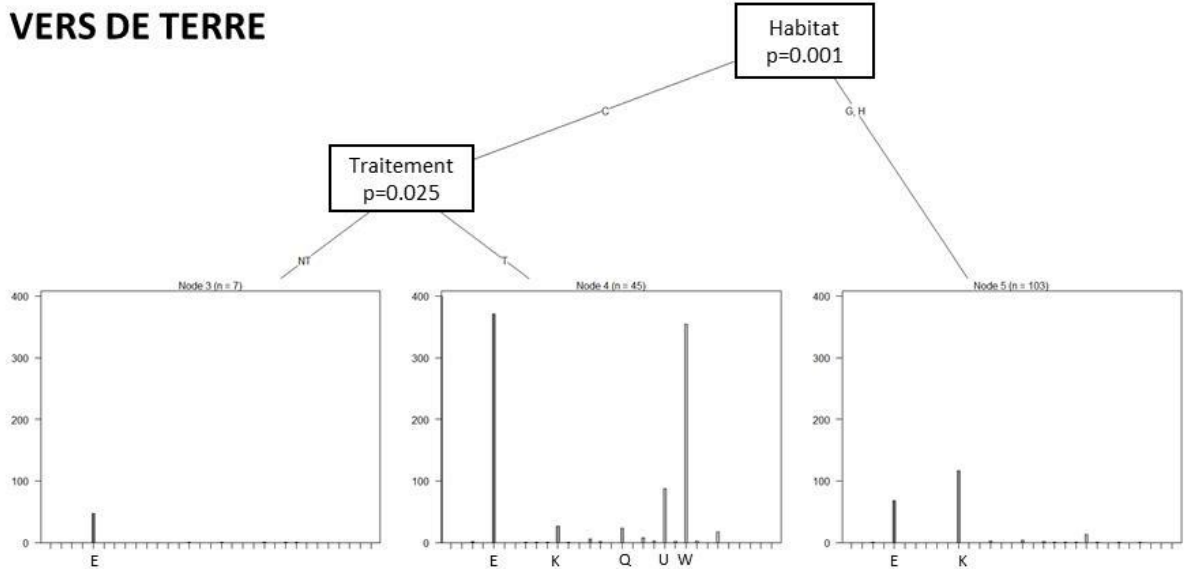
Comme déjà discuté précédemment, les résidus pesticides sont plus importants dans les échantillons provenant de parcelles de céréales, et moindres dans les échantillons provenant de prairies et de haies. Les haies et les prairies peuvent être considérées comme des zones refuges, où l'exposition des milieux et des organismes non-cibles est moins importante.

a)

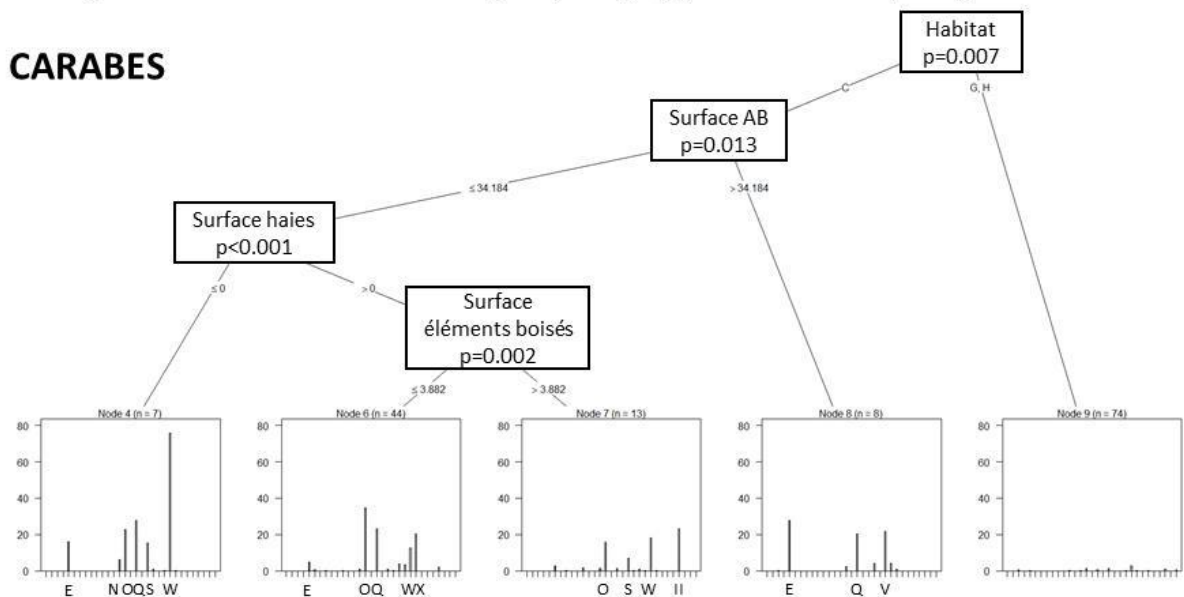
SOLS



VERS DE TERRE



CARABES



b) PETITS MAMMIFERES

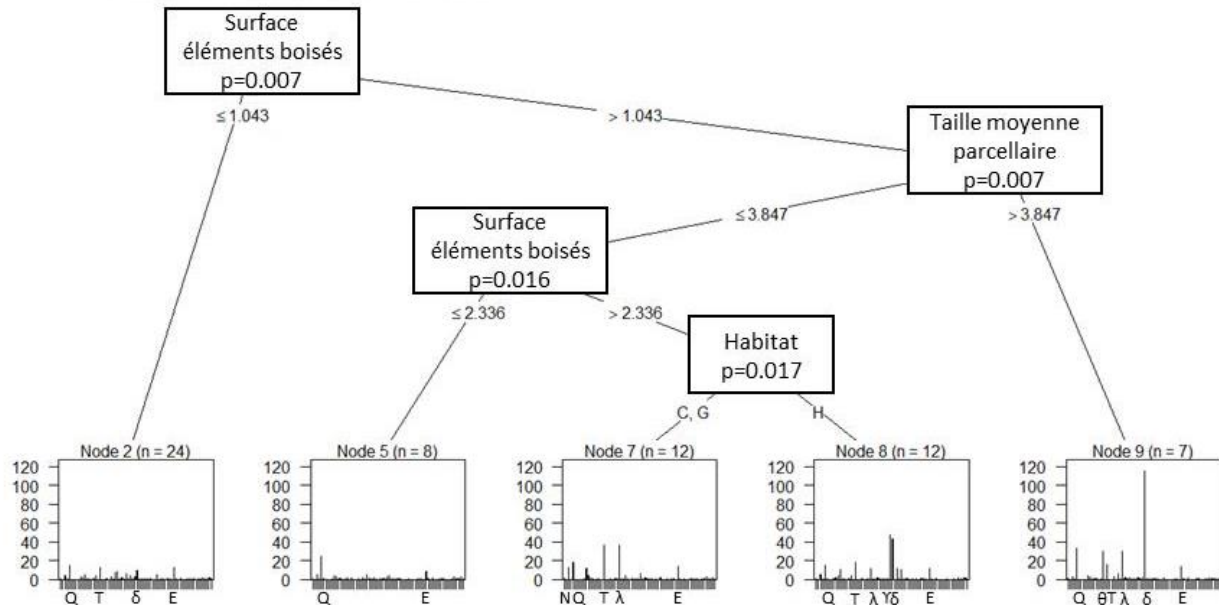


Figure 21 a) et b). Variables (locales et paysagères) discriminant les profils de pesticides dans les échantillons de a) sols, vers de terre, carabes et b) petits mammifères (musaraignes), analysés séparément.

Les histogrammes qui figurent en bas du graphique correspondent aux concentrations (ng g^{-1}) des pesticides recherchés dans chacune des matrices étudiées. Pour la partie (a) : E : imidacloprid, K : pendimethaline, N : cyproconazole, O : metconazole, Q : epoxiconazole, S : propiconazole, T : boscalid, U : prochloraz, V : pyrachlostrobine, W : diflufenican, X : metrafenone, II : fluoxastrobine. Pour la partie (b) E : imidacloprid, N : cyproconazole, Q : epoxiconazole, T : boscalid, δ : MCPA, λ : propyzamide, Y : dichlorprop, θ : carbenzamine.

L'influence du paysage dépend quant à elle de la matrice étudiée (sol, vers de terre, carabes ou petits mammifères) (Figure 21).

Par exemple, les profils de pesticides des vers de terre sont influencés par des variables locales, en particulier l'habitat et les pratiques phytosanitaires associées. Les vers de terre provenant de parcelles de céréales en AB présentent un nombre de molécules et des concentrations en pesticides moindres que ceux des parcelles en agriculture conventionnelle.

Les profils de contamination d'espèces plus mobiles comme les carabes et les petits mammifères sont quant à eux influencés par des variables de composition du paysage, telles que les surfaces en AB et en éléments boisés ou encore la taille moyenne des parcelles cultivées. Plus précisément, l'augmentation de surfaces non traitées (AB, éléments boisés) tend à diminuer le nombre de molécules retrouvées dans les carabes ainsi que leur concentration. Chez les micromammifères, l'augmentation de la taille du parcellaire est associée à des profils avec un plus grand nombre de molécules et de fortes concentrations. Pour ces derniers, les différences d'exposition associées aux variables de surfaces d'habitat boisé se traduisent plutôt par des variations dans la liste de molécules du profil que dans le nombre ou les concentrations. Par exemple, de fortes valeurs de diflufenican, cyperméthrine, thiaclopride ou aclonifen sont mesurées dans des paysages avec de faibles surfaces boisées tandis que de fortes valeurs de MCPA, dichlorprop, époxiconazole ou propyzamide sont trouvées dans les paysages avec des surfaces boisées plus élevées.

Pour chaque matrice étudiée, l'influence du paysage est également molécule-dépendante. Par exemple, en ce qui concerne les sols (Figure 21a), la concentration en imidaclopride est déterminée par des variables locales comme le type d'habitat échantillonné et les pratiques agricoles associées. On observe plus d'imidaclopride dans les parcelles de céréales, ainsi que dans les zones traitées, en comparaison respectivement aux haies et prairies, et aux zones non traitées par des pesticides. Pour ce qui est de la concentration en époxiconazole dans les sols, elle est déterminée par des variables locales (habitat, traitement) mais également par certaines variables paysagères, et notamment la surface en haies dans le paysage alentour. On observe moins d'époxiconazole dans les sols lorsque la surface en haies augmente.

Tableau 10. Influence des variables locales et paysagères sur la concentration de 5 molécules pesticides couramment retrouvées dans les sols (imidaclopride, époxiconazole, diflufenican, boscalid et prochloraz).

	Imidaclopride	Epoxiconazole	Diflufenican	Boscalid	Prochloraz
Habitat	p<0.001	p=0.002	p<0.001	p<0.001	p<0.001
Traitement	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	ns
Surface AB	ns	ns	p<0.001	ns	ns
Surface prairies	ns	ns	ns	ns	ns
Surface haies	ns	p=0.004	ns	ns	ns
Surface éléments boisés	ns	ns	ns	ns	ns
Taille moyenne parcellaire	ns	ns	ns	ns	ns
Agencement éléments boisés	ns	ns	ns	ns	ns
Diversité habitats	ns	ns	ns	ns	ns

• Synthèse des variables importantes influençant l'ensemble du réseau trophique

D'après ces premiers résultats, il est difficile d'identifier des contextes paysagers « résistants », ou inversement des contextes paysagers « à risque » (c'est-à-dire des contextes où l'exposition des milieux et des organismes est importante) aux transferts de pesticides. L'influence du paysage dépend de la matrice étudiée (sol, vers de terre, carabes ou petits mammifères), peut-être en lien avec la mobilité des organismes et leur capacité à se déplacer entre zones traitées et zones refuges. Elle dépend également des pesticides étudiés, probablement en lien avec leurs propriétés physico-chimiques qui conditionnent leur comportement dans l'environnement. Cependant, on observe d'une façon générale que certains habitats (haies, prairies), ainsi que l'augmentation dans le paysage de la surface en habitats non traités (parcelles en AB, éléments boisés), jouent un rôle favorable et limitent l'exposition des milieux (sols) et des organismes non-cibles aux pesticides.

Il faut cependant noter que les analyses conduites ici sont descriptives, et n'ont pas vocation à être prédictives. Par ailleurs, il aurait été pertinent de tester l'influence d'autres métriques paysagères, notamment des métriques de configuration comme l'agrégation des parcelles en AB ou l'agrégation des prairies dans le paysage. Cependant, bien qu'ayant travaillé sur 60 fenêtres paysagères, notre jeu de données manque de puissance statistique pour pouvoir tester l'influence de telles variables supplémentaires.

Afin de pouvoir proposer des recommandations de gestion du paysage pertinentes, il semble donc nécessaire de consolider ces premiers résultats en renforçant l'effort d'échantillonnage (i.e. renforcer la puissance statistique), en élargissant le jeu de données actuel (ex. plusieurs années, plusieurs zones géographiques et contextes agro-pédo-climatiques), et en synthétisant et hiérarchisant les effets observés sur différentes molécules. Ces recherches complémentaires nous paraissent indispensables pour aboutir à des propositions d'optimisation de l'agencement des éléments constitutifs du paysage (ex. éléments boisés semi-naturels) pour limiter les effets négatifs non intentionnels des pesticides et favoriser la biodiversité agricole bénéfique à la santé des agroécosystèmes.

POUR RESUMER

Ce travail met en évidence une influence de l'habitat et de variables paysagères sur les profils de contamination par les pesticides dans les sols et la faune non-cible.

Les variables paysagères en jeu dépendent du taxon considéré et des molécules de pesticides concernées, limitant la possibilité de décrire précisément un seul type de paysage « résistant » aux transferts de pesticides.

Cependant, il est à noter que certains habitats (par exemple haies ou prairies), ainsi que l'augmentation dans le paysage de la surface en habitats non traités (parcelles en AB, éléments boisés) limitent l'exposition des sols et des organismes non-cibles.

Il s'avère nécessaire de consolider ces premiers résultats pour pouvoir proposer des recommandations de gestion du paysage pertinentes dans le cadre de la transition agroécologique.

Influence des pratiques phytosanitaires et du paysage sur la biodiversité : LIVRABLE 5

Nous avons mis en évidence dans les parties précédentes du rapport que les organismes non-cibles étaient exposés aux pesticides et que des caractéristiques du paysage pouvaient influencer cette exposition. Nous avons voulu, dans cette partie :

- Tester s'il était possible de relier des caractéristiques du milieu, dont la contamination du sol, à la biodiversité, et ce à l'échelle des communautés des organismes étudiés (vers de terre, carabes et micromammifères)
- Démêler l'influence respective des différents facteurs : paysage et contamination des sols en pesticides.
- **Questionnements et méthodes :**

Il est rare de trouver dans les études une considération simultanée de ces grands types de facteurs. Par ailleurs, le contexte paysager est souvent peu considéré comme déterminant de la distribution des vers de terre, alors que l'impact des pesticides sur les carabes et les micromammifères a été très peu étudié.

La présence d'éléments semi-naturels (haies, prairies, bois) et les systèmes de production biologiques (sans pesticides) sont souvent présentés comme des éléments clés pour favoriser le maintien de la biodiversité et des services associés dans les milieux agricoles. Cependant, ces paramètres sont souvent mesurés à l'échelle de la parcelle et non du paysage, échelle à laquelle se déroulent pourtant la majorité des processus écologiques. De plus, du fait que les paysages bocagers sont souvent aussi ceux où sont menées des cultures biologiques (corrélation entre ces deux paramètres), il est compliqué d'analyser l'importance respective de la présence d'éléments semi-naturels et de l'AB pour le maintien de la biodiversité.

Nous avons analysé les assemblages d'espèces de trois groupes taxonomiques (vers de terre, carabes et petits mammifères) dans les fenêtres paysagères (60 fenêtres de 1km x 1km) réparties le long de trois gradients d'éléments paysagers : linéaire de haie (0 à 13km de haies), pourcentage de prairie (0 à 44%), et pourcentage d'AB (0 à 79%). Nous nous sommes focalisés sur les données récoltées dans les haies ($n=60$) pour cette analyse, car c'est pour cet habitat que les dates de relevés entre taxons étaient les plus homogènes. Nous avons considéré l'abondance totale des individus de chacun des taxons mais également les réponses de différents groupes fonctionnels avec des besoins écologiques contrastés. Ces groupes appartiennent en effet à des niveaux trophiques différents (décomposeurs, consommateurs primaires et secondaires) et possèdent des capacités de dispersion très variées (de faibles sur quelques mètres pour les vers de terre à élevées sur plusieurs centaines de mètres pour les micromammifères). Nous nous attendons donc à avoir des réponses variées de ces trois groupes à différentes variables locales et paysagères.

Nous avons utilisé comme variables explicatives des données qui reflètent des facteurs écologiques agissant à deux échelles. Localement à l'échelle de la haie, nous avons pris en compte les propriétés physico-chimiques des sols et les concentrations en pesticide dans ces sols. Les différents paramètres physiques et chimiques de sol étant en partie fortement corrélés entre eux, ceci pouvait engendrer des risques de mauvaises interprétations à l'issue des analyses statistiques. Ces paramètres ont été soumis à une analyse en composantes principales afin d'obtenir trois gradients de sol propriétés des sols décorrélés qui ont été utilisés dans les modèles. Pour prendre en compte les effets des pesticides, les 31 molécules dosées ont été regroupées par type d'action pour obtenir trois variables représentant les concentrations totales en herbicide, en fongicide et en insecticide dans les sols. A l'échelle du paysage, les trois gradients décorrélés de surfaces en cultures biologiques, en prairies et en haies ont été considérés. Un gradient de surface boisé a également été intégré. Différentes variables de configuration spatiale du paysage ont été calculées (ex. taille moyenne du parcellaire, cohésion des éléments boisés) mais elles n'ont finalement pas été incluses car elles engendraient des problèmes de convergence des algorithmes.

Une forte quantité de zéros était présentes dans les données (i.e. absences d'individus dans plusieurs haies). Ces zéros peuvent résulter de vraies absences engendrées par des mécanismes écologiques ou de fausses absences engendrées par des problèmes de détectabilité. Nous avons donc utilisés des « Zero inflated models » pour analyser les communautés de vers de terre et de carabes. Pour les modèles des micromammifères, nous avons utilisé des « Hurdle models » pour remédier à des problèmes de convergence. Une approche par modèle moyen (model averaging) a ensuite été utilisée pour prendre en compte l'incertitude liée à la sélection des modèles finaux et assurer la robustesse des résultats. Les estimations issues de ces modèles moyens sont présentées ci-après. Il est à noter que la faible variabilité dans l'abondance des micromammifères et de certains groupes fonctionnels des carabes, probablement liées à différents facteurs comme une année très sèche, a engendré un assez fort niveau d'effets non significatifs.

- **Résultats :**

Les résultats montrent des effets des différents facteurs explicatifs locaux et paysagers sur les abondances des organismes considérés, avec des réponses contrastées en fonction des groupes biologiques fonctionnels (Figure 22 ; Tableau 11).

Tableau 11. Relations entre l'abondance des organismes (vers de terre, carabes et micromammifères) et les variables locales et paysagères.

Sol1 : de sols à tendance argileuse et riches en MO, C et N aux sols limoneux pauvres en MO, C et N ; Sol2 : de pH bas à sols sableux à pH élevé et riches en CaCO₃ ; Sol3 : de sablo limoneux à argileux.

	Vers de terre (Zero Inflated models)				Carabes (Zero Inflated models)				Micromammifères (Hurdle models)		
	Abondance totale	Epigés	Anéciques	Endogés	Abondance totale	Bons disperseurs	Phytophages	Zoophages	Abondance totale	Carnivores	Omnivores
Variabiles locales (sol de la haie)											
Gradient Sol1	-0.08	ns	0.16	-0.22	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Gradient Sol2	ns	ns	ns	0.14	-0.26	ns	ns	-0.21	ns	ns	ns
Gradient Sol3	0.10	ns	ns	0.18	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Concentration tot herbicides (ng/g)	-0.13	-0.44	ns	-0.27	ns	0.53	ns	ns	ns	ns	ns
Concentration tot fongicides (ng/g)	-0.44	ns	ns	-0.72	0.18	ns	ns	0.19	ns	ns	ns
Concentration tot insecticides (ng/g)	ns	ns	ns	0.53	ns	-1.27	ns	-0.54	0.72	ns	ns
Variabiles paysagères (dans un rayon de 500m autour de la haie)											
Surface en cultures biologiques (ha)	-0.01	ns	0.18	-0.18	ns	ns	ns	ns	0.20	0.28	ns
Surface en prairies (ha)	ns	ns	-0.44	0.18	-0.31	ns	ns	-0.27	ns	ns	ns
Surface de haies(ha)	0.09	ns	ns	0.15	-0.34	ns	ns	ns	-0.55	-0.80	ns
Surface de bois (ha)	-0.24	-0.64	ns	-0.34	-1.53	-3.07	ns	-1.69	0.20	ns	0.21

Localement, les caractéristiques physiques et chimiques du sol semblent expliquer de manière significative les variations d'abondances des vers de terre. L'abondance totale des vers ainsi que celle des endogés augmentaient avec la quantité d'argile dans le sol. Il est à noter par ailleurs l'importance du rôle de la concentration en pesticide dans les sols, notamment sur les vers de terre et les carabes. Cependant, le sens et l'intensité des effets diffèrent en fonction du type d'action des pesticides considérés ainsi que de la fonction écologique et du niveau trophique du groupe biologique d'intérêt.

Plus précisément, nous avons trouvé un effet négatif des herbicides et des fongicides sur les vers de terre (abondance totale et des trois catégories écologiques). Ce résultat peut s'expliquer par un potentiel effet négatif de ces pesticides sur la physiologie et le succès reproducteur des vers de terre⁴⁵. Concernant les herbicides, il peut s'agir également d'une diminution de la végétation herbacée (ressource) et d'une modification des paramètres physico-chimiques du sol (e.g. diminution de l'humidité, diminution de la porosité liée aux racines). De manière surprenante, nous avons constaté une augmentation de l'abondance des vers endogés avec l'augmentation des concentrations d'insecticides dans les sols, ce qui est différent des résultats d'autres études²³ mais ceux-ci concernaient des parcelles et non des haies, suggérant des réponses dépendant de l'habitat considéré. Une diminution de la pression de prédation, notamment par les carabes zoophages qui répondaient négativement aux insecticides, pourrait expliquer ce résultat. Les pesticides semblent donc avoir des effets directs et indirects sur les abondances des organismes, en agissant à la fois sur les traits d'histoire de vie (survie, croissance, reproduction, structure des populations) et sur une dégradation de la qualité de l'habitat, une modification des ressources alimentaires ou de la densité de prédateurs⁴⁶⁻⁵⁰.

A l'échelle du paysage, la présence de pesticides dans les sols était abordée à travers la quantité de surface couverte par de l'agriculture biologique. Nous avons trouvé des réponses contrastées, positives ou négatives, pour les vers de terre et les micromammifères. Il est à noter qu'au sein des parcelles en agriculture biologique subsistent une large variabilité de pratiques (comme l'intensité du travail du sol) qui peuvent avoir des effets importants sur les organismes considérés et expliquer ces disparités de réponses.

Plus précisément, il existe une relation positive entre les surfaces en AB dans le paysage et l'abondance de petits mammifères insectivores. La diminution de l'usage de pesticides à l'échelle du paysage semble donc avoir un effet positif sur l'abondance de certains organismes pouvant jouer le rôle d'auxiliaires des cultures.

De nombreux travaux montrent l'intérêt des éléments semi-naturels dans les paysages agricoles pour favoriser la biodiversité. Cependant, dans notre étude, nous avons trouvé une diminution de l'abondance de plusieurs groupes de vers de terre, de carabes et de micromammifères avec l'augmentation des quantités de haies et de bois dans le paysage.

Ce résultat pourrait être la conséquence d'une dilution des individus dans des paysages globalement favorables, la quantité d'éléments semi-naturels générant potentiellement un gain d'abondance global (et notamment un gain d'abondance dans les parcelles agricoles adjacentes) mais une diminution locale.

Il faut aussi considérer que ces résultats sont, en ce qui concerne les petits mammifères, en adéquation avec les exigences écologiques des espèces. Ainsi, la proportion de haies dans le paysage est corrélée négativement avec l'abondance des musaraignes qui sont des espèces occupant principalement les milieux ouverts, tandis que la proportion de zones boisées est corrélée positivement avec les abondances de mulots sylvestres et campagnols roussâtres qui sont des espèces occupant préférentiellement les milieux boisés.

Par conséquent, si les proportions d'habitat semi-naturel de type prairie, ou haies et bosquets sont corrélés négativement à l'abondance de certains groupes, elles le sont positivement pour d'autres groupes fonctionnels. Cela met en évidence l'intérêt de favoriser l'hétérogénéité des habitats dans la mosaïque paysagère pour favoriser la diversité des organismes dans les écosystèmes agricoles.

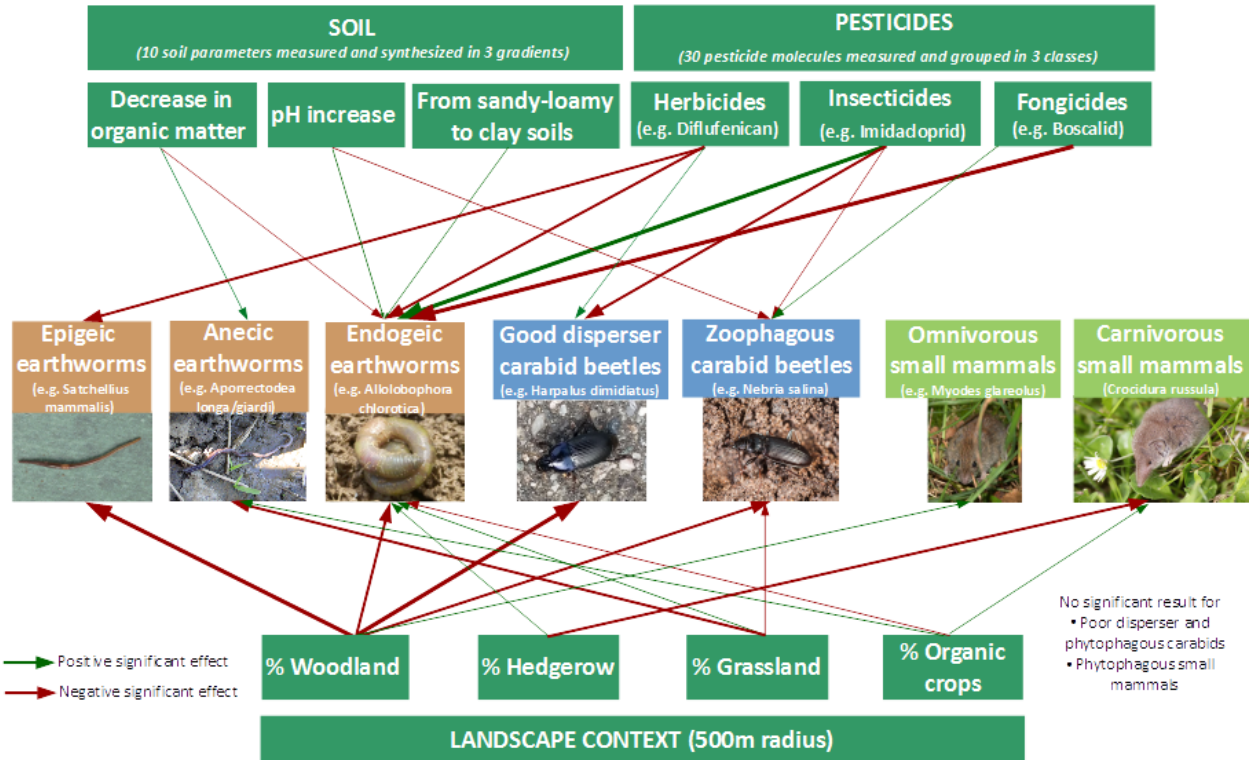


Figure 22. Récapitulatif des effets de variables locales et paysagères sur trois taxons échantillonnés dans le cadre du projet RESCAPE.

POUR RESUMER

Ce travail met en évidence un effet des concentrations pesticides mesurées dans les sols sur les communautés d'organismes non cibles, et notamment sur les abondances de vers de terre et des carabes, ce qui pourrait donc *in fine* modifier le fonctionnement des agroécosystèmes (fertilisation des sols, prédation des ravageurs des cultures, etc.).

Ce travail souligne également la nécessité de considérer simultanément l'effet local des pesticides et celui des occupations du sol dans le paysage pour comprendre les impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité dans les paysages agricoles intensifs (Figure 20).

Les résultats mettent en lumière (1) l'intérêt de favoriser l'hétérogénéité des habitats dans la mosaïque paysagère pour favoriser la diversité fonctionnelle des organismes, et donc le potentiel de diversité pourvoyeuse de services, et (2) l'action bénéfique d'une diminution de concentrations en pesticides dans l'environnement à la fois locale à l'échelle de la parcelle et à l'échelle de la mosaïque de parcelles non traitées dans le paysage pour favoriser les abondances d'auxiliaires.

Modélisation de la dispersion atmosphérique des pesticides : rôle des haies et comparaisons avec les valeurs mesurées dans les sols : LIVRABLE 4

Les résultats de terrain exposés dans les parties précédentes ont permis de mettre en évidence des patrons de contamination des zones et des organismes non-cibles, en fonction des pratiques et des éléments paysagers. Cela soulève des questionnements sur les mécanismes de contamination : sources adjacentes, rémanence locale, rôle du paysage et notamment des haies dans la résistance des paysages aux fuites de pesticides, rôle des transferts atmosphériques.

Ainsi, nous avons exploré dans cette partie, par une approche de modélisation sur trois fenêtres paysagères, le potentiel d'émission vers l'atmosphère et de dispersion atmosphérique des pesticides utilisés localement, puis de leur dépôt gazeux en aval de la parcelle traitée sur des écosystèmes non-cibles en fonction des pratiques phytosanitaires et de l'organisation du paysage (stage M2, Djouhri, 2017). Les émissions vers l'atmosphère prises en compte sont les émissions par volatilisation en post-application. Les émissions par dérive (liée au transport hors de la parcelle traitée des gouttelettes de pulvérisation par le vent pendant le traitement) n'ont pas été prises en compte. Elles dépendent de facteurs liés à la fois au matériel utilisé pour la pulvérisation et aux conditions de son utilisation (type de buse, ...) mais aussi aux conditions météorologiques locales pendant l'application, informations peu accessibles. Des méthodes empiriques pourraient être mises en œuvre, mais elles ne permettent pas des estimations au-delà de 20 à 50m de la parcelle traitée.

Nous avons ainsi sélectionné deux modèles pour décrire :

- (1) les émissions par volatilisation (Volt'Air Pesticides, ^{51,52})
- (2) la dispersion atmosphérique (MODDAS, ⁵³).

Ceux-ci ont été couplés via le logiciel R (Figure 23) et calculer in fine le dépôt gazeux sur des écosystèmes non-cibles.

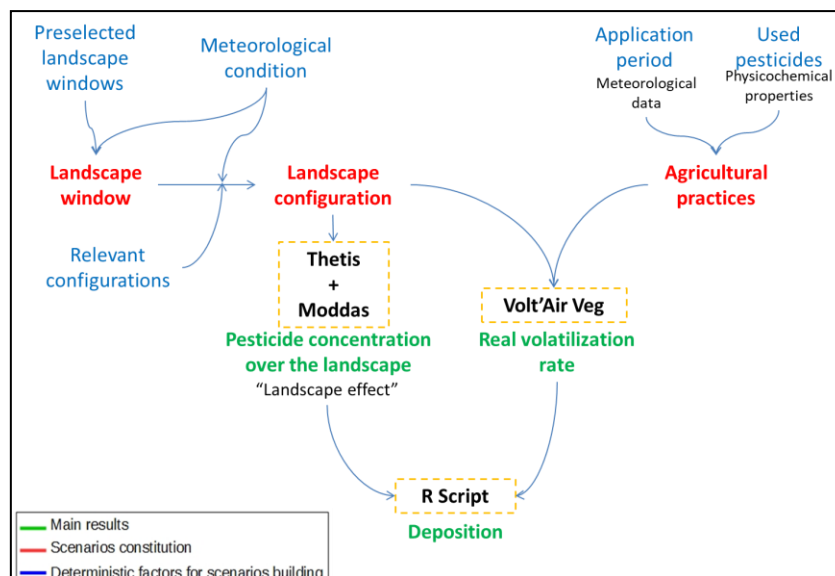


Figure 23. Schéma de couplage des modèles de volatilisation et dépôt des pesticides.

Trois fenêtres paysagères répondant aux domaines de validité des modèles (faibles pentes) et présentant une configuration spatiale des éléments du paysage compatibles avec les objectifs de cette étude ont été sélectionnées. Pour rappel, dans chacune des 60 fenêtres paysagères du projet, trois éléments du paysage (parcelle de blé, haie, prairie) ont été localisés et échantillonnés. Etant donné que nous cherchions ici à simuler le dépôt gazeux de pesticides volatilisés depuis la parcelle de blé (traitée) sur les zones de haie et de prairie, ces deux écosystèmes non-cibles devaient être sous le vent dominant de la parcelle de blé. De plus, la parcelle de blé devait être suffisamment étendue pour que la contamination liée aux pratiques sur cette parcelle soit significative. Enfin, nous avons fait en sorte que les 3 fenêtres sélectionnées se distinguent par des configurations spatiales différentes en termes de localisation des haies par rapport à la parcelle de blé (en amont ou en aval, à différentes distances) et la taille de la parcelle de blé (que nous considérons comme la source de pesticides vers l'atmosphère).

Ainsi, dans chacune des 3 fenêtres sélectionnées répondant à ces critères (8531, 11006 et 18147), des axes reliant la parcelle de blé aux zones non-cibles (haie, prairie) ont été définis en fonction des vents dominants (Figure 24). Au total, 8 configurations spatiales ont été définies sur lesquelles le modèle MODDAS a prédit la dispersion atmosphérique des pesticides volatilisés depuis la parcelle de blé, avec un taux normalisé de volatilisation de $1 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$, des vitesses de vent de 2.6, 3.8 et 5.5 m/s à 50m (valeurs fixées d'après une analyse des vitesses de vent locales) et des LAI de cultures (blé, haie, prairie) fixés.



Figure 24. Exemple d'axes définis au sein d'une parcelle et reliant la parcelle en blé traitée (encadrée en pointillés jaunes) et les zones non-cibles (haie et prairie, étoiles rouges) (gauche) fenêtre 8531 et (droite) fenêtre 11006.

Le calcul des concentrations dans l'air en pesticides et de leur dépôt sur une zone non-cible a été fait sur une des configurations en considérant les flux de volatilisation estimés par le modèle d'émission (Volt'Air Pesticides) pour chaque substance active croisés avec les champs de dispersion obtenus avec MODDAS pour un flux de volatilisation normalisé et une vitesse de vent donnée. Puis des dépôts ont été calculés, cumulés dans le temps (30j) et spatialement sur la cible.

Les données requises pour renseigner les entrées des modèles (outre la configuration spatiale décrite précédemment) étaient les suivantes :

- En termes de pratiques, les informations renseignées lors des enquêtes ont permis d'identifier les composés les plus utilisés sur les parcelles de blé concernées, les principales périodes d'application ainsi que les doses moyennes employées. Ainsi, 15 substances actives (Tableau 12) (identifiées d'après la BD Ephy) ont été sélectionnées en prenant également en compte la liste des substances recherchées dans les différents échantillons (Tableau 3). Leurs propriétés physico-chimiques proviennent de la base de données Sph'Air⁵⁴.
- Les principales périodes d'application identifiées étaient décembre 2015 et avril 2016. Le modèle d'émission distinguant les applications sur sol nu et sur couvert végétal, nous faisons l'hypothèse qu'en décembre, les substances étaient appliquées sur sol nu et qu'en avril, elles étaient appliquées sur un couvert végétal couvrant. Les flux de volatilisation ont été calculés pendant 30 jours après l'application, pour les deux périodes d'application.
- Les données météorologiques sont issues des 3 stations Météo-France encadrant la zone (Niort, Melle et Nuaille sur Boutonne).
- Les caractéristiques des sols des 3 parcelles de blé correspondent à l'horizon de surface (0-20 cm).

Lors de ces simulations, nous avons négligé la pénétration des substances actives dans les feuilles de blé. Nous avons également considéré la dégradation atmosphérique comme négligeable, ce qui est réaliste sur l'échelle de temps considérée. Par ailleurs, par manque de données sur les résistances de surface au dépôt pour les pesticides, celle-ci a été fixée à 0. Ainsi, seule les résistances aérodynamique et de couche limite ont été considérées, et nous avons donc fait l'hypothèse que les interactions avec la surface n'étaient pas le processus limitant. De même, l'indice de surface foliaire (LAI pour Leaf Area Index) de la haie et du blé a été établi d'après les données disponibles dans la littérature.

Tableau 12. Liste des composés sélectionnés pour la modélisation.

Herbicides (2)	Insecticides (4)	Fongicides (9)	
Cloquintocet-mexyl Diflufénicanil	- Alpha-cyperméthrine - Zeta-Cyperméthrine - lambda-cyhalothrine - Cyperméthrine	- Boscalid - Cyproconazole - Epoxiconazole - Imidaclopride - Métconazole	- Métrafénone - Prochloraz - Propiconazole - Pyraclostrobine

- **Résultats :**

Cet exercice de modélisation a permis d'identifier les facteurs prépondérants gouvernant la dispersion atmosphérique dans les configurations décrites et leur dépôt ultérieur sur un écosystème non-cible :

- La localisation des haies par rapport à la parcelle traitée (en amont ou en aval), la distance à la source et l'épaisseur des haies influencent l'effet de haie sur la dispersion des pesticides dans le paysage en modifiant l'énergie cinétique turbulente (Figure 25).

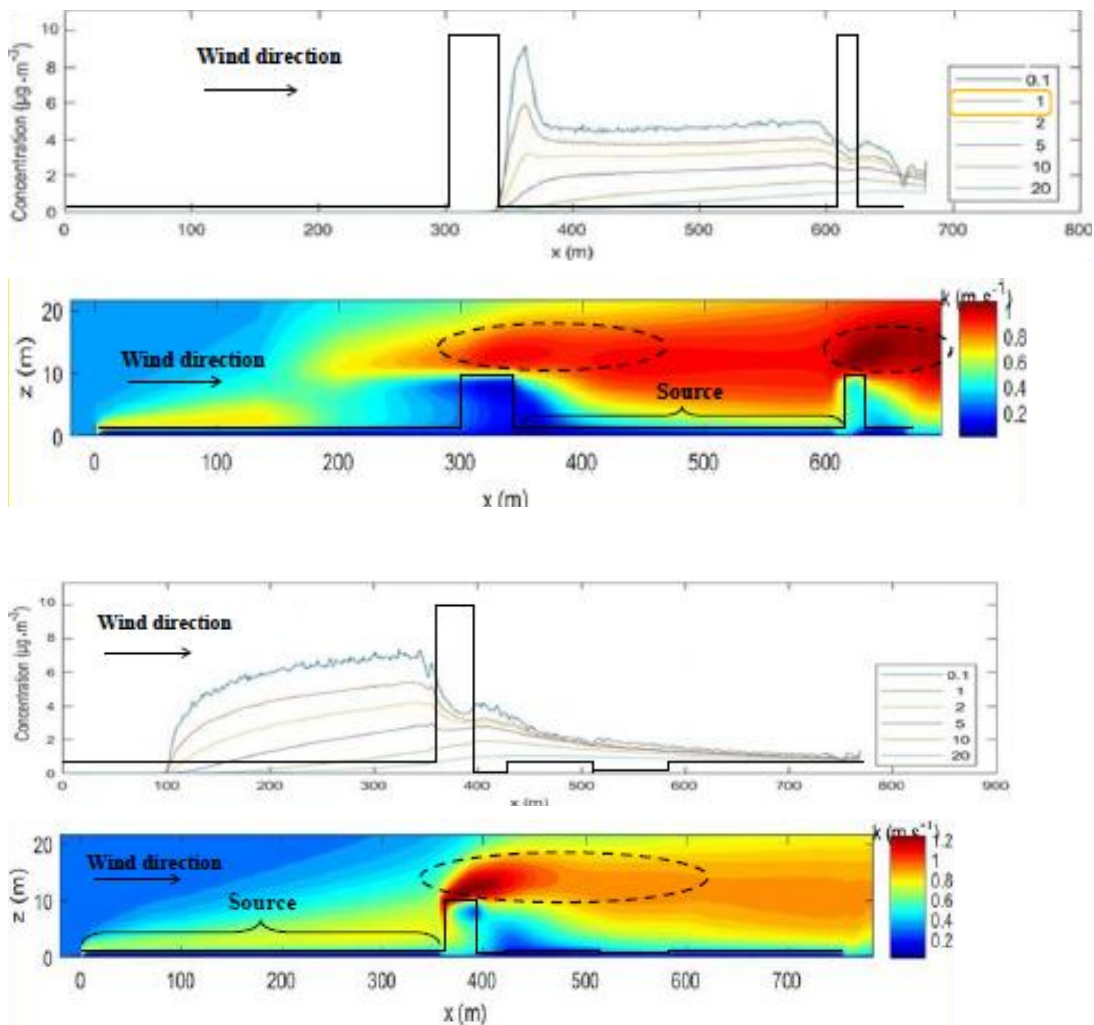


Figure 25. Profils de concentrations dans l'air à différentes hauteurs au-dessus du sol (en m) en fonction de la distance dans le sens du vent et champ d'énergie cinétique associé pour deux configurations spatiales (fenêtre 8531 pour deux directions de vent) et pour un vent de 5 m/s et un flux de volatilisation normalisé: (haut) une haie en amont de la source et une en aval et (b) une haie en aval de la source.

La présence de haies en amont et en aval des zones traitées diminue les dépôts sur les zones non-cibles adjacentes. Si l'épaisseur de la haie augmente, les concentrations dans l'air tendent à diminuer par accroissement de l'énergie cinétique turbulente. Il serait intéressant d'explorer l'effet du LAI de la haie (ou de sa porosité) sur la perturbation de l'écoulement de l'air engendrée par la haie.

Il a été par ailleurs noté qu'une haie située trop loin de la parcelle traitée n'a pas d'effet sur la dispersion atmosphérique du pesticide.

- Les pesticides utilisés et la période d'application (printemps ou hiver) influencent les niveaux de concentrations dans l'air et le dépôt sur les écosystèmes non-cibles en influençant les émissions par volatilisation.

La Figure 26 illustre les résultats obtenus en termes de dépôt sur le sol (kg) d'un écosystème non-cible dans le cas de la fenêtre 8531 pour une direction de vent, avec pour écosystème non-cible une haie (de 17m de long) située en aval de la parcelle de blé traité.

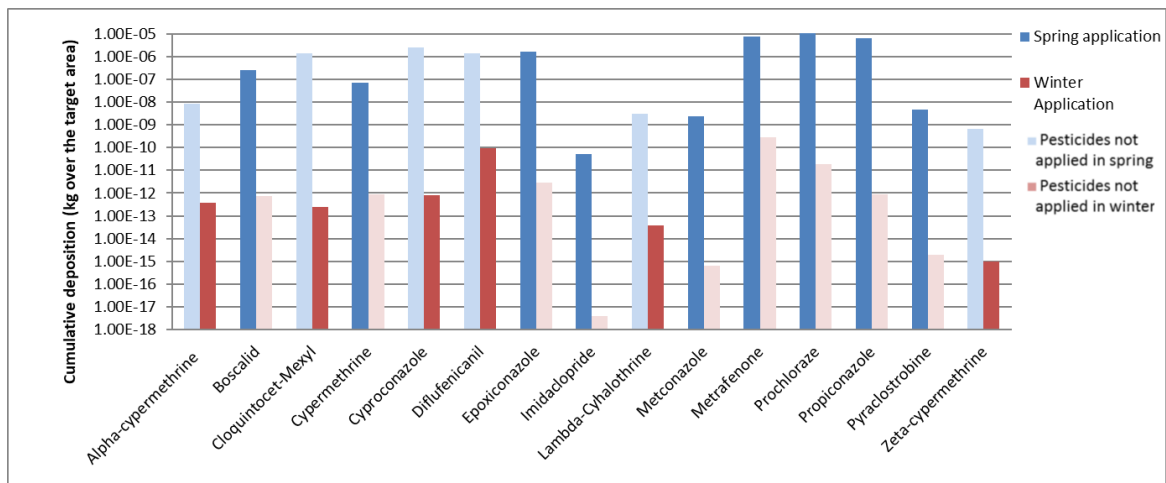


Figure 26. Dépôt (en kg) cumulé sur toute la zone non-cible (haie) et cumulé dans le temps (30 jours après l'application) après une application des pesticides sur la parcelle de blé de cette fenêtre (les barres en couleurs foncées représentent la période pendant laquelle le pesticide est effectivement appliqué).

Par exemple, le boscalid est appliqué au printemps, la barre rose clair indique le dépôt calculé sur le produit était appliqué en hiver).

Pour tous les pesticides, la quantité de dépôt est largement plus élevée en cas d'application au printemps qu'en hiver. Cela peut s'expliquer par le fait que le taux de volatilisation est plus élevé à partir du couvert végétal (cas de l'application au printemps) qu'à partir du sol nu (cas de l'application en hiver) en raison du phénomène d'adsorption des pesticides gazeux par le sol nu. Il est à noter toutefois que l'hypothèse de non pénétration de la substance dans les feuilles peut générer une surestimation de la volatilisation depuis le couvert végétal pour un certain nombre de produits (les pesticides systémiques en particulier).

Le dépôt varie également d'un pesticide à l'autre ce qui peut s'expliquer par leurs propriétés physico-chimiques. Pour une application sur une culture, le dépôt est positivement corrélé (lorsqu'aucune pénétration dans les feuilles n'est prise en compte) à la pression de vapeur du pesticide (P_{vap}), ce qui signifie que plus le composé est volatil, plus il est émis, augmentant ainsi les niveaux de concentration dans l'air et donc l'intensité du dépôt. Pour une application sur sol nu, le dépôt est corrélé positivement à l'indicateur de volatilisation effective E_{ef} , avec $E_{ef}(t) = K_H / K_{OC} DT_{50} (1 - e^{-\ln(2)/DT_{50} t})^{55}$ avec K_H , la constante de Henry (sans dimension), K_{OC} , le coefficient de sorption du sol (m^3/Kg) et DT_{50} la demi-vie dans le sol (jours). Plus E_{ef} augmente, plus le pesticide se volatilise et plus la quantité déposée sera importante.

- **Comparaison des résultats de modélisation et des mesures de concentrations dans le sol :**

Dans le cas de la fenêtre 8531 pour laquelle nous disposons à la fois d'enquêtes sur les pratiques sur la parcelle de blé, de mesures dans les sols des trois écosystèmes (blé, haie et prairie) et des résultats de modélisation, nous avons comparé, qualitativement les mesures et les sorties du modèle. Nous y avons ajouté les mesures réalisées sur la fenêtre 11006 à titre de comparaison.

Nous nous consacrerons ci-après à la contamination des écosystèmes non-cibles haie et prairie. D'après la Figure 27, les pesticides appliqués sur la parcelle de blé se retrouvent quasi systématiquement dans le sol de la haie (sauf la cyperméthryne pour les deux fenêtres, le propiconazole pour la fenêtre 8531 et le pyraclostrobine pour la fenêtre 11006), avec des ordres de grandeurs comparables aux concentrations retrouvées dans le sol de la parcelle cultivée pour la fenêtre 8531 et plus faibles pour la fenêtre 11006. En ce qui concerne le sol de la prairie, 4 des 7 composés utilisés sont trouvés pour la fenêtre 8531 avec toutefois des niveaux moindres par rapport aux sols de la parcelle cultivée ou de la haie et aucun pour la fenêtre 11006. La modélisation réalisée montre que pour, un certain nombre de ces composés, la voie atmosphérique est une voie effectivement potentielle de transfert de ces produits vers des écosystèmes non-cibles, comme le diflufenican qui est au rang 2 des pesticides déposés d'après le modèle. Le cas de l'imidaclopride est particulier : il est retrouvé dans les sols des trois écosystèmes alors que son potentiel de dépôt modélisé est le plus faible (rang 15 qui est le dernier). Il est important de noter ici que ce produit a été apporté en traitement de semence et que le modèle d'émission ne décrit pas l'émission de poussières de traitement de semence, le résultat de modélisation n'est donc pas ici pertinent pour ce composé.

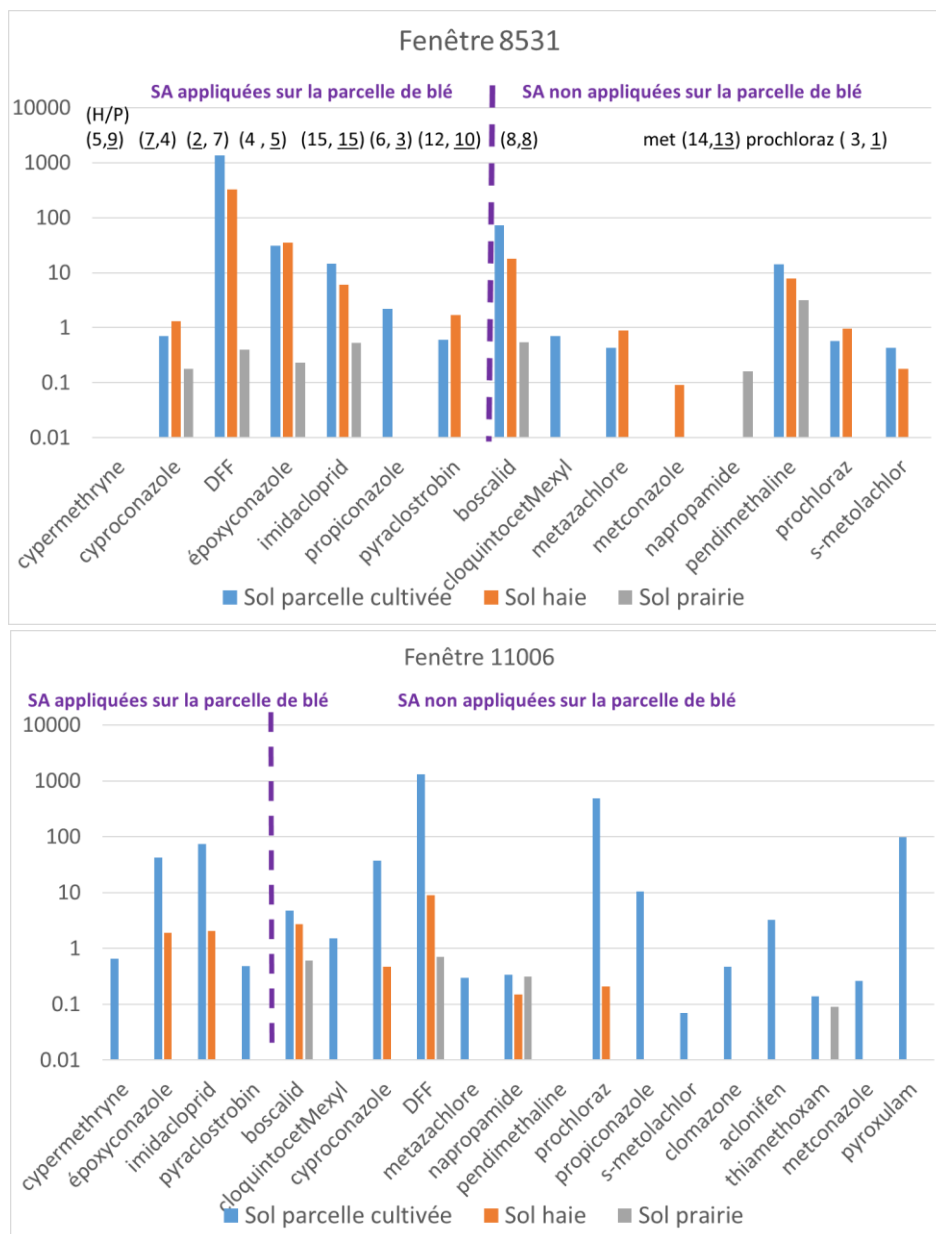


Figure 27. Concentrations (ng g⁻¹) en pesticides mesurées dans les sols des parcelles de blé, de haie et de prairie des fenêtres 8531 (haut) et 11006 (bas) avec pour chacune des fenêtres, la distinction entre les composés utilisés dans la parcelle de blé concernée ou non utilisés. Pour la fenêtre 8531, les rangs des quantités déposées modélisées (Figure 26) par ordre décroissant pour la période printemps et hiver sont indiqués avec, l'identification de la période réelle d'application indiquée en souligné.

Parmi les autres composés retrouvés dans ces sols, le boscalid est retrouvé dans les sols des 3 écosystèmes et des deux fenêtres ainsi que le diflufenican et la napropamide pour la fenêtre 11006 ou la pendiméthaline pour la fenêtre 8531. Le boscalid est également identifié comme potentiellement émis vers l'atmosphère (rang 8) et la pendiméthaline (non modélisé dans cette étude) est un composé retrouvé dans l'atmosphère par les AASQA.

Par ailleurs, les concentrations mesurées dans les sols des prairies sont inférieures aux concentrations mesurées dans le sol de la parcelle cultivée et dans celui de la haie, et ce, de manière plus marquée pour les composés utilisés dans la parcelle de blé. Cela pourrait être lié à un effet de la distance à la source. Pour valider cette hypothèse, il faudrait connaître les pratiques sur les parcelles adjacentes à la prairie.

En terme quantitatif, nous avons estimé pour la fenêtre 8531, à partir des dépôts gazeux modélisés (en kg sur la zone non-cible, dans ce cas la haie), des concentrations en substances dans le sol pour les substances utilisées sur la parcelle de blé de la fenêtre (exprimées en ng de substances par g de sol) moyennant quelques hypothèses (couche de sol de 5 cm d'épaisseur, densité du sol de 1200kg/m³). Nous avons comparé ces concentrations à celles mesurées dans le sol de la haie. Les concentrations résultantes pour des applications hivernales conduisent à des concentrations relativement faibles (au maximum de 9E-5 ng g⁻¹). Par contre, pour des applications au printemps, les concentrations résultantes sont largement plus significatives, avec des concentrations atteignant 2 ng g⁻¹ pour l'époxyconazole par exemple (que l'on mesure dans le sol de la haie à 35 ng g⁻¹) ou 6 ng g⁻¹ pour le propiconazole (0.01 ng g⁻¹ pour la mesure). Par contre nous retrouvons 0.004 ng g⁻¹ de pyraclostrobine alors que la mesure indique 1.7 ng g⁻¹.

De plus, pour la fenêtre 8531, le % de concentration dans sol de haie par rapport à celui de la parcelle cultivée pour les composés utilisés est de 189, 24, 112, 41, 0 et 283 % pour respectivement le cyproconazole, le diflufenican, l'époxyconazole, l'imidaclopride, le propiconazole et la pyraclostrobine alors que les ordres de grandeurs sont de 0.1% à 25% pour la prairie. Ceci pourrait suggérer un effet d'interception et concentration des structures arborées/arbustives dans le cas d'une dérive.

Toutefois, il faut noter quelques limites à cette comparaison. En effet, le dépôt gazeux est calculé pour :

- une seule parcelle source et une seule direction de vent, pouvant ainsi générer une sous-estimation du dépôt réel,
- pour une seule vitesse de vent, et sans tenir compte de la pénétration et/ou dégradation sur les feuilles, ce qui peut générer une surestimation de l'émission par volatilisation depuis les feuilles et donc le dépôt (notamment pour les produits systémiques comme le propiconazole).

Par ailleurs, le cas de l'imidaclopride apporté ici en traitement de semence ne peut pas être reproduit par le modèle. De plus, nous n'avons pas considéré ici le dépôt par dérive des gouttelettes de pulvérisation, or les niveaux de concentrations retrouvées dans les sols des haies pour les composés utilisés sur la parcelle de blé incitent à explorer cette piste de contamination également.

Ainsi, pour aller plus loin, il serait toutefois intéressant dans une analyse ultérieure:

- de prendre en compte les dépôts par dérive des gouttelettes de pulvérisation lors de l'application,
- d'analyser la dissipation ultérieure des pesticides déposés dans les sols (les niveaux de concentrations calculés ici avec la contribution d'une seule parcelle traitée ayant donné des niveaux assez faibles, il est apparu difficile de mobiliser des outils de modélisation de la dissipation des pesticides dans les sols dans ces conditions),
- de prendre en compte la contribution de plusieurs sources (i.e. plusieurs parcelles traitées) à l'exposition des écosystèmes non-cibles. Cela requiert des outils de modélisation spécifiques qui sont en cours de développement à l'échelle paysagère mais ne sont pas disponibles actuellement.

Cette dispersion des pesticides par voie atmosphérique depuis les parcelles traitées dans le paysage agricole alentour pourrait en partie expliquer les valeurs de résidus de pesticides détectés dans les zones non traitées et les dépassements des valeurs de PEC dans les sols des parcelles cultivées en AC.

POUR RESUMER

Ce volet de l'étude a montré que des outils de modélisation sont disponibles pour évaluer la contribution de la voie atmosphérique à la contamination d'écosystèmes non-cibles aux pesticides utilisés localement.

Les résultats obtenus suggèrent que la volatilisation des pesticides en post-application peut être impliquée dans la dispersion des pesticides dans l'environnement (ici évaluée à l'échelle locale), selon la configuration locale du paysage (présence, localisation et caractéristiques de haies, distance à la source) et des propriétés physico-chimiques des substances utilisées. Tenir compte de la dérive aérienne et du caractère multisource des émissions à partir de la connaissance fine des pratiques sur l'ensemble des parcelles de la fenêtre paysagère compléterait cette analyse.

Les infrastructures agroécologiques telles que les haies influencent les dépôts atmosphériques provenant de parcelles traitées, pouvant permettre de mitiger la contamination de sols non-cibles de parcelles alentours, mais pouvant parallèlement concentrer les pesticides localement dans les sols boisés en comparaison avec les sols d'habitat ouverts.

Base de données du projet et son application web : LIVRABLE 6

De nombreuses recherches scientifiques se basent sur l'acquisition de données, la collecte d'informations par l'expérimentation ou l'observation. Sans données, il ne peut y avoir de science. Pourtant, une grande partie des données acquises dans le monde scientifique, en particulier en écologie et biologie évolutive, est rapidement perdue. Outre leur importance pour la science et la société, ces données représentent des investissements humains et financiers conséquents qu'il serait dommageable de voir gaspillés. Par exemple, les avancées techniques en monitoring environnemental ou encore en biologie moléculaire ont participé à l'émergence du phénomène de « Big Data » et rendu critique la capacité de gestion des données issues de groupes de recherche. Face à cette situation, le besoin crucial d'assurer une bancarisation, une sécurisation, une interopérabilité, une pérennité, une communication et éventuellement un accès libre aux données de la recherche scientifique est mis en lumière actuellement, tant au sein de la communauté scientifique (cf les nombreux articles parus à ce sujet et le déploiement de moyens par les institutions de recherche publique et les travaux tels que ceux de la Research Data Alliance), que des instances politiques (accès aux publications et données de la recherche dans le programme H2020, Directive INSPIRE, Loi pour une République numérique). Un des objectifs du Plan National pour la Science Ouverte est de faire en sorte que les données produites par la recherche publique française soient progressivement structurées en conformité avec les principes FAIR (Facile à trouver, Accessible, Interopérable, Réutilisable), préservées et, quand cela est possible, ouvertes. On voit se développer la création d'entrepôts ou de portails de données de la recherche (ex. Dryad, GBIF), de bases de données en ligne (ex. bases de données de traits pour les plantes, invertébrés et mammifères), de nouveaux formats de valorisation tels que les « data papers », et la demande de certaines revues scientifiques de fournir les données brutes dans les articles soumis.

Conscients des enjeux scientifiques, opérationnels et institutionnels que revêtent aujourd'hui la bancarisation et l'accès aux données de la recherche (et plus encore dans le cadre d'un projet de recherche pluridisciplinaire avec des données de monitoring *in situ* comme RESCAPE), le développement d'une base de données et d'une application web associée nous est apparu comme une nécessité et une plus-value essentielles. Cependant, ce type de développement nécessite une expertise et des compétences informatiques particulières. Les écologues et les chimistes de RESCAPE ont donc collaboré avec des spécialistes informaticiens. Ce travail a été réalisé dans une tâche spécifique et dédiée du projet. Il a été divisé en 2 étapes principales : la conception du modèle de données et sa mise en œuvre sous forme d'une base de données, puis le développement d'une application sécurisée de gestion des données de la base. Les détails techniques de ce travail sont présentés dans les rapports de stage d'E. Richardot et M. Tassy.

- **Création du MCD et de la base de données**

La modélisation de la base de données s'est avérée relativement complexe en raison de la diversité des données de terrain (observations, prélèvements, enquêtes, données paysagères), des mesures analytiques et des échelles spatiales et écologiques considérées. Il a également fallu prendre en compte le grand nombre de variables mesurées sur les sols et les différents groupes taxonomiques (ex. abondance, diversité, concentrations en pesticides), ainsi que les nombreuses molécules chimiques suivies. Une couche de complexité supplémentaire s'ajoutait ici en raison des interrelations nombreuses et variées entre ces différentes données (relations spatiales, temporelles et structurelles) particulièrement importantes mais compliquées à modéliser. Il est reconnu que les données écologiques, notamment expérimentales et de terrain, incluent un large panel de types de données, structures et concepts sémantiques qui font de leur assemblage une tâche compliquée et laborieuse. Les ontologies proposées dans la littérature (ex. OBOE, O&M) ne pouvaient être utilisées directement pour modéliser les données du projet. Le modèle conceptuel de données (MCD, Figure 28) spécifiquement créé pour le projet a été conçu en utilisant la notion d'unité d'études (sample dans le modèle) proposée dans le cadre d'une ontologie « méta-observatoire » développée à Chrono-environnement. Cette notion a permis de représenter, de façon bien identifiée, dans le modèle chacune des entités observée (sol, carabe, micromammifères et ver de terre). Ce MCD a été conçu en utilisant la notion d'unité d'études (sample dans le modèle) proposée dans le cadre d'une ontologie « méta-observatoire » développée à Chrono-environnement. Cette notion a permis de représenter dans le modèle chacune des entités observées, prélevées et mesurées (sol, carabe, micromammifères et vers de terre, en lien avec les molécules chimiques étudiées et les variables spatiales et paysagères). Il a été créé en anglais pour faciliter sa valorisation et sa diffusion.

Ce MCD a pour but de d'écrire de façon formelle les données qui seront utilisées. Il s'agit donc d'une représentation "simplifiée" des données permettant de décrire la base de données à l'aide d'entités (représentation d'un élément matériel ou immatériel ayant un rôle dans le système) et de relations (appelées aussi parfois associations, représentant les liens sémantiques entre plusieurs entités).

Il s'agissait donc d'élaborer un MCD permettant l'intégration des données passées et futures fournies/acquises par les différents partenaires impliqués dans le projet. Pour anticiper au mieux les futurs apports et usages, nous avons pris soin de créer un MCD le plus ouvert et souple possible, tout en assurant l'interopérabilité des données au sein du projet et avec la ZAPVS et leur archivage pérenne sur le long terme.

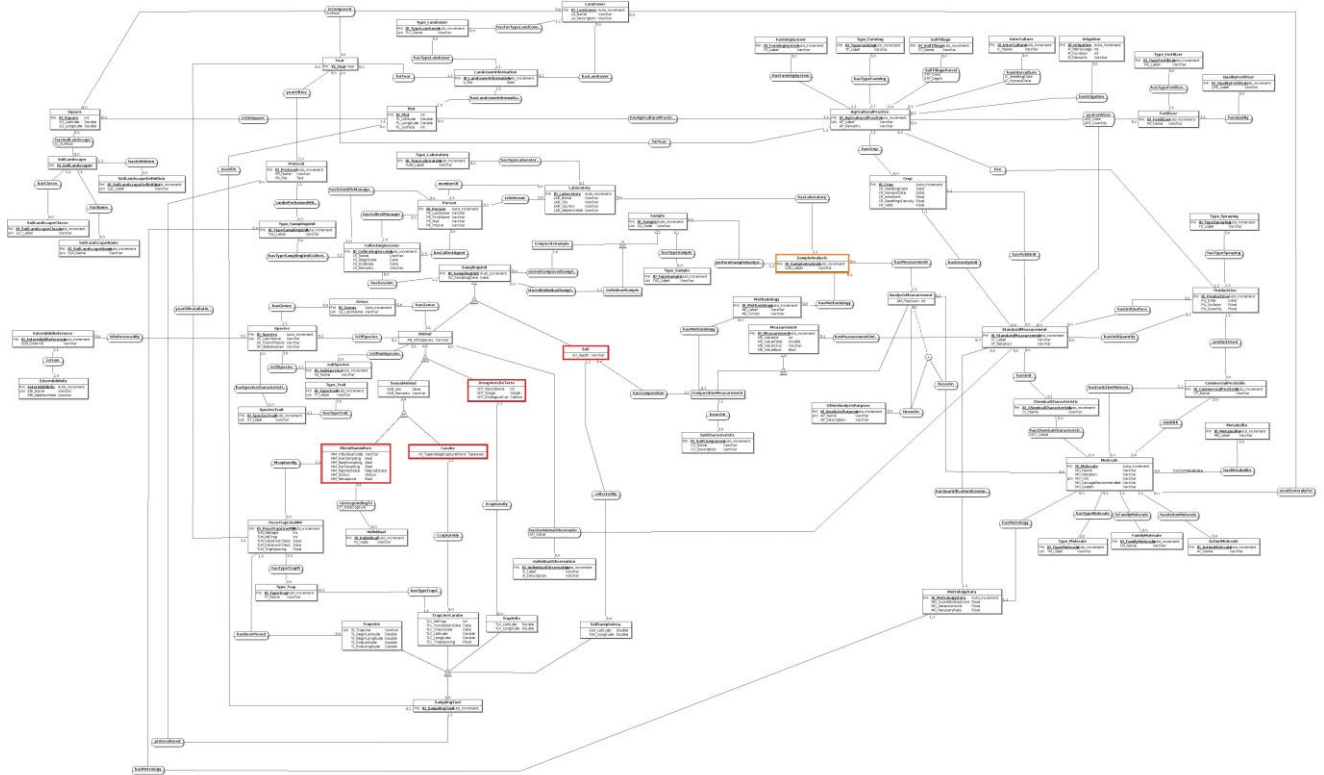


Figure 28. Représentation graphique du modèle conceptuel de données de la base de données « RESCAPE ». En rouge les 4 unités d'étude du modèle et en orange les échantillons prélevés sur les unités d'études.

L'élaboration du MCD a été menée avec succès par le stagiaire de M2. La construction du MCD s'est déroulée avec le concours des experts dans les différentes disciplines du projet (informatique et bases de données, écologie, chimie, écotoxicologie). Ce MCD représente une avancée importante pour l'archivage des données scientifiques en écologie et écotoxicologie. Il pourrait s'avérer utile dans de nombreux contextes au niveau national et international, pour les données issues de monitoring environnemental. Une fois le MCD réalisé, il a fallu le mettre en œuvre, c'est-à-dire implémenter son modèle physique de données (MPD) dans le Système de Gestion de Base de Données (SGBD) choisi à savoir MariaDB. Le MCD ne tient en effet pas compte du SGBD et n'est qu'une représentation schématique de la base de données, il faut donc le transformer en MPD, qui dépend du SGBD cible. L'implémentation du MDP revient donc à la création concrète de la base dans le SGBD (gestion avec le langage SQL). La base de données physiquement créée, les données de RESCAPE déjà disponibles ont été intégrées.

• Développement de l'application

Afin de sécuriser (enregistrement sur serveur avec sauvegarde) les données proprement archivées et de les rendre accessibles aux utilisateurs, une application web a été développée (Figure 29). Elle est hébergée par l'Université de Franche-Comté et gérée par l'UMR Chrono-environnement (<https://rescape.univ-fcomte.fr/>). Suivant leurs droits, les utilisateurs peuvent importer, visualiser et exporter les données stockées, et éventuellement modifier certaines données spécifiques.

Figure 29. Page d'accueil de l'application web « RESCAPE Base De Données » (<https://rescape.univ-fcomte.fr/>).

Les fonctionnalités de cette application se décomposent en trois parties :

- La partie administration permet l'inscription, la connexion/déconnexion, la gestion des utilisateurs par l'administrateur, etc.
- La partie visualisation des données permet à l'utilisateur la visualisation et l'exportation des différentes données (suivant ses droits) grâce à une interface de recherche et un formulaire d'exportation (formats classiques .csv, stockés dans un fichier .zip).
- La partie importation, qui permet aux utilisateurs d'importer les données depuis des fichiers aux formats classiques (.csv, .xls) et structures qui sont définis (fichiers de saisie type). Il est éventuellement possible, suivant les besoins et les demandes, de modifier manuellement certaines données déjà stockées.

Les utilisateurs doivent créer un compte sur l'application. Celui-ci devra être validé et approuvé par un administrateur avant que l'utilisateur puisse se connecter et obtenir un accès aux données (la totalité ou une partie seulement). Cela permet d'éviter le piratage volontaire ou involontaire des données et d'assurer la protection de la propriété intellectuelle de certaines données. Pour la création de ce site web, le logiciel OpenSource Eclipse a été utilisé. Le site est basé sur les langages HTML, PHP, CSS, Javascript et SQL pour l'interrogation de la base de données. Enfin, des tests ont été menés pour s'assurer du bon fonctionnement de l'application et de la sécurisation des données bancarisées.

- **Développement d'un outil de recherche multi-critères**

L'application développée par l'étudiant de Master 2 a présentée à l'usage quelques bugs mais surtout le développement d'un moteur de recherche facile d'utilisation s'est avéré essentiel. Dans un projet de recherche il est difficile lors de la conception d'une base de données d'imaginer l'ensemble des recherches et extractions que les chercheurs souhaiteront faire par la suite, lorsqu'ils utiliseront la base de données. C'est donc dans cette optique qu'un deuxième stage a été proposé dont l'objectif était de permettre à des utilisateurs non-informaticiens et ne connaissant pas le modèle de pouvoir interroger une base de données, contenant environ 80 tables, de la façon la plus simple possible.

Deux types de solutions ont été examinés pour la définition de l'outil de recherche. La première approche basée sur des solutions de type Business intelligence avec la création d'un entrepôt de données et la définition d'un cube OLAP (outil d'analyse multidimensionnelle) s'est avérée trop longue à mettre en œuvre et surtout elle nécessite par la suite la présence d'un informaticien pour la définition de nouveaux types d'interrogations de la base de données. La seconde solution a été développée en partant du constat que vu

la complexité du modèle de la base de données, l'écriture d'une requête suppose assez rapidement la réalisation d'une dizaine de jointures (mises en lien de différentes tables dans une base de données afin de recomposer l'information pour sa restitution). Or un utilisateur non-informaticien ne peut pas concevoir ce type de requête.

- **Développement d'un moteur de recherche basé sur un graphe orienté**

L'utilisateur doit pouvoir concevoir une requête SQL sans avoir à connaître SQL, pour cela un graphe orienté a été généré à partir du modèle de la base de données. Ce graphe est ensuite utilisé par un algorithme modifié de Dijkstra (https://fr.wikipedia.org/wiki/Algorithme_de_Dijkstra) qui permet de trouver le chemin le plus efficace entre deux tables. Le graphe est construit à partir du modèle relationnel de la base de données en regroupant les tables en différentes familles, comme le montre la Figure 30. Cinq grandes familles (localisation - rouge, échantillon-bleu, analyse-vert, molécule – orange, pratiques agricoles – violet) ont été créées après discussion avec les chercheurs.

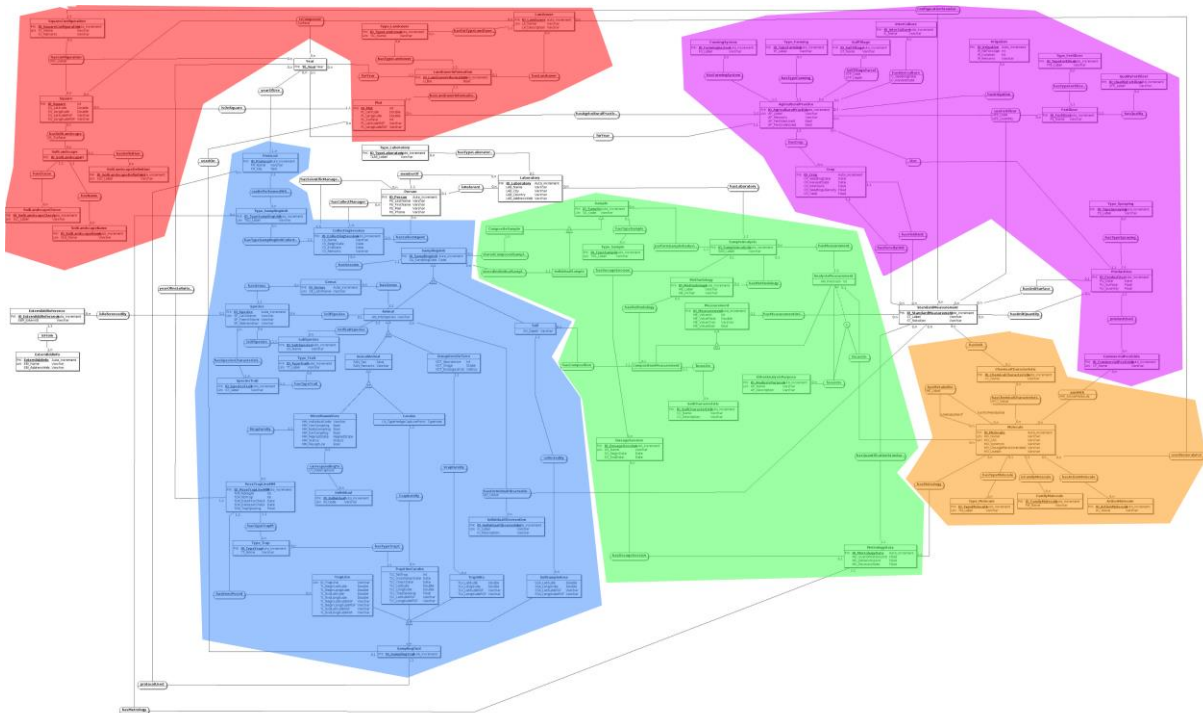


Figure 30. Regroupement des tables du modèle du MCD de la BDD RESCAPE.

Dans chaque famille des tables sont identifiées comme des points d'entrée ou de sortie, ces tables permettent de faire le lien avec les autres familles. A l'intérieur d'une famille ces tables serviront de point de départ des arcs du graphe pour aller vers les autres tables de la famille.

Cette méthode permet, à partir de n'importe quelle base de données relationnelle, de créer un outil de recherche multicritère. Une fois mise en place, elle ne nécessite aucune intervention et elle permet à l'utilisateur de faire toutes les requêtes possibles à la volée. Cependant, cette méthode peut augmenter le temps d'interrogation de la base de données (exécution de l'algorithme de Dijkstra) et surtout l'étape de conception du graphe nécessite la création des familles, suppose de bien connaître la sémantique des données et doit être réalisée de façon minutieuse avec les chercheurs.

De plus pour simplifier l'utilisation de ce graphe, l'utilisateur dispose d'une interface ergonomique qui à partir de listes (familles, éléments dans les familles ...) lui permet de construire sa requête. La Figure 31 présente par exemple la conception d'une requête permettant d'obtenir les pratiques agricoles pour lesquelles l'environnement possède comme occupation du sol au moins une haie simple, et pour lesquels on a des échantillons adulte et anéciques.

Option de recherche

+ Recherche Classique

↑	Pratique agricole	Selectionnez les options	=	Default: all	🗑️	Display : <input checked="" type="checkbox"/>
↑	Environnement	Selectionnez les options	=	hale simple	🗑️	Display : <input type="checkbox"/>
↑	Echantillon	Selectionnez les options	=	Adulte;Aneciques	+	Display : <input type="checkbox"/>

Résultat de la recherche :
 Affichage : Pratique agricole
 Filtre : Environnement, Echantillon

Figure 31. Interface de recherche dans l'application base de données RESCAPE.

- **Intégration des données dans la base de données informatique**

Lorsque l'ensemble des résultats aura été validé et les principales valorisations publiées, les données seront intégrées dans la base de données et mises à disposition sur demande.

Les métadonnées sont en majeure partie déjà disponible sur l'application web. A l'heure actuelle les jeux de données sont disponibles et partagés entre les membres du consortium en version informatique sous des formats de type tableur ou SIG. Nous envisageons de déposer des fiches d'information sur le site dat@OSU (<https://dataosu.obs-besancon.fr/>) afin que l'existence des données soit connue largement et référencée (grâce à un DOI).

L'intégration des données dans la base de données informatique sera réalisée ultérieurement pour différentes raisons détaillées ci-dessous. L'intégration est une étape relativement rapide puisque les fichiers d'import sont au format tableur et ont été créés sur la base des fichiers de données disponibles.

En premier lieu, au moment de l'importation des données dans le système informatique et l'application web associée, il faut dans l'idéal que ces données ne nécessitent plus de modification. Les données sont bien sûr modifiables *a posteriori* mais ceci implique de supprimer intégralement les données stockées et les importer à nouveau. La procédure d'importation ne doit donc être menée qu'une seule fois dans la mesure du possible. Or, les résultats sont actuellement en cours de vérification et de publication. Il semble donc préférable d'attendre que les résultats aient été validés par les pairs avant de les archiver.

De plus, certaines revues scientifiques internationales exigent des procédures de type « embargo » et des conditions de mise à disposition des données particulières selon le journal. Afin de valoriser au mieux les résultats de RESCAPE, l'intégration des données dans la BDD du projet devrait donc être réalisée en aval de la soumission des articles scientifiques.

Enfin, et ceci est un point majeur, les évolutions réglementaires gérées par la CNIL et les mises en conformité liées au RPGD imposent (1) des modifications majeures des fichiers bruts de données du projet afin de respecter l'évolution du droit de la donnée personnelle et des droits des personnes et (2) une réflexion approfondie sur l'accès aux données brutes.

Enfin, une attention particulière devra également être portée aux données propres de la ZAPVS puisque le directeur de la ZA a mis en place une charte imposant des conditions d'utilisation, diffusion et mise à disposition des données.

V. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Synthèse et conclusions

Dans le contexte actuel où les pesticides font débat au niveau sociétal et où les scientifiques s'interrogent encore sur le devenir dans l'environnement et l'innocuité de telles molécules pour la biodiversité et la santé humaine, les enjeux liés au projet RESCAPE étaient nombreux. Une grande partie des financements acquis dans ce projet a été utilisée pour l'acquisition de données *in natura* sur la répartition spatiale des pesticides et l'exposition des organismes non-cibles. Actuellement, ce type de données fait cruellement défaut. Pourtant, c'est un « passage obligatoire » pour comprendre l'incidence des pratiques de gestion dans les paysages agricole et c'est un prérequis pour des analyses et des modèles de risques écotoxicologiques. C'est aussi un besoin essentiel pour suivre l'efficacité d'éventuelles mesures de régulation : état des lieux des contaminations avant puis à la suite de mesures réglementaires.

Cette synthèse sera déclinée sous la forme de verrous que ce projet a permis de lever et de défis qu'il a permis de relever, mais également de questions et de blocages auxquels nous nous sommes confrontés.

- **Quand la chimie se confronte aux pratiques agricoles**

De grandes discussions ont été menées au début du projet (plusieurs réunions) afin de choisir les pesticides suivis dans RESCAPE. A l'heure actuelle, plus de 300 molécules sont sur le marché. L'enjeu de nos discussions était de taille puisqu'il fallait établir une liste de molécules qui seraient dosées dans le sol, les vers de terre, les carabes et les micromammifères, avec tous les **développements analytiques** que cela sous-entendait. Nous voulions que ces pesticides soient utilisés sur la zone d'étude (donc basé sur la fréquence et la quantité d'utilisation sur la ZAPVS) et qu'ils aient un potentiel d'émission vers l'atmosphère et une persistance dans les sols. Leur pertinence vis-à-vis de problématiques écotoxicologiques ou sanitaires à travers le territoire était un critère supplémentaire. Enfin, il a fallu retenir des molécules qui étaient compatibles les unes avec les autres dans une analyse multi-résidus. Le professionnalisme et les compétences de notre partenaire en chimie analytique (ISA de Lyon) ont fortement participé du bon déroulement du projet et à la confiance que nous avons dans nos résultats.

Etant donné que la bibliographie est très pauvre sur les aspects d'exposition en milieu naturel, il était incertain pour nous de savoir si nous allions pouvoir détecter des résidus de pesticides actuellement utilisés dans les sols et les animaux. Y en a-t-il ? Sera-t-on capable, si les concentrations sont très faibles, de les détecter ? L'enjeu analytique de cette étude consistait donc à obtenir, à partir de faible poids de matériel biologique, des limites de quantification faibles, afin de pouvoir analyser des traces de pesticides appartenant à différentes familles - et donc présentant des propriétés physicochimiques diverses - dans des matrices relativement complexes. A ce jour et grâce à l'optimisation de chacune des étapes des protocoles analytiques sont donc disponibles des méthodes d'analyse multi-résidus sur les 31 molécules du projet, dans les sols, les carabes et les vers de terre avec des limites de quantification très basses, en travaillant sur une faible quantité de prise d'essai. Pour les micromammifères, le projet RESCAPE a permis de montrer pour la première fois qu'il était pertinent et techniquement possible de travailler avec des méthodes alternatives aux prélèvements d'organes pour étudier l'exposition aux pesticides. Comme pour les autres groupes, les partenaires sont parvenus à développer des méthodes d'une grande sensibilité au regard des limites de quantification, du nombre de molécules analysées en analyse multi-résidus et de la prise d'essai de faible masse (50 mg). Cette validation de protocole peu invasifs pour suivre l'exposition de la faune sauvage aux pesticides avec des détections de dizaines de molécules mères et métabolites en cocktail ouvre des perspectives tant pour la recherche fondamentale que pour l'opérabilité de la réglementation du suivi post-homologation.

Ces développements nous ont permis de mettre en évidence une **quasi-omniprésence des pesticides dans ces compartiments de l'environnement (sol, vers de terre, carabes, micromammifères), avec la présence quasi-systématique de cocktails de molécules, à des doses parfois très importantes.**

Une des difficultés dans ce projet a été la gestion du décalage temporel entre l'acquisition des données de terrain et celles émanant des enquêtes auprès des agriculteurs. En effet, ces enquêtes ont débuté dans les mois suivant la campagne d'échantillonnage sur le terrain (en automne 2016) et se sont poursuivies jusqu'en 2018. Ainsi, pour acquérir l'ensemble des informations, les saisir informatiquement et vérifier l'ensemble des données, il a fallu attendre 2019. Les données finales ont donc été disponibles à partir de la dernière année du projet. Par ailleurs, en confrontant les données de contamination des sols aux pratiques d'utilisation des pesticides déclarées par les agriculteurs, on note un décalage flagrant qui avait déjà été mis en évidence

dans un article récent⁵⁶. Si les données *in natura* présente un intérêt certain, elles ont pour conséquences de se confronter aux conditions réelles de terrain qui sont parfois difficile à appréhender et à interpréter.

- **De l'exposition à l'impact**

Nous avons avancé au dépôt du projet que nous travaillerions sur les impacts des pesticides sur la biodiversité fonctionnelle et en particulier sur les organismes non-cibles étudiés. Le challenge concernant l'exposition des zones et des organismes non-cibles était déjà de taille puisqu'il a nécessité des développements méthodologiques en chimie analytique, pour mesurer les pesticides dans des matrices différentes (sol et organismes vivants) grâce à des analyses multirésidus. L'analyse des impacts s'est révélée ardue pour deux raisons principales. Tout d'abord, nous avons fait le choix de travailler sur 60 fenêtres paysagères (au lieu des 7 prévues initialement dans le projet) pour avoir une meilleure puissance statistique. L'échantillonnage des vers de terre, carabes et micromammifères dans les 3 types d'habitats (parcelle cultivée, haie/zone boisée et prairie) de ces 60 paysages a donc été une tâche importante du projet. Elle a nécessité beaucoup de temps de terrain au printemps 2016. Nous n'avons pas pu réaliser un échantillonnage aussi précis que ce qui avait été prévu sur 7 fenêtres. Par exemple, pour les vers de terre, nous avons réalisé un point d'échantillonnage par site de prélèvements (sur les 180 sites au total). Cela représente un travail colossal mais malgré tout ne permet pas de tirer des conclusions sur les effets des pesticides sur ces communautés. De même pour les carabes et les micromammifères, malgré un effort d'échantillonnage considérable, les effectifs de capture sont limités pour évaluer les effets sur les populations et communautés. Nous avons tout de même pu, grâce à des analystes statistiques *ad hoc*, déterminer les facteurs du milieu qui influençait les communautés échantillonnées.

Ainsi, nous avons mis en évidence que les variables locales de sols et d'habitat ainsi que certaines variables paysagères influençaient la biodiversité. Nous avons souligné un rôle des contaminations en pesticides dont l'effet dépendait du taxon considéré. Un effet négatif des concentrations en pesticides dans les sols sur les communautés d'organismes non cibles, et notamment sur les abondances de plusieurs groupes de vers de terre et des carabes est montré, ce qui pourrait donc in fine modifier le fonctionnement des agroécosystèmes (fertilisation des sols, prédation des ravageurs des cultures, etc.). Ce travail souligne la nécessité de considérer simultanément l'effet local des pesticides et celui de l'habitat mais aussi de la mosaïque d'habitats dans le paysage sur des taxons variés pour comprendre les impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité. Au vu des réponses variées des différents groupes fonctionnels, favoriser l'hétérogénéité des habitats dans la mosaïque paysagère, et réduire les contaminations en pesticides à l'échelle de la parcelle mais aussi à l'échelle du parcellaire dans le paysage semble nécessaire pour favoriser la diversité fonctionnelle des organismes donc le potentiel de diversité pourvoyeuse de services.

Deuxièmement, pour évaluer les impacts, et notamment sur les vers de terre, nous avons cherché à relier les concentrations mesurées dans les sols et dans les organismes aux données d'impact sur les organismes disponibles dans la littérature. Nous avons donc fait l'inventaire, pour les 31 molécules suivies dans le projet, des CL50 (concentration qui provoque 50% de mortalité des vers de terre exposés) et NOEC (No-Observed-Effect Concentration, ou concentration n'induisant pas d'effet). Nous nous sommes rendu compte que les données de concentrations dans les vers ne pouvaient pas être reliées aux impacts puisque ces CL50 et NOEC sont basées sur les concentrations dans les sols. **Il n'existe pas, ou vraiment très peu⁴⁵ d'études sur les liens entre concentrations dans les sols, concentrations dans les animaux et impacts écotoxicologiques.** Quant aux données sur les sols trouvées dans la littérature (Footprint PPDB, Agritox, dossiers d'homologation par ex.), elles ne sont pas disponibles pour toutes les molécules. De plus, elles concernent l'espèce *Eisenia fetida* qui est moins sensible aux pesticides et métabolites que les espèces de vers de terre présentes au champ⁵⁷.

Cependant, en confrontant cette synthèse sur les seuils toxiques dans les sols pour les vers avec les valeurs mesurées dans RESCAPE, nous avons mis en évidence un risque pour ces ingénieurs du sol qui peut se traduire par des impacts délétères tant au niveau individuel que populationnel. Ceci a des implications majeures concernant l'impact des pesticides actuellement utilisés sur la biodiversité et le fonctionnement des sols agricoles. Ces implications pourraient concerner une très vaste échelle si l'on considère que les molécules impliquées (époxonazole et boscalid) sont très largement utilisées en agriculture à travers la France, l'Europe et le monde. Sur la ZAPVS, un pourcentage non négligeable de sols, y compris dans des habitats non traités, dépasse les seuils toxiques pour les vers de terre.

Ce type d'évaluation n'a pas été possible pour les autres groupes car il n'existe pas de référentiel de valeurs dans les sols liées à des effets toxiques. Quelques « *Toxicity Ratio* » basés sur des valeurs dans les sols sont disponibles pour des invertébrés autres que les vers, principalement des pollinisateurs, mais pour un nombre restreint de molécules.

Il est à noter que cette évaluation des risques pour les vers de terre sous-estime probablement les impacts réels. En effet, les seuils toxiques mentionnés sont calculés pour l'exposition à une seule molécule dans les tests toxicologiques alors qu'en situation réelle les animaux sont exposés à des cocktails de plusieurs molécules aux modes d'action similaires ou différents. Cela laisse attendre des effets additifs voire synergiques des mélanges de pesticides révélés dans ce projet.

Par ailleurs, nous avons travaillé sur l'évaluation des risques pour les milieux et organismes considérés en considérant les valeurs de concentrations environnementales prédites dans les sols (*Predicted Environmental Concentration in soils*, PEC_s). Les PEC_s sont dépassées pour plusieurs molécules, et ce dans un grand nombre de sols prélevés sur la ZAPVS. Ceci suggère une persistance des pesticides dans les sols agricoles plus forte que prévue. Ceci questionne les méthodes employées pour évaluer les risques lors de l'homologation et en suivi post-homologation.

La constitution de cette base de données sur les impacts (CL50, NOEC, PEC_s) a permis également de souligner le manque de données comme celles qui ont été produites dans le projet RESCAPE sur l'exposition réelle des organismes et des zones non-cibles aux pesticides.

Par ailleurs, à notre connaissance, il n'existe aucune valeur de seuil toxique concernant des cocktails de plusieurs molécules similaires à ceux mesurés *in situ* dans le projet RESCAPE. Il n'y a pas de plus de références liant des valeurs de résidus dans les tissus de vers de terre, des carabes ou dans les poils de petits mammifères à des effets toxiques disponibles. Cela permettrait d'explorer plus en avant les implications de nos travaux pour l'évaluation du risque.

- **Modélisation des pesticides dans l'air**

Les résultats du projet suggèrent que la volatilisation des pesticides en post-application est impliquée dans la dispersion des pesticides dans l'environnement selon la configuration locale du paysage (présence, localisation et caractéristiques de haies, distance à la source) et des propriétés physico-chimiques des substances utilisées ainsi que de la saison d'application. Ils suggèrent également une implication de la dérive et du caractère multisource des émissions (plusieurs parcelles par exemple). Les infrastructures agroécologiques telles que les haies influencent les dépôts atmosphériques provenant de parcelles traitées, pouvant permettre de mitiger la contamination de sols non-cibles de parcelles alentours, mais pouvant parallèlement concentrer les pesticides localement dans les sols boisés en comparaison avec les sols d'habitat ouverts.

La dispersion atmosphérique pourrait expliquer les dépassements de PEC_s et les résidus trouvés dans les sols non-traités.

Ces travaux apportent des informations qui pourraient s'avérer importantes non seulement en écotoxicologie mais aussi pour fournir des références face aux questions actuelles de société sur les distances d'épandage de pesticides à proximité des habitations.

- **Des résultats de la recherche aux recommandations**

Un des challenges de ce projet, et un point qui nous a été signalé par les experts qui ont relu le projet, a été d'aller jusqu'aux recommandations. Nous avons donc porté notre vigilance sur la production de données et de connaissances qui soient transposables au grand public. La rigueur avec laquelle nous avons travaillé sur les jeux de données, et notamment sur les données « paysage », nous a permis d'appréhender cette partie avec sérénité. La tâche la plus ardue a certainement été l'accès aux données des pratiques des agriculteurs sur la ZAPVS, qui venaient dans le temps un peu en décalé (enquêtes réalisées après la saison culturale) par rapport aux données de terrain sur les communautés ou les concentrations en pesticides. Nous avons besoin de ces données sur les pratiques pour interpréter les résultats obtenus et réaliser les analyses statistiques.

Si l'on considère les différents points abordés pour limiter les effets non-intentionnels des pesticides (contaminations par les pesticides des sols et de la faune non-cible, dispersion atmosphérique des pesticides vers les zones non-cibles, et biodiversité taxonomique et fonctionnelle), les leviers paysagers communs sont les suivants :

- La présence d'infrastructures agro-écologiques de type « zone arbustive » dans le paysage permet de limiter les contaminations et de favoriser la biodiversité de certains groupes taxonomiques auxiliaires.
- La présence de zones non-traitées dans la mosaïque paysagère comme les parcelles en AB, les prairies permanentes et les haies ou bosquets permettent de diminuer l'exposition des sols et de la faune non-cible aux pesticides, de créer des zones refuges, et de favoriser la biodiversité en favorisant la diversité fonctionnelle.
- L'effet positif des infrastructures comme les haies est plus efficace lorsque les haies sont (1) suffisamment larges et hautes et (2) en bordure des parcelles traitées.
- Les surfaces et la disposition des zones non traitées sont à considérer pour être efficace : plusieurs hectares au sein de la mosaïque sont nécessaires pour observer des effets bénéfiques, impliquant d'éviter un parcellaire avec de grande taille de parcelles traitées.
- La réduction de l'usage de pesticides a des effets bénéfiques dans le cas (1) d'une réduction/arrêt d'usage à l'échelle de la parcelle et (2) d'une réduction à l'échelle du paysage à travers la présence de zones non-traitées incluses dans le parcellaire.

Perspectives

Le projet RESCAPE a permis d'asseoir des collaborations naissantes entre plusieurs partenaires du projet et d'établir de nouveaux contacts. Ainsi, une collaboration fructueuse avec un laboratoire d'épidémiologie humaine, le LIH au Luxembourg a été initiée. Les compétences disciplinaires et taxonomiques variées réunies dans le consortium RESCAPE ont permis de tester des hypothèses originales et d'acquérir des résultats novateurs, montrant l'importance et l'intérêt des approches multi-disciplinaires réunissant des équipes de différents instituts pour répondre aux enjeux de la transition agroécologique.

Dans la continuité du projet RESCAPE, nous avons été financés pour le projet PING (*Pratiques agricoles, INteractions avec le paysage et exposition de la faune au Glyphosate : une approche écotoxicologique et socio-économique*) par le Metaprogramme INRA SMACh. La singularité de PING par rapport à RESCAPE repose sur le fait qu'il est centré sur une molécule pour laquelle des verrous méthodologiques et des manques de connaissances et de données sont reconnus et posent des questions sociétales, politiques, environnementales et de santé humaine. Le glyphosate et ses métabolites n'étaient pas compatibles avec une analyse multirésidus. C'est pourquoi ce projet jumeau a vu le jour. De plus, sont abordés dans PING des aspects socio-économiques sur l'analyse de la manière dont les résultats de la recherche peuvent influencer les décisions des agriculteurs. Nous nous intéressons également à la perception et aux comportements de ces gestionnaires des paysages agricoles vis-à-vis de la présence et des effets des pesticides (particulièrement du glyphosate) dans l'environnement dans lequel ils vivent et travaillent.

L'effort sur les développements analytiques reste à poursuivre, avec plus de molécules encore : certaines molécules recherchées par l'ISA mais pas par le LIH ont été détectées dans les échantillons, et inversement, ce qui montre qu'un plus grand nombre encore de pesticides que trouvés ici dans les groupes respectifs peuvent être accumulés dans les compartiments de l'écosystème agricole. Des travaux sur de nouvelles matrices complexes voire très complexes seraient également à envisager : pour des taxons comme les mollusques et les oiseaux (plumes) par exemple.

Les défis futurs incluent l'évaluation des effets de molécules en mélange à faible dose, et ce avec un grand nombre de molécules (cf résultats sur les petits mammifères : 22 à 40 molécules détectées par individu). Ils concernent également la détermination de relations quantitatives entre concentrations accumulées dans les tissus et réponses individuelles et populationnelles. Un défi majeur tient également à l'évaluation des effets à différents niveaux d'organisation biologique : individuel, populationnel et communautaire et à l'exploration des liens et rétroactions entre ces niveaux.

Comme évoqué au cours de ce rapport, malgré un effort d'échantillonnage considérable, les limites statistiques en lien avec les effectifs d'animaux, la variabilité biologique et la faible diversité des paysages étudiés ne permettent pas de produire des recommandations applicables à l'échelle du territoire national. Il est nécessaire de poursuivre les efforts de recherche en élargissant le jeu de données avec des travaux dans d'autres cultures (ici focus sur le blé), d'autres régions biogéographiques et climatiques (autres types de sols, régimes climatiques contrastés, par exemple) et d'autres systèmes de culture (polyculture/élevage, vignoble par exemple).

Il serait également nécessaire, pour étudier de manière plus représentative les impacts sur la biodiversité, de travailler sur plusieurs années en raison de facteurs climatiques ponctuels sur une année pouvant biaiser les résultats et des dynamiques cycliques naturelles des populations.

Par ailleurs, au vu des contaminations des différents taxons et des corrélations entre celles-ci, il paraît essentiel d'affiner l'étude des sources et voies d'exposition de la faune dans les agroécosystèmes. En particulier, une meilleure compréhension des transferts par voie trophique, ce en relation avec les particularités des interactions trophiques dépendantes de l'habitat et sous influence des caractéristiques paysagères. Cette étude des mécanismes fonctionnels permettrait de mieux comprendre mais aussi de mieux prédire les transferts dans les réseaux trophiques et la manière dont le paysage peut les moduler et donc *in fine* représenter un levier mobilisable.

Vis-à-vis des aspects trophiques toujours, il apparaît crucial compte tenu de l'exposition des différents organismes à différents niveaux trophiques, de considérer plus avant les risques de bioamplification et d'empoisonnement secondaire des prédateurs. Ceci tout particulièrement pour des espèces vulnérables telles que les oiseaux de milieux agricoles et les rapaces, et plus largement vis-à-vis des objectifs de conservation de la biodiversité.

Enfin, l'impact des pesticides sur la fonctionnement et la dynamique des réseaux trophiques, la largeur de niche des auxiliaires (en particulier des prédateurs de ravageurs, donc des auxiliaires des cultures) devraient être considérés comme des « *endpoints* » prioritaires. Cela concerne également l'étude des effets indirects via la diminution de la quantité ou la qualité des ressources alimentaires. Quelques travaux ont étudié les impacts des pesticides sur les réseaux trophiques, mais principalement sur des réseaux simples tri-trophiques et quasi uniquement sur les néonicotinoides.

Sur les aspects paysagers en particulier, il est nécessaire d'aborder d'un point de vue fonctionnel comment les caractéristiques paysagères influencent l'exposition non seulement à travers les interactions trophiques mais aussi par rapport aux déplacements des animaux. Il s'avère essentiel de déterminer quel est l'impact des caractéristiques du paysage sur l'hétérogénéité des ressources et la manière dont les organismes les exploitent dans l'espace et dans le temps. Par exemple, comment la taille de domaine vital et la mobilité est impactée par le contexte paysager et l'usage de pesticides ? Quelles structure agroécologiques favorisent la recolonisation et comment sont exploités dans l'espace et le temps les potentiels refuges ? Parallèlement, des questions sur la manière dont les pesticides peuvent affecter les déplacements des organismes dans l'espace, soit par des effets toxiques directs (effets neurologiques, effets de perturbation endocrinienne par exemple) soit par des effets indirects sur la raréfaction des ressources, apparaît également un champ de recherche aux enjeux forts.

Les thématiques de génétique des populations et génétique du paysage mais aussi l'utilisation des « OMICs » en écotoxicologie ouvrent des perspectives pour poursuivre les efforts de recherche liant exposition aux pesticides, pratiques, paysages et réponses de la faune à différents niveaux d'organisation biologique en considérant les liens fonctionnels entre les variables environnementales et les effets sur les animaux.

Enfin, les infrastructures agroécologiques pourraient aussi servir de réservoir pour certains organismes cibles, où ils ne seraient pas exposés aux pesticides. Ceci pourrait permettre de limiter l'évolution des résistances à certaines molécules utilisées. Dans cet aspect des perspectives focalisé sur les ravageurs, il est essentiel de souligner que des recherches complémentaires sur l'impact de l'exposition aux pesticides en interaction avec le contexte paysager sur les dynamiques de ravageurs, d'auxiliaires et les services écosystémiques semblent cruciales.

VI. BIBLIOGRAPHIE

1. Doré, T., Le Bail, M., Martin, P., Ney, B. & Roger-Estrade, J. *L'agronomie aujourd'hui*. (Quae : INRA, 2006).
2. Robinson, R. A. & Sutherland, W. J. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *J. Appl. Ecol.* **39**, 157–176 (2002).
3. Benton, T. G., Vickery, J. A. & Wilson, J. D. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* **18**, 182–188 (2003).
4. Firbank, L. G., Petit, S., Smart, S., Blain, A. & Fuller, R. J. Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective. *Philos. Trans. R. Soc. B-Biol. Sci.* **363**, 777–787 (2008).
5. McLaughlin, A. & Mineau, P. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **55**, 201–212 (1995).
6. Geiger, F. *et al.* Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* **11**, 97–105 (2010).
7. Brussaard, L. *et al.* Reconciling biodiversity conservation and food security: scientific challenges for a new agriculture. *Current Opinion in Environmental Sustainability* **2**, 34–42 (2010).
8. Pelosi, C., Goulard, M. & Balent, G. The spatial scale mismatch between ecological processes and agricultural management: Do difficulties come from underlying theoretical frameworks? *Agriculture, Ecosystems & Environment* **139**, 455–462 (2010).
9. Scherr, S. J. & McNeely, J. A. Biodiversity conservation and agricultural sustainability: towards a new paradigm of 'ecoagriculture' landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **363**, 477–494 (2008).
10. Tschardtke, T. *et al.* Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation* **151**, 53–59 (2012).
11. Aubertot, J. N. *et al.* *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux*. 64 (2005).
12. Druart, C. *et al.* Snails as indicators of pesticide drift, deposit, transfer and effects in the vineyard. *Sci. Total Environ.* **409**, 4280–4288 (2011).
13. van Dijk, H. F. G. & Guicherit, R. Atmospheric Dispersion of Current-Use Pesticides: A Review of the Evidence from Monitoring Studies. *Water, Air, and Soil Pollution* **115**, 21–70 (1999).
14. Waite, D. T. *et al.* Atmospheric concentrations and dry and wet deposits of some herbicides currently used on the Canadian Prairies. *Chemosphere* **58**, 693–703 (2005).
15. McConnell, L. L. *et al.* Chlorpyrifos in the Air and Surface Water of Chesapeake Bay: Predictions of Atmospheric Deposition Fluxes. *Environ. Sci. Technol.* **31**, 1390–1398 (1997).
16. EFSA. Opinion of the Scientific Panel PPR on the Final Report of the FOCUS Air Working Group on Pesticides in Air: Consideration for exposure assessment. (SANCO/10553/2006 draft 1 (13 July 2006)). *The EFSA Journal* **513**, 1–30 (2007).
17. van Pul, W. A. J. *et al.* Atmospheric Transport and Deposition of Pesticides: An Assessment of Current Knowledge. *Water, Air, and Soil Pollution* **115**, 245–256 (1999).
18. Benoit, P., Madrigal, I., Preston, C. M., Chenu, C. & Barriuso, E. Sorption and desorption of non-ionic herbicides onto particulate organic matter from surface soils under different land uses. *European Journal of Soil Science* **59**, 178–189 (2008).
19. Tschardtke, T. *et al.* Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biological Control* **43**, 294–309 (2007).
20. Filippi-Codaccioni, O., Devictor, V., Bas, Y., Clobert, J. & Julliard, R. Specialist response to proportion of arable land and pesticide input in agricultural landscapes. *Biological Conservation* **143**, 883–890 (2010).
21. Winqvist, C. *et al.* Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology* **48**, 570–579 (2011).

22. Hole, D. G. *et al.* Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* **122**, 113–130 (2005).
23. Pelosi, C. *et al.* Reduction of pesticide use can increase earthworm populations in wheat crops in a European temperate region. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **181**, 223–230 (2013).
24. Cairns Jr, J. & Niderlehner, B. R. Developing a field of landscape ecotoxicology. *Ecological Applications* **6**, 790–796 (1996).
25. Concepción, E. D., Díaz, M. & Baquero, R. A. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecol* **23**, 135–148 (2008).
26. Lidicker, W. Z. J. Levels of organization in biology: on the nature and nomenclature of ecology's fourth level. *Biol. Rev.* **83**, 71–78 (2008).
27. Cairns Jr, J. Will there ever be a field of landscape toxicology? *Environmental Toxicology and Chemistry* **12**, 609–610 (1993).
28. Urban, D. L., O'Neill, R. V. & Shugart, H. H. J. Landscape Ecology. *Bioscience* **37**, 119–127 (1987).
29. Burel, F. & Baudry, J. *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications.* (Tec & Doc, 1999).
30. Fahrig, L. *et al.* Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecol. Lett.* **14**, 101–112 (2011).
31. Fritsch, C. *et al.* Spatial distribution of metals in smelter-impacted soils of woody habitats: Influence of landscape and soil properties, and risk for wildlife. *Chemosphere* **81**, 141–155 (2010).
32. Fritsch, C. *et al.* Spatially explicit analysis of metal transfer to biota: Influence of soil contamination and landscape. *PLoS ONE* **6**, e20682 (2011).
33. Fritsch, C. *et al.* Influence of landscape composition and diversity on contaminant flux in terrestrial food webs: a case study of trace metal transfer to European blackbirds *Turdus merula*. *Science of the Total Environment* **432**, 275–287 (2012).
34. Lowicki, D. Prediction of flowing water pollution on the basis of landscape metrics as a tool supporting delimitation of Nitrate Vulnerable Zones. *Ecol. Indic.* **23**, 27–33 (2012).
35. Henry, M. *et al.* Pesticide risk assessment in free-ranging bees is weather and landscape dependent. *Nature Communications* **5**, (2014).
36. Topping, C. J., Dalby, L. & Skov, F. Landscape structure and management alter the outcome of a pesticide ERA: Evaluating impacts of endocrine disruption using the ALMaSS European Brown Hare model. *Science of The Total Environment* **541**, 1477–1488 (2016).
37. Rusch, A. *et al.* Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **221**, 198–204 (2016).
38. Fichet-Calvet, E., Pradier, B., Quéré, J. P., Giraudoux, P. & Delattre, P. Landscape composition and vole outbreaks: evidence from an eight year study of *Arvicola terrestris*. *Ecography* **23**, 659–668 (2000).
39. Onstad, D. W. *et al.* Does Landscape Diversity Slow the Spread of Rotation-Resistant Western Corn Rootworm (Coleoptera: Chrysomelidae)? *Environmental Entomology* **32**, 992–1001 (2003).
40. Gardiner, M. M. *et al.* Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA. *Ecol Appl* **19**, 143–154 (2009).
41. Carroll, Z. L., Bird, S. B., Emmett, B. A., Reynolds, B. & Sinclair, F. L. Can tree shelterbelts on agricultural land reduce flood risk? *Soil Use and Management* **20**, 357–359 (2006).
42. Rodriguez-Saona, C., R., B. & Isaacs, R. Manipulation of Natural Enemies in Agroecosystems: Habitat and Semiochemicals for Sustainable Insect Pest Control. in *Integrated Pest Management and Pest Control - Current and Future Tactics* (ed. Soloneski, S.) (InTech, 2012). doi:10.5772/30375.
43. Savary, S., Horgan, F., Willocquet, L. & Heong, K. L. A review of principles for sustainable pest management in rice. *Crop Protection* **32**, 54–63 (2012).
44. Focks, A. The Challenge: Landscape ecotoxicology and spatially explicit risk assessment - In Summary. *Environmental Toxicology and Chemistry* **33**, 1198–1198 (2014).
45. Pelosi, C., Barot, S., Capowiez, Y., Hedde, M. & Vandenbulcke, F. Pesticides and earthworms. A

- review. *Agronomy for Sustainable Development* **34**, 199–228 (2014).
46. Gibbons, D., Morrissey, C. & Mineau, P. A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. *Environmental Science and Pollution Research* **22**, 103–118 (2015).
 47. Uhl, P., Bucher, R., Schäfer, R. B. & Entling, M. H. Sublethal effects of imidacloprid on interactions in a tritrophic system of non-target species. *Chemosphere* **132**, 152–158 (2015).
 48. Douglas, M. R., Rohr, J. R. & Tooker, J. F. Neonicotinoid insecticide travels through a soil food chain, disrupting biological control of non-target pests and decreasing soya bean yield. *Journal of Applied Ecology* **52**, 250–260 (2015).
 49. Bredeson, M. M., Reese, R. N. & Lundgren, J. G. The effects of insecticide dose and herbivore density on tri-trophic effects of thiamethoxam in a system involving wheat, aphids, and ladybeetles. *Crop Protection* **69**, 70–76 (2015).
 50. Hallmann, C. A., Foppen, R. P. B., van Turnhout, C. A. M., de Kroon, H. & Jongejans, E. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* **511**, 341–343 (2014).
 51. Garcia, L. *et al.* Modeling Pesticide Volatilization: Testing the Additional Effect of Gaseous Adsorption on Soil Solid Surfaces. *Environ. Sci. Technol.* **48**, 4991–4998 (2014).
 52. Lichiheb, N., Personne, E., Bedos, C., Van den Berg, F. & Barriuso, E. Implementation of the effects of physicochemical properties on the foliar penetration of pesticides and its potential for estimating pesticide volatilization from plants. *Science of The Total Environment* **550**, 1022–1031 (2016).
 53. Loubet, B. Modélisation du dépôt sec d'ammoniac atmosphérique à proximité des sources. (Université Paul Sabatier, 2000).
 54. Gouzy, A. & Farret, R. *Détermination des pesticides à surveiller dans le compartiment aérien: approche par hiérarchisation.* (2005).
 55. Bedos, C., Loubet, B. & Barriuso, E. Gaseous Deposition Contributes to the Contamination of Surface Waters by Pesticides Close to Treated Fields. A Process-Based Model Study. *Environ. Sci. Technol.* **47**, 14250–14257 (2013).
 56. Chiaia-Hernandez, A. C. *et al.* Long-Term Persistence of Pesticides and TPs in Archived Agricultural Soil Samples and Comparison with Pesticide Application. *Environ. Sci. Technol.* **51**, 10642–10651 (2017).
 57. Pelosi, C., Joimel, S. & Makowski, D. Searching for a more sensitive earthworm species to be used in pesticide homologation tests – A meta-analysis. *Chemosphere* **90**, 895–900 (2013).

ANNEXE : TEXTES DES PUBLICATIONS

Cette partie peut être rendue sous forme non modifiable (fichier pdf de préférence).

Son format est laissé à la libre appréciation de ses rédacteurs.

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES PARUES

Merci de joindre des tirés à part, et d'indiquer les restrictions éventuelles en termes de droits de reproduction (notamment sur le site Internet du MEEM). Notez que ce rapport pourra être mis en ligne sur le site Internet du MEEM.

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES A PARAITRE

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES PREVUES

ANNEXE : PARTIE CONFIDENTIELLE

Vous pouvez insérer ici toute information ou résultat qui revêt une part de confidentialité.

Merci de préciser le degré de confidentialité de ces données.

Nous vous recommandons de préciser dans la partie non confidentielle l'existence de ces données confidentielles et d'expliquer la raison de leur confidentialité.

Cette partie ne sera pas diffusée sur le site Internet du Ministère.

Cette partie peut être rendue sous forme non modifiable (fichier pdf de préférence).

Son format est laissé à la libre appréciation de ses rédacteurs.