



49^{ème} Congrès du GFP, Montpellier, France

Pesticides et transition agroécologique

Enjeux et avancées

Editeurs

Marc Voltz

Cécile Dagès

Anatja Samouëlian

Pauline Campan

Meriem Djourhi

Jean-Paul Douzals

Sonia Grimbuhler

Pesticides et transition agroécologique : enjeux et avancées

Le Groupe français de recherche sur les pesticides (GFP, <http://www.gfpesticides.org>) est une association loi 1901 qui fédère les chercheurs et ingénieurs (universitaires, institutionnels, privés) travaillant sur la thématique des pesticides. Il organise un congrès annuel itinérant ayant pour objet de faire le point sur les connaissances acquises par la communauté scientifique francophone dans tous les domaines s'intéressant aux pesticides, dont notamment :

- leur efficacité et mode d'action,
- leur devenir dans les différents compartiments des écosystèmes,
- la remédiation,
- la métrologie et le monitoring,
- les méthodes de diagnostic et de modélisation des contaminations et impacts,
- les impacts en santé humaine.

Le 49ème congrès du GFP s'est tenu du 21 au 24 mai 2019 à Montpellier sur le campus Institut Agro-INRAE de la Gaillarde. Cette édition 2019 a été organisée par les UMR Lisah et Itap, avec le soutien de : la région Occitanie, l'Inra, Irstea, l'IRD et les Key Initiatives Muse Waters et Vine & Wine Sciences de l'université de Montpellier. L'édition 2019 a rassemblé près de 200 participants pour 82 communications scientifiques orales ou sur poster.

Elle a eu une teinte méditerranéenne forte au travers de la participation de 28 congressistes venus de l'étranger, dont une forte majorité en provenance des pays du pourtour méditerranéen (Algérie, Maroc, Liban, Tunisie, Turquie). L'Afrique sub-saharienne a aussi été représentée par 3 scientifiques de Côte d'Ivoire et du Cameroun. Cette participation étrangère marquée témoigne de la montée de la problématique environnementale liée à l'usage des pesticides dans les pays du Sud.

Les communications présentées ont indiqué un renforcement des travaux sur la compréhension et la réduction des usages de pesticides, et sur les impacts des épandages tant à l'échelle des organismes biologiques qu'à celle des paysages.

Le congrès a été l'occasion d'organiser un événement ouvert au public, associant des conférences et un débat sur les enjeux agronomiques et environnementaux de la protection phytosanitaire dans la transition agroécologique en Méditerranée. Cet événement a permis de confronter différents points de vue autour d'une table ronde faisant intervenir chercheur, agronome, agriculteur, élu local et distributeur d'agrofouritures. Au-delà du constat partagé de la nécessaire transition agroécologique des systèmes de culture viticole, un consensus a fortement émergé quant au besoin de s'appuyer sur les acteurs et les initiatives locales pour impulser le changement escompté.

Enfin le congrès a aussi été l'occasion de présenter aux participants du congrès deux dispositifs d'étude relatifs au devenir des pesticides : l'Observatoire de recherche en environnement OMERE (<https://www.obs-omere.org>) à Roujan à 60 km de Montpellier et la halle technologique ReducPol d'Itap (évaluation des méthodes de pulvérisation des pesticides) sur le site INRAE de Lavalette.

Les vidéos de la table ronde et de ses conférences introductives sont accessibles à l'adresse <http://www.gfpesticides.org/congres/531/539-videos-et-recueil-des-resumes.html>

Comité scientifique du 49ème GFP

Hélène Budzinski, *CNRS, UMR EPOCH, Bordeaux*

Hanène Chaabane, *Institut National Agronomique de Tunisie, Tunis*

Michel Couderchet, *Université de Reims*

Cécile Dagès, *INRAE, UMR LISAH, Montpellier*

Jean-Paul Douzals *INRAE, UMR ITAP, Montpellier*

Christian Gary, *INRAE, UMR System, Montpellier*

Sonia Grimbuhler, *INRAE, UMR ITAP, Montpellier*

Olivier Grünberger, *IRD, UMR LISAH, Montpellier*

Gilles Guibaud, *Université de Limoges*

François Laurent, *INRAE, Toulouse*

Hervé Macarie, *IRD, Marseille*

Pierlot Frédéric, *Université de Lorraine, Chambre d'Agriculture Grand Est*

Anatja Samouelian, *INRAE, Montpellier*

Michel Treilhou, *Université Champollion, Albi*

Marc Voltz, *INRAE, Montpellier*

Comité d'organisation du 49ème GFP

Pauline Campan, *INRAE, Montpellier*

Cécile Dagès, *INRAE, Montpellier*

Meriem Djourhi, *INRAE, Montpellier*

Jean-Paul Douzals, *INRAE, Montpellier*

Sonia Grimbuhler, *INRAE, Montpellier*

Anatja Samouëlian, *INRAE, Montpellier*

Marc Voltz, *INRAE, Montpellier*

Partenariat



Table des matières

SESSION 1 : USAGE DES PESTICIDES : DIAGNOSTIC ET LEVIERS DE REDUCTION	14
Mesures de pesticides dans l'air et dans les dépôts en bordure de champs lors d'opérations de pulvérisation (résumé long)	
Ruthy Ingrid, Remy Suzanne, Veschkens Mathieu, Herman Jean-Luc, Pigeon Olivier, Schiffers Bruno, Huyghebaert Bruno	16
Développement d'une méthodologie d'évaluation et de classification des appareils de traitements en viticulture (résumé court)	
Douzals Jean-Paul, Codis Sebastien, Verges Adrien, Carra Mathilde	20
PulvéLab : évaluer au vignoble des capteurs et des solutions numériques innovantes pour diminuer et gérer les intrants phytosanitaires (résumé long)	
Cheraïet Anice, Delpuech Xavier, Carra Mathilde, Andres Jean, Vergès Adrien, Lienard Adrien, Codis Sébastien, Naud Olivier.....	22
Détection des pesticides et transformation des expositions - Usage de la métrologie pour (ré)organiser la préparation de bouillie en viticulture et limiter la migration des pesticides (Etude PREVEXPO) (résumé court)	
Goutille Fabienne, Duporté Geoffroy, Bouchart Valérie, Dévier Marie-Hélène, Budzinski Hélène, Garrigou Alain.....	27
Evaluation des risques liés à l'utilisation des intrants dans l'agriculture Ivoirienne : Cas des stocks de pesticides obsolètes (résumé court)	
Kouadio K. Georges, N'guessan Y. Mathieu, Yoboué Justin.....	29
L'utilisation des produits phytosanitaires : une affaire de familles ? Comparaisons sociologiques sur quatre territoires agricoles français (résumé court)	
Barthélémy Carole, Allouche Aurélien, Armani Gilles, Gramaglia Christelle, Nicolas Laurence	30
Certiphyto : Formation pour réduire l'utilisation des produits phytopharmaceutiques ? Regard croisé entre une sociologue et une expologue (résumé court)	
Grimbuhler Sonia, Barthelemy Carole.....	32
Modélisation des dépôts au sol et de la rétention des pesticides sur la culture de l'artichaut dans le contexte tunisien (résumé court)	
Bahrouni Hassouna, Allagui Asma, Chaabane Hanène, Khemira Mohsen, Ben Abdallah Mohamed Ali.....	34
Intervention ergonomique dans le cadre du projet Trajectoires	
Biencourt Mélanie, Grimbuhler Sonia	35
Mise au point sur les traitements chimiques appliqués en cultures maraîchères en Tunisie et calcul des indices de risque (résumé court)	
Chaabane Hanène, Miladi Leila, Bahrouni Hassouna, Grünberger Olivier.....	37
Inventaire des pesticides et leurs impacts sur l'environnement par le calcul de l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) dans la plaine du Gharb -Amont de la Merja Zerga- Zone RAMSAR au MAROC (résumé court)	
El Bouzaidi Hind, Hafiane Fatimazahra, El Idrissi Yahya, Fekhaoui Mohammed	38

Spatialisation de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques agricoles en Wallonie (résumé long)

Habran Sarah, Philippart Christelle, Veschkens Mathieu, Remy Suzanne..... 39

Utilisation des pesticides par les agriculteurs de grandes cultures au niveau d'Oued Zarga (Tunisie) (résumé long)

Marzougui Sarra, Chaabane Hanène, Khammassi Messaad, Khriji Oussama, Souissi Thouraya..... 43

Etat des lieux des Pesticides Obsolètes au Cameroun (résumé long)

Tarla D.N., Tchamba N.M., Fontem D.A., Baleguel D.P., Baleguel P.N..... 46

SESSION 2 : DEVENIR DES PESTICIDES DANS L'ENVIRONNEMENT : OBSERVATION ET DIAGNOSTIC ..50

Suivis pluriannuels des transferts verticaux de pesticides dans des sols de vallée alluviale en monoculture de maïs irriguée (résumé long)

Agnan Yannick, Alletto Lionel, Boithias Laurie, Budzinski Hélène, Giuliano Simon, Deswarte Cyrielle, Pelletier Aude..... 53

Suivi de la multi-contamination en pesticides organiques et inorganiques dans les sols viticoles : évolution des transferts sols-solution pendant une année de culture (résumé long)

Pierdet Manon, Gaillard Juliette, Quenot Chloé, Bussière Sylvie, Coriou Cécile, Robert Thierry, Le Menach Karyn, Pardon Patrick, Dévier Marie-Hélène, Denaix Laurence, Budzinski Hélène 57

Mise en évidence d'une dégradation naturelle de la chlordécone avec libération dans l'environnement de produits de transformation chlorés (résumé long)

Della-Negra Oriane, Muselet Delphine, Chaussonnerie Sébastien, Mottes Charles, Rangon Luc, Chevallier Marion, Barbance Agnès, Fouteau Stéphanie, Vuilleumier Stéphane, Imfeld Gwenaël, Woignier Thierry, Saaidi Pierre-Loïc, Le Paslier Denis..... 63

Photodégradation du myrigalone A, herbicide naturel : cinétique, photoproduits et effet des terpènes (résumé court)

Khaled Amina, Sleiman Mohamad, Darras Etienne, Bertrand Cédric, Inguimbert Nicolas, Richard Claire 67

Estimation du potentiel d'émission des pesticides vers l'atmosphère à partir de leurs propriétés moléculaires avec l'outil TyPol (résumé long)

Bonnot Kévin, Bedos Carole, Mamy Laure, Bockstaller Christian, Latrille Eric, Patureau Dominique, Rossard Virginie, Servien Rémi, Benoit Pierre..... 68

Photo dégradation de deux pesticides commerciaux par le dioxyde de titane : étude d'élimination compétitive (résumé court)

El Mouraille Nadia, Belmouden Moustapha, Aitichou Yahia..... 74

A propos d'une méthode cartographique d'identification d'espaces potentiellement pollués par les pesticides. Le cas de l'agriculture intra-urbaine à Yaoundé (Cameroun) (résumé court)

Branchet Perrine, Borrell-Estupina Valérie, Sebag David, Ngounou Ngatcha Benjamin, Ndam Jules Remy, Fenet Hélène, Gonzalez Catherine, Cadot Emmanuelle..... 75

ClimaVista – EToPhy web : un outil pour gérer l'impact des pratiques phytosanitaires agricoles sur la santé de l'applicateur et l'environnement (résumé court)

Caubel Julie, Nembrot Isabelle, Arredondo S. Josué, Bromblet Lucas, Ramarohetra Johanna, Gabriac Denis, Louvet Samuel, Boulanger Jean Philippe, Mghirbi Oussama, Fabre Jacques, Mandart Elisabeth , Le Grusse Philippe	78
Évaluation des indices de risque des principaux insecticides utilisés pour lutter contre le charançon rouge du palmier <i>Rhynchophorus ferrugineus</i> sur la base du modèle de l'indicateur de risque des pesticides pour le Québec (IRPeQ) (résumé court)	
Chihaoui-Meridja Sabine, Chaabane-boujnah Hanène, Suma Pompeo, Abess Khaled, La Pergola Alessandra, Chermiti Brahim.....	80
TROPHY un outil d'évaluation des risques de contamination des eaux souterraines et superficielles par les produits phytosanitaires en milieu volcanique antillais (résumé court)	
Crevoisier David, Fernandez-Bayo Jesus, Boivin Arnaud, Duboisset Arnaud, Fostier Julien, Rudi Gabrielle, Samouelian Anatja, Voltz Marc.....	81
Etude de la contamination de l'atmosphère par les pesticides dans une zone agricole (résumé long)	
Decuq Céline, Bedos Carole, Benabdallah Rachid, Esnault Baptiste, Durand Brigitte, Bourdat-Deschamps Marjolaine, Bertrand Colette, Benoit Pierre, Gautier Jean-Luc, Bretagnolle Vincent, Fritsch Clémentine, Pelosi Céline.....	83
Contamination des sargasses par la chlordécone : l'autre défi des échouages aux Antilles (résumé court)	
Devault Damien A., Massat Félix, Dupuy Laetitia, Lambourdière Josie, Ménez Florence, Maridakis Clio, Hervé Vincent, Péné-Annette Anne, Trouillefou Malika, Dolique Franck, Lopez Pascal-Jean (1)	88
Caractérisation spatiale de la vulnérabilité des ressources naturelles et gestion des risques de pollution diffuse liés aux pratiques phytosanitaires agricoles (résumé long)	
Grimene Chaima, Mghirbi Oussama, Louvet Samuel, Le Grusse Philippe.....	89
Influence de l'utilisation des pesticides sur la qualité des ressources en eau dans le département d'Agboville (Sud-Est de la Côte d'Ivoire) (résumé court)	
Orou Kotchi Rodrigue, Ahoussi Kouassi Ernest, Tie Yro Hyacinthe, Tanoh Adjoua Germaine, Soro Tanina Drissa, Soro Nagnin	92
Suivi des eaux de drainage en contexte très argileux (résumé court)	
Pierlot Frédéric, Schott François-Xavier, Maillet Mezeray Julie, Laflotte Alexandre.....	94
Analyse des risques de transferts de pesticides en sols et systèmes de culture tropical antillais (résumé court)	
Ponchant Lise, Samouelian Anatja, Andrieux Patrick, Bajazet Thierry, Nannette Jean-Baptiste, Négro Sandrine, Robin Nazaire, Schmitt Chloé, Voltz Marc.....	96
Le digital au service du diagnostic parcellaire (résumé long)	
Hélène Vergonjeanne, Anaïs Junger, Aurélie Royal	98
Pollutions ponctuelles : une appli pour prévenir les risques (résumé long)	
Ronan Vigouroux, Hélène Vergonjeanne, Philippe Garde, Sylvain Coudreuse, Isabelle De-Paepe, Arnaud Lagriffoul, Pascal Goffart	101

SESSION 3 : TECHNIQUES DE MONITORING, ANALYSES ET REMEDIATION104

Criblage suspect de polluants émergents dans les eaux souterraines et de ruissellement par échantillonnage passif couplé à la spectrométrie de masse haute résolution (résumé long)

Pinasseau Lucie, Wiest Laure, Fildier Aurélie, Volatier Laurence, Mermillod-Blondin Florian, Vulliet Emmanuelle..... 106

Couplage d'approches analytiques innovantes pour évaluer l'état de contamination des milieux aquatiques par les pesticides (résumé long)

Margoum Christelle, Guillemain Céline, Mathon Baptiste, Mazzella Nicolas, Soulier Coralie, Togola Anne, Miegue Cécile..... 111

Apports des traceurs géochimiques à la compréhension des comportements intra-crue des pesticides présents dans une rivière guadeloupéenne (résumé court)

Grünberger Olivier, Ponchant Lise, Andrieux Patrick, Samouelian Anatja, Michelot Jean-Luc, Bazajet Thierry, Nannette Jean-Baptiste, Voltz Marc 115

Biocides de la protection du bois utilisés en menuiserie extérieure : Développement de méthodes analytiques dans les compartiments bois (ASE GC-MS/MS) et eau (SPME GC-MS/MS) (résumé long)

Ouali Oussema, Le Ménach Karyn, Raphalen Elisabeth, Legay Stéphane, Budzinski Hélène 117

Quelles approches de remédiation des sites industriels pollués seraient transposables aux pollutions diffuses agricoles ? (résumé court)

Estival Julie, Hiez David..... 123

Gestion des effluents phytosanitaires : développement d'un procédé de décontamination des emballages vides de pesticides via un bio-détergent (résumé court)

Ben Salem Asma, Chaabane Hanène, Lahbib Nada, Salghi Rachi, Fattouch Sami..... 125

Mesure de la rétention des pesticides par imagerie rapide (résumé court)

Boukhalfa Hassina Hafida, Belhamra Mohamed..... 126

La collection Pesticide Explorer - Dépistage et quantification rapide des résidus de pesticides à l'aide d'une solution complète de LC-MS/MS (résumé court)

Sales Susanne, T. Yang Charles, Reymond Marc, Giacalone Alain, Godula Michal..... 127

Effet de l'incorporation de charbon actif pour limiter le transfert de Chlordécone dans les sols (résumé court)

Louis-Thérèse Julian, Samouelian Anatja, Lagacherie Manon, Voltz Marc, Yacou Christelle, Gaspard Sarra 128

L'analyse des pesticides et des contaminants anioniques polaires par un nouveau flux de travail IC-MS/MS à échantillon unique, multi-analytique, robuste et sensible au résultat (résumé court)

Pigozzo Fausto, Fussell Richard, Guo Qilei, Yingchen Li, Blay David, Giacalone Alain, Tao Bo. 130

Méthode alternative d'analyse d'herbicides dans les eaux souterraines : vers le développement de biocapteurs (résumé court)

Surribas Anaïs, Noguier Thierry, Barthelmebs Lise..... 132

SESSION 4 : EFFICACITE OU IMPACTS DES PESTICIDES SUR LES ORGANISMES VEGETAUX ET ANIMAUX133

Etude de l'efficacité de deux insecticides non homologués (Sulfoxaflor et Diflubenzuron) pour la lutte contre la cochenille du Figuier de Barbarie (résumé long)

Zeitoun Rawan, Hayar Salem, Darazi Dalida, Makhoul Cyril, Majed Liliane, Zeaiter Lama, El Omari Khaled, Sylvie Dousset 135

Mise au point d'une méthodologie d'étude d'impacts en situation pratique des préparations phytopharmaceutiques sur les insectes de la vigne (résumé long)

Quénin Hervé, Blanc Amandine, Bailly-Maitre Agnès 141

Quels protocoles pour évaluer les effets des pesticides chez l'abeille ? (résumé court)

Michel Sokolowski..... 148

Effets de l'imidaclopride sur la production et l'étirage de cire chez l'abeille domestique *Apis mellifera intermissa* en conditions contrôlées (résumé court)

Toudert Fatima, Piou Vincent, Amrane Rachid, Treilhou Michel..... 149

Etude du devenir de la métribuzine (un herbicide) chez différents biotypes de morelle noire (*Solanum nigrum*) (résumé court)

Kilinc Özgür Kivilcim, Laurent François..... 150

Effet de la formulation sur la cinétique de dissipation des résidus de pesticides (résumé court)

Majid Liliane, Hayar Salem, Zeitoun Rawan, Ghosn Mostafa, Sylvie Dousset..... 151

Caractérisation des pesticides dans les légumes cultivés sous serres agricoles au Liban : Effet de la lumière et Suivi des volatils (résumé court)

Hamdache Samar, Sleiman Mohamad, Jaber Farouk, Richard Claire 152

Impact des pesticides sur l'activité microbienne de dénitrification dans les eaux souterraines (résumé court)

Michel Caroline, Baran Nicole, André Laurent, Jouliau Catherine 154

Evaluation de la toxicité aiguë d'un pesticide (Oberon®) sur un poisson *Gambusia Affinis* : paramètres de létalité et activité de l'acétylcholinestérase (résumé court)

Bengrait Meriem, Habes Dehbia, Soltani Noureddine..... 156

Effets des pesticides sur l'activité natatoire des larves d'huître creuse (*Magallana gigas*) exposées au stade embryo-larvaire (résumé court)

Bringer Arno, Dubillot Emmanuel, Prunier Grégoire, Clérandeau Christelle, Thomas Hélène, Cachot Jérôme 157

Effet répulsif des extraits du thym *Thymus vulgaris* et du ricin *Ricinus communis* sur l'acarien *Tetranychus urticae* (*Acari, Tetranychidae*) (résumé long)

Bouharroud R., Hormatallah A., El Assri El M., Mokrini F..... 159

Comparaison de la détoxification de la métribuzine par deux espèces d'Amarante (résumé court)

Kilinc Özgür Kivilcim, Laurent François..... 163

Détermination des pesticides dans les moules, huîtres, sédiments et l'eau des Pertuis Charentais – Etude Pilote (résumé court)

Lerebours Adélaïde, Parinet Julien, Receveur Justine, Jezequel Ronan, Thomas Hélène..... 164

Enquête de suivi sur les résidus de pesticides dans les raisins de table et évaluation des risques pour l'homme au Liban (résumé court)
Sandikly Nahid, Hayar Salem, Millet Maurice 165

SESSION 5 : EVALUATION DE L'EXPOSITION ET DES IMPACTS EN SANTE HUMAINE.....166

Evaluation de l'exposition humaine aux résidus de pesticides à l'aide de bracelets en silicone (résumé long)

Joly L., Aerts R., Szternfeld P., Tsilikas K., De Cremer K., Castelain P., Aerts J.M., Van Orshoven J., Somers B., Hendrickx M., Andjelkovic M., Van Nieuwenhuysse A. 168

Activation du récepteur Pregnane X Receptor humain et poisson zèbre par les pesticides (résumé court)

Garoché Clémentine, Grimaldi Marina, Creusot Nicolas, Boulahtouf Abdelhay, Bourguet William, Aït-Aïssa Selim, François Brion, Balaguer Patrick. 172

Implication du zinc dans la modulation de la fonctionnalité des monocytes/macrophages humains induite in vitro par le ziram (résumé long)

Parny Mélissa, Bernad José, Coste Agnès, Pipy Bernard, Treilhou Michel 173

Evaluation des risques pour les riverains lors de pulvérisations de pesticides (résumé court)

Remy Suzanne, Ruthy Ingrid 179

Diminution de l'exposition des agriculteurs par l'amélioration de leurs pulvérisateurs : Démarche de co-construction avec les acteurs de terrain (résumé court)

Gallien Marc, Perrin Jean Luc, Grimbuhler Sonia 181

Effets de pesticides sur la santé de l'utilisation sur les maraîchers de Santa, Cameroun (résumé court)

Abdulai A.N., Tarla D.N. 183

Quels sont les dangers sanitaires des usages agricoles des pesticides autorisés en Algérie ? (résumé court)

Bettiche Farida, Grunberger Olivier, Bengouga Khalila, Tahar Chaouche Souad, Chaïb Warda, Mancer Halima, Belhamra Mohamed 184

Risques d'exposition des agriculteurs aux pesticides à Biskra – Algérie (résumé court)

Boukhalfa Hassina Hafida, Guehiliz Naoual, Deghnouche Kahramen 186

Procédure d'homologation des produits phytopharmaceutiques : Prise en compte de l'exposition aux produits phytopharmaceutiques dans l'air – explication pour les promeneurs et riverains (résumé court)

Laurent Sonia, Maillet-Mezeray Julie 188

Etude des effets toxiques d'un mélange des trios pesticides sur l'histologie de testicule et l'épididyme chez le rat (résumé court)

Bouabdallah Narimene, Mallem Leila, Abdennour Cherif 190

SESSION 6 : APPROCHES PAYSAGERES ET TERRITORIALES DU DEVENIR ET DE L'IMPACT DES PESTICIDES.....191

L'entretien des fossés comme levier pour limiter la contamination des eaux par les pesticides (résumé court)

Dagès Cécile, Bailly Jean-Stéphane, Dollinger Jeanne, Lagacherie Philippe, Voltz Marc..... 193

Modélisation de l'effet de la configuration paysagère et des pratiques culturales sur la dispersion et le dépôt des pesticides utilisés en agriculture (résumé long)

Djoughri Meriem, Loubet Benjamin, Benoit Pierre, Mamy Laure, Bedos Carole 195

PESHMELBA: modéliser le devenir des pesticides dans les petits bassins versants agricoles en intégrant l'influence des éléments du paysage (résumé long)

Rouzies Emilie, Barachet Christine, Morel Thierry, Lauvernet Claire, Carluer Nadia 201

Modélisation intégrée du devenir des pesticides dans les paysages agricoles (résumé court)

Voltz Marc, Bedos C., Crevoisier D., Fabre J.C., Loubet B., Chataigner M., Bankwal P., Barriuso E., Benoit P., Brunet Y., Casellas E., Chabrier P., Chambon C., Dagès C., Douzals J.P., Drouet J.L., Lafolie F., Mamy L., Moitrier N., Personne E., Pot V., Raynal H., Ruelle B., Samouelian A., Saudreau M. 207

Evaluation d'une méthodologie d'estimation du risque de contamination des eaux en contexte volcanique tropical

Campan Pauline, Samouelian Anatja, Crevoisier David, Voltz Marc 208

Evaluation multicritère des performances socio-économiques et environnementales d'exploitations viticoles bordelaises dans le cadre de la transition agroécologique (résumé long)

Nawel Aouadi, Francis Macary, Adeline Alonso-Ugaglia, Laurent Delière, Jean-Philippe Roby.. 213

Formation Zones Tampons : limiter les transferts de contaminants (résumé court)

Morbois Chloé, Carluer Nadia, Achard Anne-Laure, Liger Lucie, Tournebize Julien, Ouvry Jean-François, Pierlot Frédéric, Billy Claire, Dubaele Hélène..... 220

Exposition des sols agricoles et d'organismes non cibles aux pesticides : quelle influence de la mosaïque paysagère ? (résumé long)

Bertrand Colette, Daniele Gaëlle, Lafay Florent, Vulliet Emmanuelle, Bretagnolle Vincent, Zagatti Pierre, Pelosi Céline, Fritsch Clémentine 222

« Printemps silencieux » sur l'île de la Réunion, un rapace endémique menacé par l'utilisation de pesticides (résumé long)

Coeurdassier Michael, Villers Alexandre, Augiron Steve, Sage Mickael, Couzi François-Xavier, Lattard Virginie, Fourel Isabelle 226

Exposition des micromammifères aux pesticides actuellement utilisés : différences entre espèces, rôle de l'habitat et du paysage (résumé long)

Fritsch Clémentine, Coeurdassier Michaël, Raoul Francis, Scheifler Renaud, Burkart Louisinae, Hardy Emilie M, Palazzi Paul, Schaeffer Charline, Bretagnolle Vincent, Bertrand Colette, Appenzeller Bric, Pelosi Céline 229

Session 1 : Usage des pesticides : diagnostic et leviers de réduction

Présentations orales :

- **Mesures de pesticides dans l'air et dans les dépôts en bordure de champs lors d'opérations de pulvérisation**
Ruthy Ingrid, Remy Suzanne, Veschkens Mathieu, Huyghebaert Bruno, Herman Jean-Luc, Pigeon Olivier, Schiffers Bruno
- **Développement d'une méthodologie d'évaluation et de classification des appareils de traitement en viticulture**
Douzals Jean-Paul, Codis Sebastien, Verges Adrien, Carra Mathilde
- **PulvéLab : évaluer au vignoble des capteurs et des solutions numériques innovantes pour diminuer et gérer les intrants phytosanitaires**
Cheraïet Anice, Delpuech Xavier, Carra Mathilde, Andres Jean, Vergès Adrien, Lienard Adrien, Codis Sébastien, Naud Olivier
- **Détection des pesticides et transformation des expositions - Usage de la métrologie pour (ré)organiser la préparation de bouillie en viticulture et limiter la migration des pesticides (Etude PREVEXPO)**
Goutille Fabienne, Duporté Geoffroy, Bouchart Valérie, Dévier Marie-Hélène, Budzinski Hélène, Garrigou Alain
- **Evaluation des risques liés à l'utilisation des intrants dans l'agriculture Ivoirienne : cas des stocks de pesticides obsolètes**
Kouadio K. Georges, N'guessan Y. Mathieu, Yoboué Justin
- **L'utilisation des produits phytosanitaires : une affaire de famille ? Comparaisons sociologiques sur quatre territoires agricoles français**
Barthélémy Carole, Allouche Aurélien, Armani Gilles, Gramaglia Christelle, Nicolas Laurence
- **Certiphyto : Formation pour réduire l'utilisation des produits phytopharmaceutiques ? Regard croisé entre une sociologue et une expologue**
Grimbuhler Sonia, Barthelemy Carole

Posters :

- **Modélisation des dépôts au sol et de la rétention des pesticides sur la culture de l'artichaut dans le contexte tunisien**

Bahrouni Hassouna, Allagui Asma, Chaabane Hanène, Khemira Mohsen, Ben Abdallah Mohamed Ali

- **Intervention ergonomique dans le cadre du projet Trajectoires : comprendre les freins et leviers à la réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires chez les viticulteurs de cœur d'Hérault**

Biencourt Mélanie, Grimbuhler Sonia

- **Mise au point sur les traitements chimiques appliqués en cultures maraichères en Tunisie et calcul des indices de risque**

Chaabane Hanène, Miladi Leila, Bahrouni Hassouna, Grünberger Olivier

- **Inventaire des pesticides et leurs impacts sur l'environnement par le calcul de l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) dans la plaine de Gharb-Amont de la Merja Zerga – Zone RAMSAR au Maroc**

El Bouzaidi Hind, Hafiane Fatimazahra, El Idrissi Yahya, Fekhaoui Mohammed

- **Spatialisation de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques agricoles en Wallonie (Belgique) et études écologiques géographiques**

Habran Sarah, Phillipart Christelle, Veschkens Mathieu, Remy Suzanne

- **Comportement des agriculteurs concernant l'utilisation des pesticides dans le bassin versant de l'Oued Zarga (Béjà, Tunisie)**

Marzougui Sarra, Chaabane Hanène, Khammassi Messaad, Khriji Oussama, Souissi Thouraya

- **L'état des lieux des pesticides obsolètes au Cameroun**

Tarla DN, Tchamba NM, Fontem DA, Tanga G, Baleguel PN, Baleguel DP

Mesures de pesticides dans l'air et dans les dépôts en bordure de champs lors d'opérations de pulvérisation (résumé long)

Ruthy Ingrid (1), Remy Suzanne (1), Veschkens Mathieu (1), Herman Jean-Luc (2), Pigeon Olivier (2), Schiffers Bruno (3), Huyghebaert Bruno (2)

(1) ISSeP (Institut Scientifique de Service Public, 200, rue du Chera, 4000 Liège Belgique – i.ruthy@issep.be)

(2) CRA-W (Centre wallon de Recherches Agronomiques), 4, rue du Bordia, 5030 Gembloux, Belgique – b.huyghebaert@cra.wallonie.be

(3) ULiège, Gembloux-AgroBioTech - schiffersbruno@gmail.com

Mots-clés: substances actives, pulvérisation, exposition, riverains, recommandations

Introduction et objectif

Des études de plus en plus nombreuses indiquent la présence de nombreux pesticides dans l'air ambiant, que ce soit en ville ou à la campagne (Aulagnier et al., 2008 ; Coscolla et al., 2010 ; Hart et al., 2012 ; Schummer et al., 2010 ; Giusti et al., 2018). Des concentrations en pesticides sont détectées tout au long de l'année avec toutefois une saisonnalité prononcée : présence quasi nulle en hiver, très importante au printemps et plus modérée en automne et en été. L'exposition par inhalation est donc bien réelle et les doses par inhalation s'ajoutent aux doses ingérées. Contrairement à l'exposition par l'alimentation et l'eau, l'exposition par voie aérienne est tributaire des usages des pesticides dans l'environnement plus ou moins proches des lieux de vie des populations. Les populations qui vivent dans les communes de typologie agricole sont 2 à 8 fois plus exposées aux pesticides dans l'air que celles qui vivent dans des localités plus éloignées de l'agriculture (Giusti et al., 2018). Les phénomènes de dérive, durant la pulvérisation et directement après, de même que ceux liés à la volatilisation post-application peuvent être une source d'exposition aux pesticides pour les personnes résidant dans le voisinage des cultures traitées. Selon les conditions météorologiques et les techniques d'application, une fraction plus ou moins importante (25 à 75%, voire 90% dans certaines situations) des pesticides appliqués se retrouvera dans l'air (der Werf & Zimmer, 1998 ; Bedos et al, 2002 ; Ravier et al, 2005 ; Jensen & Olesen, 2014) et pourra être transportée à plus ou moins longue distance. A terme, les aérosols et les pesticides associés aux particules en suspension vont se déposer à la surface du sol ou des objets situés dans un voisinage de l'émission. Le dépôt ne se fait donc pas toujours immédiatement dans les minutes qui suivent l'application et/ou à courte distance du point d'émission (Siebers et al, 2003 ; Houbraeken et al, 2015 ; van den Zande et al, 2018).

L'objectif de cette étude est de collecter des données de mesure pour évaluer, de manière plus précise, l'exposition aux produits phytopharmaceutiques des populations vivant en bordure de champs traités par pulvérisation. Des moyens techniques pour réduire l'exposition comme l'installation d'un filet à papillon en bordure de champ ou l'utilisation de buses anti-dérive ont également été testés.

Méthodologie

Plusieurs essais en parcelles expérimentales (froment, pomme de terre et maïs), situées en Wallonie (Belgique), ont été menés entre mai et septembre 2018, soit lors d'une seule saison culturale et aux conditions météorologiques particulières. Au total 19 substances actives (SA) ont été étudiées lors de 7 pulvérisations, réalisées selon les bonnes pratiques agricoles. Trois types de capteurs différents ont été utilisés pour collecter, avec une efficacité propre à leur principe de fonctionnement, les SA: des capteurs horizontaux (papier de cellulose Whatman, grade 50) ont permis l'échantillonnage de la dérive sédimentaire, des pompes à air (filtre en quartz et cartouche PUF/XAD2/PUF) ont permis d'échantillonner les SA présentes dans l'air et des capteurs verticaux ont capté les SA présentes sous forme d'aérosols solides ou liquides dans la dérive de pulvérisation. Deux zones sont distinguées sur le

site de mesure (Figure 1) : une zone sans écran, une zone avec écran. L'écran artificiel utilisé dans cette étude est constitué d'une double couche de filet de protection anti-insectes (50 gr/m²) d'une hauteur de 2 m, placé à 1 m du bord du champ sur une longueur de 50 m. Le même dispositif est mis en place dans chacune des zones : les capteurs sont positionnés à différentes distances depuis le bord du champ (1-6-10-25-50 m). Ils sont relevés à différents moments, le temps 0 étant le départ du traitement par pulvérisation : 2h, 12h, 24h, 48h. A chaque relève, les filtres en cellulose et les cartouches PUF/XAD sont remplacés par des collecteurs vierges. Ces méthodes s'appuient sur les normes AFNOR XP X43-058 (prélèvement actif) et XP X43-059 (analyse) relatives au dosage des substances phytosanitaires dans l'air ambiant.

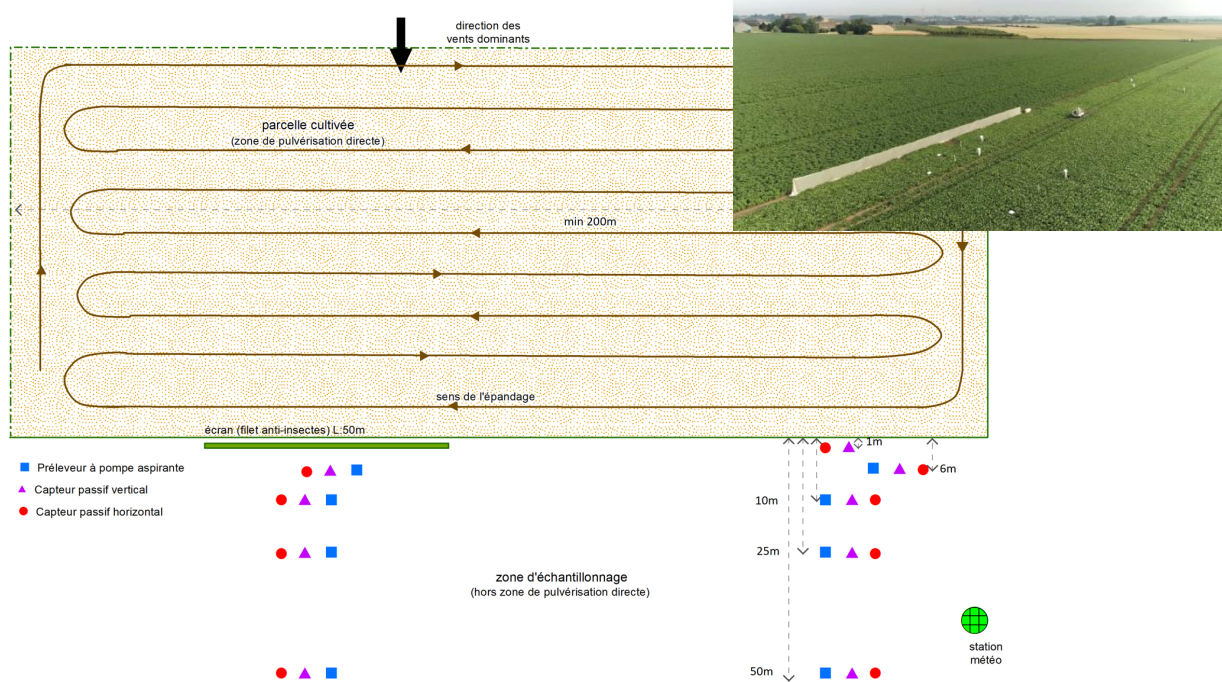


Figure 1 : Schéma du site expérimental – Essais au champ

Des essais complémentaires, axés sur la mesure de la dérive sédimentaire, ont été réalisés avec un traceur (tartrazine), sur une autre parcelle. Les collecteurs passifs, fixés horizontalement au sol, sont écartés de 2 m, depuis 0,5 m à 50 m du bord de la zone pulvérisée.

Pour chacune de ces approches, des essais, soit avec ou sans buses anti-dérive, soit avec ou sans écran, ont pu être réalisés permettant ainsi une évaluation de l'efficacité de la mise en œuvre de ces mesures sur la réduction de la dispersion des produits phytopharmaceutiques (PPP).

Résultats

Des centaines de données ont été engrangées lors des essais sur le terrain. Les enseignements majeurs qui peuvent en être tirés sont les suivants :

Selon les SA, les quantités déposées au sol sont de l'ordre de quelques dizaines de ng/m² à quelques dizaines de µg/m² (voire quelques mg/m² pour quelques SA). Dans l'air, les concentrations en SA varient entre quelques dixièmes de ng/m³ à quelques centaines de ng/m³. Le dépôt au sol de SA diminue en fonction de l'éloignement de la zone de pulvérisation (Figure 2), particulièrement dans les 10 premiers mètres (80% de réduction pour 90% des SA). Par contre, les concentrations de pesticides dans l'air ne montrent pas de tendance nette à la diminution en fonction de la distance au champ traité (Figure 3). Souvent, les concentrations les plus élevées sont mesurées à une distance de 6 m du champ. Si on ne considère que les 2 premières heures qui suivent la pulvérisation, des concentrations maximales sont toutefois parfois observées à 10 m ou 25 m du bord du champ traité.

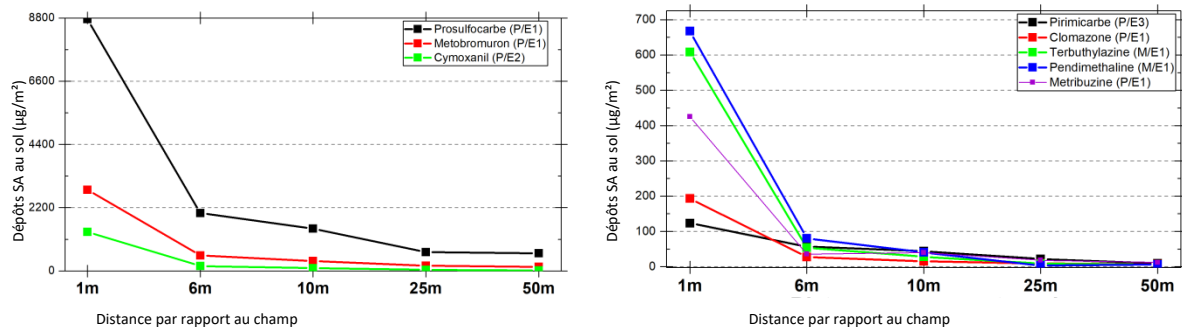


Figure 2a & 2b: Evolution des quantités de SA déposées sur le sol, cumulées sur 48h après l'épandage, captées en fonction de la distance au champ traité

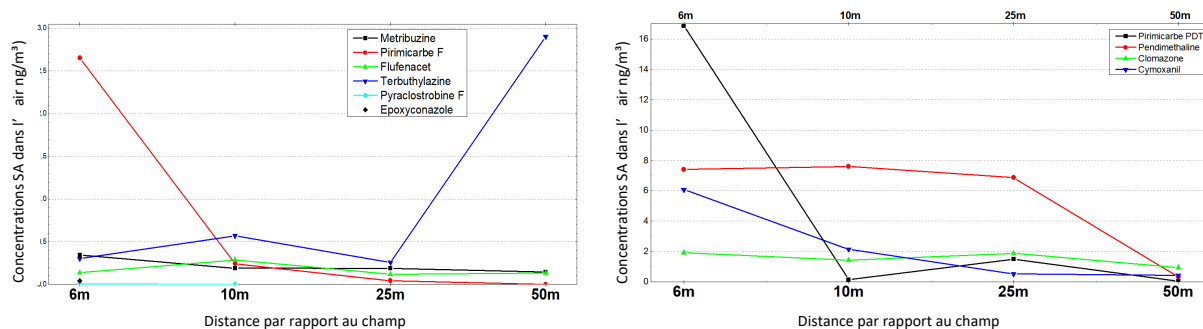


Figure 3a & 3b: Evolution des concentrations de SA épandues mesurées dans l'air en fonction de la distance au champ traité – Moyennes pondérées sur 48h

Les dépôts au sol de SA diminuent, généralement, en fonction du temps écoulé depuis la pulvérisation (Figure 4a). Les dépôts les plus élevés sont observés dans les deux premières heures. Selon les SA, entre 10% et 90% de la quantité totale se déposent durant les 2 premières heures et entre 40% et ± 90% durant les 12 premières heures. Pour 3 SA, on a observé que les dépôts sédimentaires étaient encore importants 12h après la pulvérisation. La diminution des concentrations en SA dans l'air en fonction du temps écoulé n'est pas généralisable (Figure 4b). Plusieurs SA présentent des pics de concentrations bien au-delà des 2 premières heures après la pulvérisation, à 12h, 24h voire 48h.

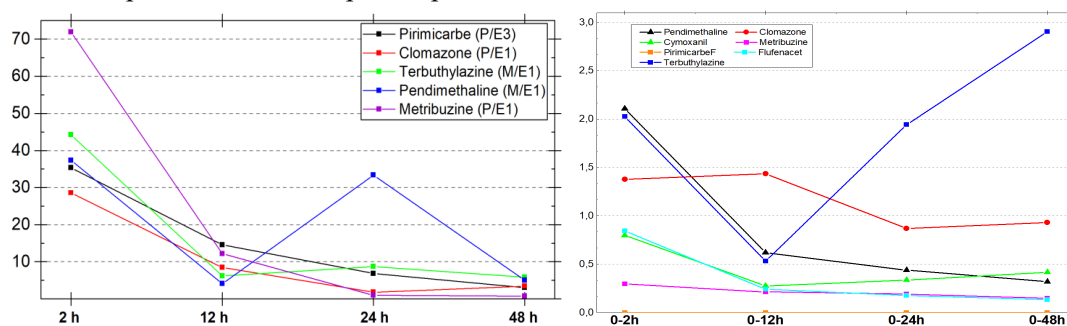


Figure 4a & 4b: Evolution des quantités (cumul sur 50 m) de SA déposées au sol (4a) et des concentrations (moyennes pondérées sur 50 m) de SA dans l'air (4b) en fonction du temps écoulé depuis l'épandage

Les résultats confirment que l'utilisation de buses anti-dérive (min 50%) permet de réduire significativement la dérive sédimentaire immédiate, essentiellement dans les 10 premiers mètres jouxtant la parcelle pulvérisée. Au-delà, la réduction est moindre.

L'installation d'un écran de type filet de protection 'anti-insectes' en double couche de 2 m de haut utilisé en bord de parcelle permet de réduire, dans 2/3 des observations, la dérive sédimentaire, dans les premiers mètres (6 m) et durant les premières heures qui suivent la pulvérisation (2h). A partir de 10 mètres de l'écran et au-delà, une réduction des quantités de SA accumulées n'est plus observée qu'une

fois sur deux. Quelle que soit la distance considérée, les taux de réduction (rabattement) de la dérive sédimentaire sont très variables mais le plus souvent inférieurs à 50%.

Conclusions

Compte tenu des résultats, un certain nombre de recommandations ont été formulées à l'attention des autorités publiques. Parmi elles, figurent en première ligne l'utilisation des buses anti-dérive, l'installation d'un écran en bordure de champs. Le respect d'une distance de 10 m entre la bordure du champ traité et les milieux de vie et d'une période de 12 heures entre l'application et la présence d'enfants à l'école sont également préconisés.

Remerciements

Cette étude fait partie du projet PROPULPPP financé par la Direction Générale Opérationnelle Agricultures, Ressources Naturelles et Environnement du Service Public de Wallonie. Les auteurs remercient les membres du comité de suivi technique et scientifique du projet.

Références

- Aulagnier, F., Poissant, L., Brunet, D., Beauvais, C., Pilote, M., Deblois, C., Dassylva, N., 2008. Pesticides measured in air and precipitation in the Yamaska Basin (Québec): Occurrence and concentrations in 2004. *Science of The Total Environment*. 394, 338–348. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.01.042>
- Bedos, C., Cellier, P., Calvet, R., Barriuso, E., Gabrielle, B. 2002. Mass transfer of pesticides into the atmosphere by volatilization from soils and plants: overview. *Agronomie*, 21-33. DOI: 10.1051/agro:2001003
- Coscollà, C., Colin, P., Yahyaoui, A., Petrique, O., Yusà, V., Mellouki, A., Pastor, A., 2010. Occurrence of currently used pesticides in ambient air of Centre Region (France). *Atmos. Environ.* 44, 3915–3925.
- Guisti A, Champon L., Remy S., 2018. EXPOPESTEN. Volet 1: Campagne de mesures des concentrations dans l'air ambiant en Wallonie de mai 2015 à mai 2016. Volet 2: Biomonitoring des pesticides dans des populations d'enfants vivant dans des zones d'expositions aux pesticides contrastées. Rapport n°01323/2018. 181p. ISSeP
- Hart, E., Coscollà, C., Pastor, A., Yusà, V., 2012. GC–MS characterization of contemporary pesticides in PM10 of Valencia Region, Spain. *Atmos. Environ.* 62, 118–129. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.08.006>
- Houbraken, M., van den Berg, F., Butler Ellis, C. M., Dekeyser, D., Nuyttens, D., De Schampheleire, M., & Spanoghe, P. 2015. Volatilisation of pesticides under field conditions: inverse modelling and pesticide fate models. *Pest Management Science*, 72(7), 1309-1321. <https://doi.org/10.1002/ps.4149>
- Jensen, P.K., Olesen M.H. 2014. Spray mass balance in pesticide application: A review. *Crop Protection*. 61:23–31
- Ravier I., Haouisee E., Clément M., Seux R., Briand O. 2005. Field experiments for the evaluation of pesticide spray-drift on an arable crop. *Pesticide Science Management*, 61,728-736.
- Schummer, C., Mothiron, E., Appenzeller, B.M.R., Rizet, A.-L., Wennig, R., Millet, M. 2010. Temporal variations of concentrations of currently used pesticides in the atmosphere of Strasbourg, France. *Environ. Pollut.* 158, 576–584. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2009.08.019>
- Siebers J, Binner R, Wittich KP. 2003. Investigation on downwind short-range transport of pesticides after application in agricultural crops. *Chemosphere*. 2003 May; 51(5):397-407.
- van de Zande J.C., Michielsen J.M.G.P., Stallinga H. & Vanvelde P. 2018. Potential exposure of residents to spray drift. *Aspects of Applied Biology* 137, pp 251-259.
- van der Werf, H. M., Zimmer, C. 1998. Un indicateur d'impact environnemental de pesticides basé sur un système expert à logique floue. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 34, 47-66.

Développement d'une méthodologie d'évaluation et de classification des appareils de traitements en viticulture (résumé court)

Douzals Jean-Paul (1), Codis Sebastien (2), Verges Adrien (2), Carra Mathilde (1)

(1) IRSTEA UMR ITAP, Montpellier Sup Agro, Université de Montpellier, 361 rue JF Breton 34196 Montpellier
jean-paul.douzals@irstea.fr

(2) IFV – UMT ECOTECH, 361 rue JF Breton 34196 Montpellier

La viticulture est un domaine où la consommation de produits de protection des plantes est importante et varie peu dans le temps (Agreste, 2017). De plus, ce domaine agricole comporte une vaste gamme de typologies de matériels adaptés à des contextes régionaux de mode de culture et qui tiennent compte de la largeur d'inter-rangs étroits ou larges (frontière fixée à 1,60 m). Cette double variabilité Végétal vs. Pulvérisateur se traduit par une difficulté de pouvoir caractériser la performance d'un appareil dans un contexte viticole donné par l'évaluation des dépôts de pulvérisation au champ (Codis et al., 2018). Ainsi les travaux menés depuis 2013 par l'UMT IFV-IRSTEA ont permis de développer un banc d'essai correspondant à une végétation artificielle couplant un banc central avec feuilles entouré par des bancs équipés de filets brise vent servant à homogénéiser les flux d'air et de gouttes. Le banc EvaSprayViti permet de représenter 3 stades phénologiques différents avec des surfaces foliaires de 0,24, 0,88 et 1,68 ha.ha-1. Les données analysées correspondent aux dépôts quantitatifs de traceur (Tartrazine E102) considérant une double normalisation de l'unité de dépôt en ng/dm² pour 1 g de substance active/ha et ce pour différents compartiments correspondant à des hauteurs et des profondeurs d'échantillonnage différentes. Différentes typologies d'appareils représentant l'état du marché (voûte pneumatique, face par face, aéroconvecteur tangentiel...) ont été testées (Figure 1).

Les résultats obtenus montrent une grande variabilité des performances en termes de dépôts moyens et de coefficients de variation inter-compartiments selon le type de matériel d'une part et le stade phénologique d'autre part, ce qui amène à plusieurs questionnements sur i) la possibilité de classer les appareils selon leur performance d'application, ii) la validation des bénéfices de pratiques d'application spécifiques et iii) une réflexion objectivée sur la capacité du végétal à capter un certain volume de bouillie. Afin de classer les appareils selon leur performance d'application en 4 classes de performances (A+, A, B et C), les deux critères de dépôt moyen (DM) et de coefficient de variation (CV) entre compartiment sont intégrés dans le calcul d'un dépôt moyen corrigé (DMc). Les appareils de référence (voûte pneumatique passée tous les deux rangs en vigne large, face par face par le dessus en vigne étroite) ont été testés afin de définir le niveau de performance de référence (note B). Les appareils dont les performances sont inférieures à ce niveau de référence reçoivent la note C. Un appareil permettant de produire des niveaux de dépôt au niveau de référence est affecté de la note C et ne permet pas de réduire les doses. Un appareil permettant un niveau de dépôt corrigé supérieur à 30% par rapport au niveau de référence est affecté de la note A et peut permettre des réductions de dose de 30% tout en maintenant une quantité de dépôt de pulvérisation équivalente à la référence. Enfin un appareil permettant un niveau de dépôt supérieur de 50% par rapport à la référence est affecté de la note A+ et peut permettre des réductions de dose de l'ordre de 50% (Figure 2).

Les objectifs de cette classification qui va donner lieu à une labellisation volontaire des appareils les plus performants sont i) de permettre des réductions de dose en sécurité, ii) de générer un avantage concurrentiel pour les constructeurs, et iii) de flécher les aides au renouvellement de matériel grâce à une classification universelle.

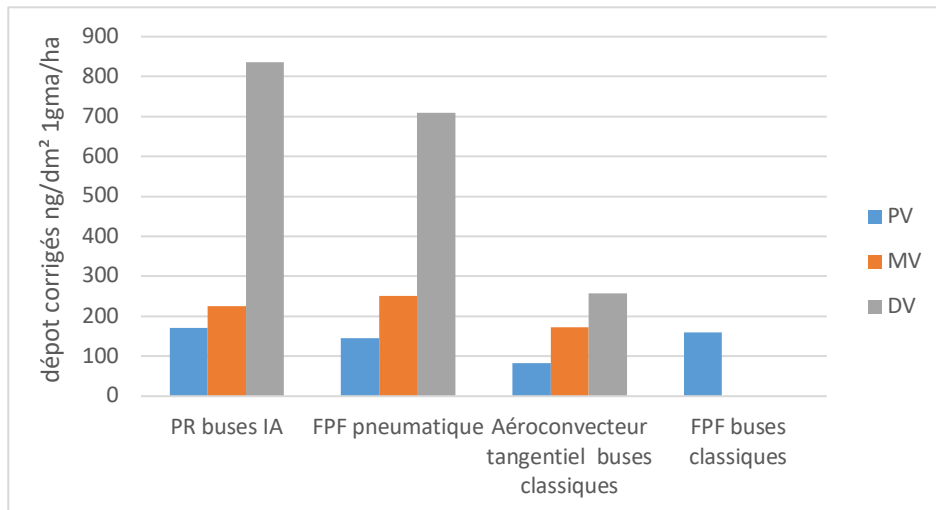


Figure 1 : Evolution des dépôts corrigés selon le stade et la typologie d'appareil

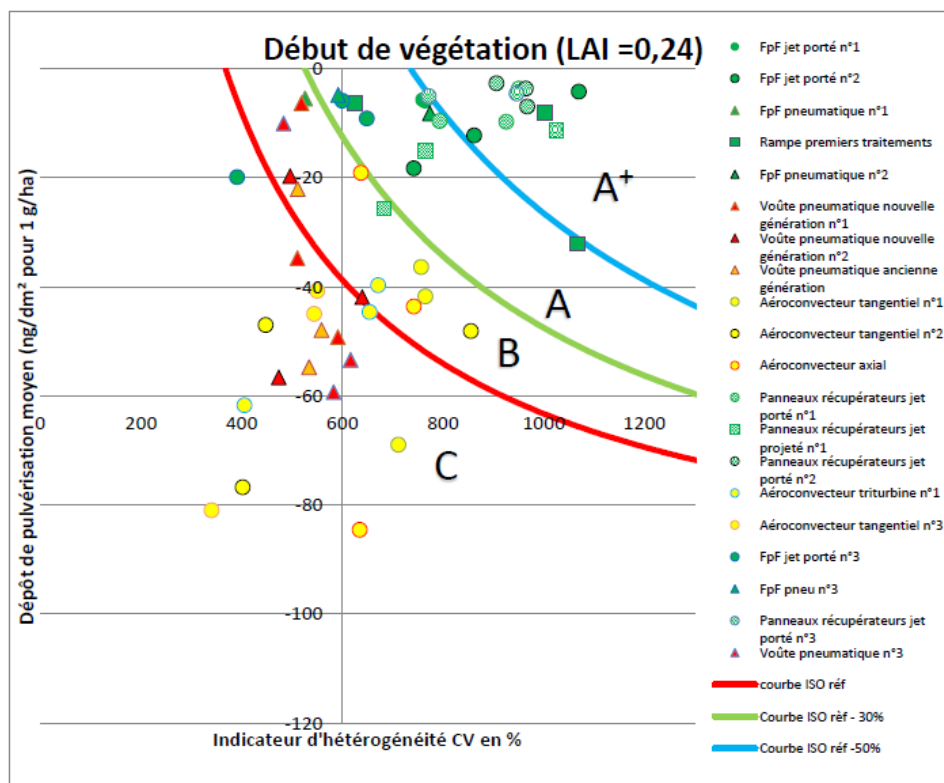


Figure 2 : Principe de classification des appareils selon leur performance en début de végétation en vignes larges

Références

- Agreste, 2017. Agreste Les Dossiers - n° 39 - Mars 2017, 30p.
- Codis et al., 2018. Dataset of spray deposit distribution in vine canopy for two contrasted performance sprayers during a vegetative cycle associated with crop indicators (LWA and TRV). Data in Brief, vol. 18, p. 415-421. DOI [10.1016/j.dib.2018.02.012](https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.02.012).

PulvéLab : évaluer au vignoble des capteurs et des solutions numériques innovantes pour diminuer et gérer les intrants phytosanitaires (résumé long)

Cheraïet Anice (1), Delpuech Xavier (1), Carra Mathilde (2), Andres Jean (1), Vergès Adrien (1), Lienard Adrien (1), Codis Sébastien (1), Naud Olivier (2)

(1) Institut Français de la Vigne et du vin (IFV), Montpellier, France.

(2) ITAP, Université Montpellier, Irstea, Montpellier SupAgro, Montpellier, France.

Introduction

Dans le contexte viticole français actuel, maîtriser l'impact des maladies et bio-agresseurs est un défi majeur. La maîtrise des épidémies, notamment pour les parasites que sont le mildiou de la vigne (*Plasmopara viticola*) ou l'oïdium (*Erysiphe necator*), nécessite l'utilisation de nombreux traitements phytosanitaires pouvant avoir des conséquences néfastes sur l'environnement et la santé humaine (Carvalho et al., 2017). Pour la réduction des doses de produits phytosanitaires, essentielle à une viticulture plus performante économiquement et plus respectueuse de l'environnement, un levier est de prendre en compte les caractéristiques structurales et morphologiques de la végétation et la performance du matériel de pulvérisation utilisé pour raisonner l'application des traitements phytosanitaires (Codis et al., 2018). L'évolution des technologies dans le domaine de l'application de la pulvérisation et la multiplication des capteurs disponibles pour l'agriculture ouvre la voie au développement de solutions numériques innovantes pour la pulvérisation de précision en viticulture. Le PulvéLab est un projet lancé en 2018 par l'IFV et IRSTEA dans le cadre de l'unité mixte technologique ECOTECH. Ce projet vise à accélérer l'innovation en viticulture de précision en proposant à des partenaires, notamment des sociétés innovantes privées un domaine viticole pour (i) tester, (ii) évaluer et (iii) démontrer la performance de leurs solutions innovantes en conditions opérationnelles. Pendant la première année du projet, la caractérisation de la variabilité spatiale de la structure et de la morphologie du couvert végétal a été réalisée sur l'ensemble du vignoble avec des mesures de référence (mesures manuelles de la géométrie) et des mesures haute résolution en proxidtection (LiDAR 2D embarqué sur engin mobile). La première campagne a permis à des sociétés de tester leurs services et des capteurs. Les capteurs de détection proximale suivants ont été mis en œuvre : Multiplex 330 (Force-A), Greenseeker (Trimble), ainsi que le LiDAR 2D Sick LMS-100 avec une chaîne de traitement offrant le calcul de plusieurs indices (Bastianelli et al., 2018). Des sociétés offrant des mesures embarquées sur drones à différentes altitudes ont réalisé plusieurs mesures au cours de la saison. Les indices « enhanced vegetation index » (EVI) (Weier et al., 2001) et « canopy area » (CA) ont été mesurés par la société VineView. L'indice « normalized difference vegetation index » (NDVI) a été mesuré par les sociétés Chouette et Fruition Science. Par ailleurs, des acquisitions par satellite de NDVI ont été réalisées par la société ICV-Terranis. Dans la présente étude, nous nous intéresserons spécifiquement à l'utilisation d'indices permettant d'estimer le volume de végétation (TRV : tree row volume), afin d'évaluer la faisabilité de mettre en œuvre un modèle permettant de préconiser une dose en fonction de ce volume et d'autres paramètres, en l'occurrence, le modèle de préconisation Optidose® (Davy et al., 2010).

Nous prendrons pour exemple les indices de surface de végétation, canopy area (CA) et l'enhanced vegetation index (EVI) fourni par la société VineView. Les objectifs étaient (i) d'élaborer une carte de recommandation de doses à l'échelle du vignoble basée sur la cartographie d'un indice de végétation, et (ii) de calculer les économies potentielles en pesticides, en considérant différentes échelles spatiales de décision sur les doses : dose uniforme au vignoble, dose ajustée parcelle par parcelle, et enfin dose ajustée localement dans la parcelle, dans l'hypothèse de disponibilité d'un appareil automatisé permettant cette adaptation dite « en temps réel ».

Matériels et méthodes

Site d'étude et choix des placettes expérimentales

Un vignoble de 10 ha situé au nord de Montpellier (Hérault, France, Lat. 43°31'55.9 "N, Long. 3°51'50.3 "E) a été suivi pendant la campagne 2018. 40 placettes de 15 m de long ont été positionnées dans des zones contrastées de vigueur de végétation.

Caractérisation du couvert végétal

Sur chaque placette, la hauteur et la largeur de la végétation ont été mesurées manuellement pendant le développement de la vigne, afin de calculer le tree row volume (TRV). Le TRV (m³/ha) a été calculé selon la formule suivante :

$$\text{TRV} = (E * H * 10\ 000) / \text{IR}$$

Avec E : épaisseur en m,

H : hauteur en m,

IR : largeur de l'inter-rang en m.

Le TRV est l'indicateur de végétation utilisé pour adapter les doses de pesticides à la végétation dans le modèle Optidose® développé par l'IFV. Par ailleurs, la variabilité spatiale de la végétation a été cartographiée par la société VineView. L'acquisition a été réalisée par un drone, le 17 juillet 2018 (étape de fermeture de grappe BBCH : 79), à une altitude de 50 m, pour obtenir des images d'une résolution de 0,03 à 0,05 m sur l'ensemble du vignoble. VineView calcule deux indicateurs de surface de végétation pour chaque cep de vigne, calculés à partir des pixels identifiés comme de la végétation de vigne : la canopy area (CA) et l'enhanced vegetation index (EVI). Pour chaque placette, la valeur moyenne des indicateurs végétatifs CA et EVI a été calculée, et un modèle linéaire a été estimé pour faire le lien avec l'indicateur végétatif TRV manuel, permettant d'obtenir une cartographie de l'indicateur végétatif TRV du vignoble à l'échelle de résolution du cep.



Figure 1. Le drone utilisé par VineView pour la cartographie de la végétation.

Calcul de la dose optimale par le modèle Optidose

Optidose® fournit une recommandation de dose de produits phytosanitaires exprimée en pourcentage de la dose homologuée à l'hectare cadastral. La table de préconisation Optidose® tient compte du TRV, du stade phénologique, de la pression parasitaire (en particulier, résultant de l'interprétation d'un modèle bioclimatique de risque) et de la sensibilité de la parcelle (sensibilité en pratique souvent déterminée selon le cépage). La pression de la maladie a été évaluée à l'échelle du domaine à partir des modèles du Potentiel Système proposés par l'IFV sur la plateforme Epicure (www.vignevin-epicure.com). Pour le

paramétrage du modèle, les parcelles de Carignan ont été considérées comme fortement sensibles à l'oïdium, en relation avec les manifestations souvent précoces de cette maladie sur ce cépage.

Le modèle Optidose® a ensuite été utilisé sur la date du 17 juillet 2018 où a eu lieu l'acquisition par le drone VineView pour obtenir une carte de recommandation des doses à l'échelle de résolution du cep de vigne. À cette période de l'année, les modèles de maladie indiquaient une forte pression de maladie pour le mildiou de la vigne et l'oïdium. Les économies potentielles de produits phytosanitaires ont été calculées à partir de cette carte de recommandations, selon différents scénarios : (i) dose homologuée sur l'ensemble du vignoble, (ii) adaptation de la dose recommandée avec Optidose® à l'échelle du vignoble, (iii) adaptation à l'échelle de la parcelle et (iv) adaptation pour chaque cep de vigne. Pour chaque échelle, l'ajustement de la dose a été calculé en fonction de la dose maximale recommandée (dose homologuée par hectare), dans le cadre d'une stratégie visant à minimiser le risque de maladie. Sur l'ensemble du vignoble, le pourcentage de la dose recommandée par rapport à la pleine dose par hectare homologuée a été calculée. Cet indicateur définit l'indicateur synthétique permettant de comparer les économies de pesticides en fonction de l'échelle spatiale d'ajustement des doses.

Résultats et discussions

L'indicateur CA a donné le modèle d'estimation de TRV le plus performant (Table 1). Ce modèle a donc été utilisé pour réaliser une cartographie à haute résolution des TRV à l'échelle du vignoble (Figure 2).

Table 1. Comparaison des modèles linéaires d'estimation de TRV.

Model	p-value	R ²	RRMSE ¹
lm(TRV~EVI*Plot)	<2.2e-16 ***	0.86	0.12
lm(TRV~CA*Plot)	<2.2e-16 ***	0.89	0.11

¹Relative Root Mean Square Error

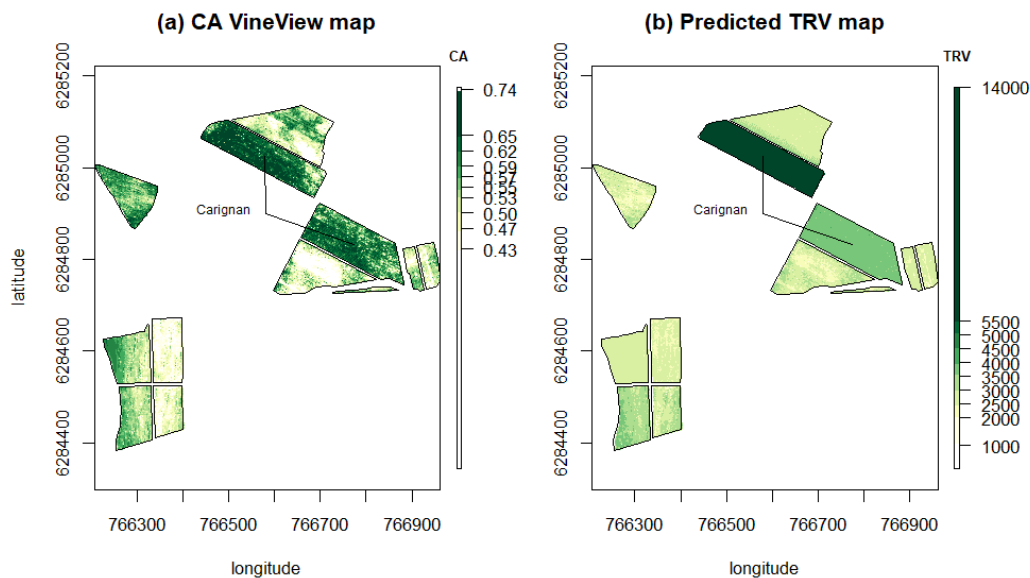


Figure 2. Cartographie à l'échelle du domaine (a) de l'indicateur de la superficie du couvert (CA) d'acquisition par un UAV de VineView le 17 juillet 2018, et (b) de l'indicateur TRV estimé à partir du CA par un modèle linéaire défini à l'échelle du vignoble (Table 1).

Les valeurs les plus élevées de l'indicateur végétatif TRV ont été observées sur les parcelles de Carignan, qui ne sont pas palissées et présentent un inter-rang plus grand que les autres parcelles du vignoble (3 m contre 2,5 m sur le reste du vignoble). De plus, la sensibilité élevée du cépage Carignan à l'oïdium a

conduit à la préconisation des doses recommandées les plus élevées pour les parcelles correspondantes. En raison d'une forte pression du mildiou sur le vignoble, l'éventail des doses recommandées par Optidose® pour cette maladie se situait entre 70 et 90% de la dose homologuée (Figure 3a). La pression plus faible sur l'oïdium a permis une plage plus large, de 40 à 90% de la dose enregistrée (Figure 3b).

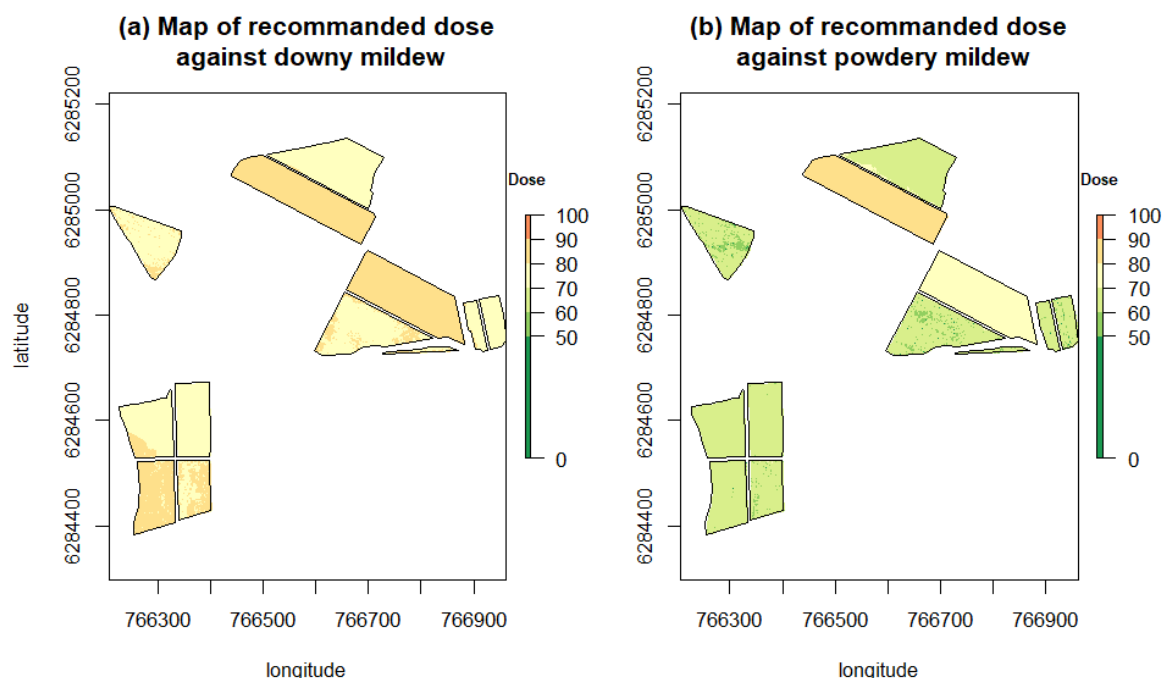


Figure 3. Cartes des doses recommandées (en % de la dose homologuée) avec le modèle Optidose® obtenu avec l'indicateur de surface du couvert de végétation (CA) à la résolution du cep acquis par le drone de la société VineView, au stade fermeture de la grappe (17 juillet 2018) contre (a) le mildiou de la vigne et (b) l'oïdium.

La figure 4 présente le pourcentage de la dose homologuée à appliquer selon la stratégie (dose homologuée ou Optidose®) et l'échelle spatiale de décision pour l'oïdium et le mildiou.

A l'échelle du vignoble, et au stade de la fermeture des grappes, l'utilisation du modèle Optidose® a permis une économie de 10% par rapport à l'application de la dose homologuée (Figure 4) indépendamment du pathogène ciblé. L'application de la dose adaptée à chaque parcelle a permis une économie supplémentaire, faible pour le mildiou (environ 3%), mais plus importante (environ 13%) pour l'oïdium, ce qui a permis de doubler l'économie de produits phytosanitaires pour cette maladie. L'application de la dose recommandée pour chaque pied de vigne a donné un gain supplémentaire d'environ 5% pour le mildiou et de 6% pour l'oïdium. Ces résultats montrent qu'adapter spatialement les doses sur un vignoble permet de réaliser des économies de produits significatives. Même en l'absence d'un pulvérisateur capable d'ajuster la dose à chaque pied de vigne, des économies substantielles en produits phytosanitaires peuvent être réalisées en ajustant la dose à la parcelle avec le modèle Optidose®.

Néanmoins, le niveau d'économie potentielle attendu de cette préconisation modulée par un attribut de la végétation dépend de la pression de la maladie, des différences de sensibilité des cépages, mais aussi de la variabilité spatiale de cet attribut dans le vignoble. Or, ce niveau de variabilité évolue au cours de la saison. D'autre part, une adaptation à l'échelle de la parcelle implique l'adaptation des réglages de pulvérisation à chaque parcelle, ce qui peut être une contrainte rédhibitoire pour l'opérateur avec un pulvérisateur standard. Des dispositifs automatisés de pulvérisation seraient a priori utiles pour aider à la mise en œuvre de ce type d'approche. Les premiers résultats obtenus lors de cette expérience ont été obtenus au stade de la fermeture des grappes, à la fin de la période de sensibilité pour la vigne et avec une végétation bien développée. Dans la mesure où l'indice de végétation TRV augmente au cours de

la saison culturale, les doses recommandées sont susceptibles d'être plus faibles lors des premiers traitements de la saison, ce qui se traduirait par des économies de pesticides plus importantes pour une saison culturale complète. Une étape prochaine, dans l'évaluation de l'intérêt environnemental et technico-économique d'une telle approche numérique facilitant l'élaboration d'une préconisation spatialement précise, consisterait à prendre en compte la performance du matériel d'application, à appliquer l'approche sur une saison culturale complète et à valider la démarche au vignoble par la mise en place d'essais biologiques.

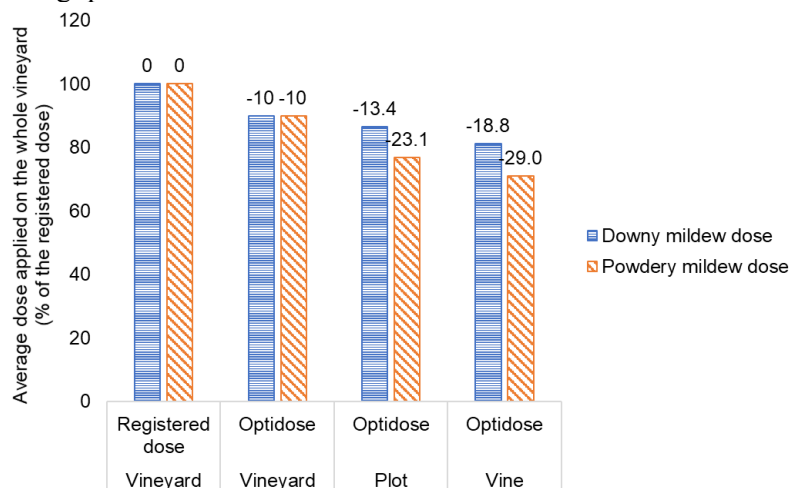


Figure 4. Dose moyenne appliquée sur le vignoble PulvéLab, au stade de la fermeture des grappes en fonction de la maladie et de l'échelle d'adaptation spatiale des doses.

Conclusions

Lancé en 2018, le projet PulvéLab a analysé le potentiel de réduction des produits phytosanitaires selon différentes échelles spatiales d'application, en fin de saison. La plateforme et les données déjà acquises sont ouvertes à d'autres partenaires pour faire avancer l'ensemble de la filière viticole dans cette direction. L'objectif à court terme est d'obtenir une chaîne complète capteur-modèle-pulvérisateur pour démontrer l'intérêt de ces nouvelles technologies pour atteindre la réduction des produits phytosanitaires attendus par les viticulteurs, les entreprises et les autorités.

Remerciements

Merci à l'équipe du vignoble de Mas piquet, aux partenaires privés qui nous ont fait confiance et à tous les membres de l'équipe UMT ECOTECH.

Références

- Bastianelli, M., et al. 2018. Assessing Models from Lidar Based Vegetation Indicators for Predicting Spraying Deposit amounts in a set of Vine Estates in France, In: Proceedings International Advances in Pesticide Application Conference, Aspects of Applied Biology, 9-11 January, Brighton, UK 137, 375-384.
- Carvalho, F., 2017. Pesticides, environment, and food safety. Food Energy Secur, 6, 48-60.
- Codis, S., et al. 2018. Dataset of spray deposit distribution in vine canopy for two contrasted performance sprayers during a vegetative cycle associated with crop indicators LWA and TRV. Data in Brief 18, 415-421
- Davy, A et al. 2010. Trials results of the 'Optidose' method using an adjustment of the pesticide dose for control of downy and powdery mildew. 6th International Workshop on Grapevine Downy and Powdery Mildew. ISVV Institut des Sciences de la Vigne et du Vine, Bordeaux Aquitaine, Bordeaux; France, 4-9 Jul 2010, 123-125.
- Weier, J. and David Herring, D., 2001. Measuring Vegetation (NDVI and EVI). Earth Observatory Reference, NASA online Library, <http://earthobservatory.nasa.gov/Library/MeasuringVegetation/> (consulté le 20 février 2019).

Détection des pesticides et transformation des expositions - Usage de la métrologie pour (ré)organiser la préparation de bouillie en viticulture et limiter la migration des pesticides (Etude PREVEXPO) (résumé court)

Goutille Fabienne (1), Duporté Geoffroy (2), Bouchart Valérie (3), Dévier Marie-Hélène (2), Budzinski Hélène (2) et Garrigou Alain (1)

(1) *Equipe EPICENE, Bordeaux Population Health Center - Inserm U1219, Université de Bordeaux - ISPED Case 11, 146 rue Léo Saignat, 33076 BORDEAUX Cedex – fabienne.goutille@gmail.com*

(2) *Equipe LPTC, EPOC UMR 5805, Université de Bordeaux - CNRS, 351 cours de la libération, 33405 TALENCE Cedex – helene.budzinski@u-bordeaux.fr*

(3) *Laboratoire LABÉO, 1 route de Rosel – Saint-Contest, 14053 CAEN Cedex 4 - valerie.bouchart@laboratoire-labeo.fr*

La prévention des risques pesticides est un sujet de préoccupation croissant pour les professionnels et pour la population générale. Pourtant, les connaissances sur les situations d'exposition en conditions réelles d'usage sont très limitées. En milieu viticole, les sources potentielles d'exposition aux pesticides sont nombreuses et difficilement quantifiables. Le nombre de matières actives employé par les professionnels pour réaliser les traitements phytopharmaceutiques est élevé. Il est essentiel de mieux comprendre les circonstances de ces usages de manière à pouvoir mieux prévenir les expositions. La recherche-intervention PREVEXPO s'inscrit dans la poursuite du programme PESTEXPO, mis en place en Aquitaine en 2000, dans lequel des études d'observation en vigne dans les conditions habituelles de travail ont été réalisées. PREVEXPO, initié en 2016, réunit métrologie et ergonomie autour de la question de la détection et de la transformation des situations d'exposition en milieu viticole.

Prevexpo, c'est permettre à des viticulteurs et à des chercheurs en santé au travail de construire ensemble la détection et la transformation des situations d'exposition aux pesticides. Il s'agit de caractériser conjointement les expositions et les sources de contamination. De la sphère d'usage des produits phytosanitaires (PPP) et des pesticides (espace et matériel de transport de stockage, de chargement, de nettoyage) à des sphères de non usage de ces produits (bureaux, ateliers, cuisine, salle de réception, lieux de vie, etc.). Puis, de faire évoluer l'organisation du travail (espaces, matériels, modes opératoires, acteurs) pour réduire au possible la migration des matières actives d'une sphère à une autre.

Dans ce but, la recherche-intervention PREVEXPO a été mise en place en plusieurs étapes : observations filmées de la préparation de bouillie, métrologie humaine et environnementale, construction de la sécurité à partir des données de métrologie couplées aux observations filmées. La première étape consistait à filmer sous plusieurs angles les situations de travail, à produire des enregistrements sonores et visuels permettant d'examiner le fil d'action des viticulteurs qui préparent la bouillie phytosanitaire. Intégrés au logiciel Captiv® ces enregistrements permettent de mesurer les durées de contact direct et indirect du travailleur avec les matières actives. La deuxième étape avait pour objectif de mesurer la contamination externe du travailleur, de son matériel et de son environnement par l'emploi simultané de plusieurs techniques : les patches (compresses en coton) disposés sur le viticulteur pour évaluer les zones du corps les plus touchées en fonction des situations ; les frottis surfaciques pour mettre en visibilité les souillures liées aux usages ; les capteurs atmosphériques pour suivre le comportement des matières actives d'un espace à un autre. Lors de la troisième étape, les éléments de résultats des étapes 1 et 2 ont permis d'appuyer la conception de nouvelles situations d'usage pour optimiser l'action du viticulteur et limiter l'exposition.

La construction collaborative de la détection des expositions aux pesticides dans l'usage des PPP en viticulture a permis une caractérisation concrète des situations d'exposition et de leurs déterminants. D'un côté, la métrologie, construite avec les viticulteurs, a permis de mesurer et de mettre en visibilité

des migrations de molécules peu décelables par l'Homme et classiquement peu recherchées (Outils, équipements et espaces souillés en situation d'usage). D'un autre côté, le couplage de la métrologie à l'analyse de l'activité a permis aux viticulteurs de mettre en visibilité, de s'approprier et développer leur pouvoir d'agir pour transformer par eux-mêmes les déterminants des expositions (macro-déterminants reliés au système d'activité et à l'organisation de l'activité, micro-déterminants reliés aux ressources nécessaires à l'exécution des tâches).

Pour transformer les situations d'exposition, il a s'agit d'appuyer les opérateurs dans la construction de situations de sûreté au-delà de la capitalisation de situations d'exposition. Ces résultats, issus de l'action PREVEXPO, nécessitent à présent d'être mise en forme pour une appropriation et une adaptation par d'autres viticulteurs, voir d'autres utilisateurs de PPP.

Evaluation des risques liés à l'utilisation des intrants dans l'agriculture Ivoirienne : Cas des stocks de pesticides obsolètes (résumé court)

Kouadio K. Georges (1, 2, 3), N'guessan Y. Mathieu (1, 4), Yoboué Justin (1)

(1) *Projet de Gestion des Pesticides Obsolètes en Côte d'Ivoire (PROGEP-CI), II Plateaux 7ème Tranche 27 BP 629 Abidjan 27*

(2) *Ministère de la Salubrité, de l'Environnement et du Développement Durable de Côte d'Ivoire*

(3) *Ecole Normale Supérieure Abidjan, 08 BP 10 Abidjan 08*

(4) *Université Félix Houphouët Boigny, Cocody-Abidjan, 22 BP 582 Abidjan 22*

L'agriculture revêt une importance vitale pour l'économie de la Côte d'Ivoire, où elle représente une grande partie des recettes en devises et assure l'emploi de millions de personnes dans le pays. La perte éventuelle de l'accès aux marchés internationaux des produits d'exportation, notamment le cacao, dû aux non respect des normes, peut avoir de graves conséquences sur l'économie ivoirienne. En effet, depuis quelques années, les pays exportateurs de produits agricoles sont soumis, au niveau international, à de nouvelles réglementations plus contraignantes sur les Limites Maximales de Résidus (LMR). Au Japon, par exemple, la nouvelle législation sur les LMR, en vigueur depuis mai 2006, a conduit au renvoi, par le pays, de plusieurs tonnes de cacao en raison de leur non-conformité. Dans l'UE et aux États Unis, les fabricants de chocolat ont exprimé de vives préoccupations au sujet de fèves de cacao pour lesquelles il a été constaté un dépassement des LMR ou la présence des traces de pesticides obsolètes. Face à cette situation, la Côte d'Ivoire, premier producteur mondial de cacao, a fait de la réduction des pesticides obsolètes, sur son territoire, une priorité nationale. Cette mission a été confiée au Projet de Gestion des Pesticides Obsolètes en Côte d'Ivoire (PROGEP-CI), qui a conduit durant 6 mois une vaste étude sur les stocks de pesticides utilisables et non utilisables en Côte d'Ivoire. Cette étude a consisté à inventorier, dans les 33 régions et districts de Côte d'Ivoire, le type/substance active, la qualité, la quantité, la localisation et les conditions de stockage des pesticides dans le pays.

Cette investigation, qui a mobilisé 200 techniciens et cadres du ministère en charge de l'Agriculture en Côte d'Ivoire, a permis de répertorier 6 000 magasins et dépôts de pesticides, sur tout le territoire ivoirien. La plupart de ces magasins se situent dans l'ouest (zone de cultures de cacao, café et riz) et le nord (zone de cultures de coton, d'anacarde et cultures vivrières) du pays, avec respectivement 39% et 27% des dépôts et magasins de pesticides inventoriés. Le centre du pays (zone de cultures maraichères et vivrières), avec 9%, est la zone qui compte le moins de dépôts de pesticides. La quantité de pesticides obsolètes (périmés, frauduleux et interdits) répertoriés sur le territoire ivoirien est de 150 tonnes. Des molécules interdites telles que le Paraquat (interdit depuis 2004), l'atrazine (interdite en 2015), l'endosulfan (POP interdit en 2008), ont été identifiées dans certains stocks. Les conditions de stockage des pesticides obsolètes et utilisables, dans la moitié des magasins visités, ne sont pas conformes aux normes requises par le code de conduite de la FAO. Les pesticides obsolètes sont entreposés à proximité des habitations ou des bureaux des agents des structures étatiques ; les bâtiments qui servent de stockage de ces produits dangereux ne sont pas adaptés, car ne disposant pas de système d'aération permanent.

Mots-clés : Pesticides obsolètes, Résidus, Inventaire, Agriculture, Stockage

L'utilisation des produits phytosanitaires : une affaire de familles ? Comparaisons sociologiques sur quatre territoires agricoles français (résumé court)

Barthélémy Carole (1), Allouche Aurélien (2), Armani Gilles (3), Gramaglia Christelle (4),
Nicolas Laurence (5)

(1) *Laboratoire Population Environnement Développement UMR 151 Aix-Marseille Université, Site Saint-Charles Case 10, 3 place Victor Hugo, 13 331 Marseille Cedex 3 – carole.barthelemy@univ-amu.fr*

(2) *Ressource, 3095 route de Boulbon, 13570 Barbentane - aurelien.allouche@orange.fr*

(3) *IRSTEA Lyon-Villeurbanne, UR RiverLy, Équipe EMA, 5 rue de la Doua CS70077, 69626 VILLEURBANNE Cedex IRSTEA - gilles.armani@irstea.fr*

(4) *IRSTEA, UMR G-EAU, Montpellier UMR G-EAU IRSTEA, 361 rue J.F. Breton BP 5095, 34196 Montpellier cedex - christelle.gramaglia@irstea.fr*

(5) *Ressource, 3095 route de Boulbon, 13570 Barbentane – laurence.b.nicolas@wanadoo.fr*

Le rôle de la famille dans les sociétés paysannes et/ou agricoles est toujours souligné comme fondamental, indépendamment du type d'agriculture pratiquée. Dans leur ouvrage de synthèse concernant la sociologie des « mondes agricoles », Bertrand Hervieu et François Purseigle proposent d'appréhender la recomposition de l'agriculture dans un contexte d'économie globalisée autour de trois pôles : la famille, la firme et la subsistance (2014). Si les changements liés à la modernisation de l'agriculture ont donné lieu à de nouvelles formes de gestion des exploitations, la famille reste, selon les sociologues, un élément constant de l'agriculture. Pierre Gasselin et al. (2014) proposent une analyse comparée du rôle joué par la famille dans le monde agricole au Nord et au Sud. Celle-ci est ainsi étudiée comme une entrée analytique délaissée selon les auteurs et qu'il faudrait réactiver. Il est alors nécessaire de déconstruire la construction politique et idéologique de la famille agricole « traditionnelle » pour souligner les nouvelles formes qu'elle épouse dans un contexte agricole changeant où en France, par exemple, les 2/3 des exploitations agricoles, qui sont dans une situation de succession, n'ont pas de successeurs connus. L'individualisme, en lien avec la technicisation de l'agriculture, interroge les liens familiaux. Le rapport à la famille est ambivalent : « La famille peut être un atout pour la pérennité, la transmission, les solidarités tout comme elle peut s'apparenter à un héritage lourd, un lieu d'oppression et son ouverture permet un rapprochement avec les autres secteurs de la société » (Gasselin et al., p.376). La prise en compte de cette dualité est pertinente dans une perspective de changements de pratiques plus respectueuses de l'environnement. Les auteurs interrogent d'ailleurs le rôle de la famille dans le cadre de l'agro-écologie : « En regardant la famille, l'agriculture prend la forme d'un tissu social qui s'ancre dans les territoires ruraux ou dans des réseaux qui ouvrent la vie de l'exploitation sur d'autres ressources et d'autres possibles. Toutefois, la famille créatrice de solidarités et terreau de transmission est parfois un lieu de rapports de force et de rupture ; elle articule du prévisible dans l'inertie des liens et de l'imprévisible quand il s'agit de s'en détacher pour vivre une autre histoire que l'histoire familiale » (Gasselin et al., op.cit., p.378).

L'utilisation des produits phytosanitaires dans un contexte de profonds changements à leur égard (en termes de prises de risques environnementaux et sanitaires, de controverses sociotechniques) n'a pas été, jusqu'alors, analysée dans une perspective familiale. C'est précisément cette entrée analytique qu'une équipe de sociologues et d'ethnologues réunis dans le cadre du projet « Trajectoires »¹ a décidé de suivre. En suivant l'histoire familiale d'agriculteurs, était-il possible de repérer les périodes de

¹ Action pilotée par le ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et le ministère de la Transition écologique et solidaire, avec l'appui financier de l'Agence française de la biodiversité dans le cadre de l'APR « Résistances et pesticides », grâce aux crédits issus de la redevance pour pollutions diffuses attribués au financement du plan Ecophyto.

changement dans l'utilisation des pesticides ? Et si oui, quels en étaient les facteurs ? L'entrée par la famille a permis de donner une perspective plus longue dans le changement des pratiques. Quatre territoires ont fait l'objet d'une enquête sociologique auprès, pour chacun d'entre eux, d'une vingtaine d'exploitants agricoles et de leurs familles : le Beaujolais, le secteur de la communauté de communes Cœur d'Hérault, la Camargue et les Alpilles Nord (pour l'arboriculture) et Sud (pour l'oléiculture). La comparaison des entretiens réalisés met, tout d'abord, en évidence des invariants dans les trajectoires familiales : importance de la période de « modernisation » dans les années 1950/1960 et l'arrivée « magique » des pesticides ; installation d'une représentation stable dans le temps de la nécessité d'avoir une parcelle propre et entretenue ; aucune connaissance à l'égard des risques potentiels. Les « points de basculement » dans les pratiques agricoles adviennent à plusieurs périodes. Certains ont eu lieu très rapidement dès les années 1970/1980, d'autres sont beaucoup plus récents. En analysant la répercussion de ces nouvelles pratiques au sein des familles, il est possible de proposer une grille d'analyse des changements opérés et de la multi-factorialité qui peut les expliquer. L'échelle d'observation et d'analyse permet d'éclairer l'imbrication de micro-événements familiaux, d'itinéraires individuels, de postures territorialisées à des conditions et des contextes socio-économiques plus larges. La démarche comparatiste aboutit à la mise en perspective de singularités locales et à l'importance de la dimension socio-culturelle dans les usages des pesticides.

Références

- Hervieu B. Purseigle F. 2014. Sociologie des mondes agricoles, Collection U., Armand Colin, 318 p.
Gasselín P., Choisis J.P., Petit S., Purseigle F., Zasser S. 2014. L'agriculture en famille : travailler, réinventer, transmettre, EDP Sciences, 382 p.

Certiphyto : Formation pour réduire l'utilisation des produits phytopharmaceutiques ? Regard croisé entre une sociologue et une expologue (résumé court)

Grimbuhler Sonia (1), Barthelemy Carole (2)

(1) Irstea 361, rue Jean-François Breton 34196 Montpellier – sonia.grimbuhler@irstea.fr

(2) UMR 151, Aix-Marseille Université, Institut de Recherche pour le Développement. Laboratoire Population Environnement Développement, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille Cedex 3, carole.barthelemy@univ-amu.fr

Dans le cadre du projet Trajectoires (2015 – 2019), des sociologues et des chercheurs des sciences de l'environnement et de la santé appréhendent la résistance au changement des usages en lien avec les produits phytopharmaceutiques et identifient les leviers ou les freins pour réduire leur utilisation. Les agriculteurs enquêtés sur les quatre terrains étudiés (Alpilles, Beaujolais, Camargue, Cœur d'Hérault) évoquent majoritairement des questions d'utilisation technique et de niveau, moins des questions environnementales et sanitaires.

Le certificat individuel phytopharmaceutique (Certiphyto) est une mise en application de la directive européenne 2009/128/CE, qui a pour objectif de parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable. Cette formation vise à généraliser les pratiques limitant les risques pour les utilisateurs et l'environnement. Pour l'achat des produits phytopharmaceutiques l'obtention du Certiphyto par les utilisateurs de produits est obligatoire.

Dans le rapport « Evaluation du dispositif de délivrance du certificat individuel phytopharmaceutique » (2014), les rapporteurs recommandent par exemple de :

- mettre l'accent dans le contenu des formations sur les techniques de réduction des produits (suggestion d'un volet machinisme)
- s'appuyer sur la participation des professionnels des domaines concernés : médecins MSA, techniciens machinismes, agriculteurs ...
- d'améliorer la qualité de la formation (constat d'une grande hétérogénéité de formation) et la formation des formateurs ...

L'objectif de cette présentation est de montrer une analyse croisée d'un même objet, le Certiphyto, par une sociologue de l'environnement et un expologue (ergo-toxicologue), qui ont participé à plusieurs formations Certiphyto, comme observateurs de la formation.

Cette démarche d'observation participative permet de comprendre :

- les informations données aux agriculteurs et comment ils reçoivent ces informations,
- les actions mises en place dans le cadre d'Ecophyto pour réduire l'utilisation des produits par une approche analytique et qualitative, ce qui permet l'évaluation du dispositif.

Le dispositif est uniformisé et inadapté à la diversité des participants aux formations. Les formateurs ne tiennent pas compte des profils des agriculteurs, salariés sachant parler français ou non, chefs d'exploitation, compagnes ou compagnons d'agriculteurs qui partent bientôt à la retraite qui ne réalisent pas les traitements ... De plus, certains participants forment les formateurs. Les agriculteurs regrettent de ne pas participer à des démonstrations (désherbage mécanique, réglage de pulvérisateurs ...) lors de ces 2 journées. Ils ne voient pas comment réutiliser les informations.

Les supports de formations ne sont pas à jour. Sur le volet santé, beaucoup de caisses de MSA se sont désengagées des formations Certiphyto ; les formateurs des différents centres de formation ont suivi les journées Santé Sécurité au Travail de l'INMA, mais ne sont pas pour autant capables de présenter ce volet. Les principes généraux de prévention préconisent de privilégier les actions suivantes : éviter les

risques, c'est supprimer le danger ou l'exposition au danger ; évaluer les risques, combattre les risques à la source, adapter le travail à l'Homme, tenir compte de l'évolution de la technique, remplacer ce qui est dangereux par ce qui l'est moins, planifier la prévention au port d'un Equipement de Protection individuelle, peu porté par les agriculteurs, car considéré comme un équipement inconfortable.

L'étude met en avant que le Certificat individuel obligatoire pour l'achat de produits phytopharmaceutiques est perfectible et ne positionne pas les agriculteurs dans une démarche de réduction de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques. L'interdisciplinarité entre un sociologue et un ergo-toxicologue permet de comprendre les freins et les leviers de réduction de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques par l'individu (utilisateur de produits) déterminé par l'appartenance à un groupe social et l'influence des pratiques en tenant compte des facteurs humains, techniques et organisationnels.

Références

Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt/CGAAER/CGEDD : Bruno Andral, Jean-Claude Bessemoulin et Sylvie Dutartre pour le CGAAER et Thierry Galibert pour le CGEDD - Rapport de mission interministérielle d'expertise n° 13132, Evaluation du dispositif de délivrance du certificat individuel phytopharmaceutique, oct 2014, 79p.

Remerciements

Action Pilotée par le ministère de l'Agriculture et de l'alimentation et le ministère de la transition écologique et solidaire, avec l'appui financier de l'Agence française pour la biodiversité dans le cadre de l'APR « Résistances et pesticides », grâce aux crédits issus de la redevance pour pollutions diffuses attribuées au financement du plan Ecophyto.

Mots clés : Formation, Certiphyto, réduction de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques, santé

Modélisation des dépôts au sol et de la rétention des pesticides sur la culture de l'artichaut dans le contexte tunisien (résumé court)

Bahrouni Hassouna (1), Allagui Asma (1, 2), Chaabane Hanène (3), Khemira Mohsen (1), Ben Abdallah Mohamed Ali (1)

(1) Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts - Université de Carthage, INRGREF, BP 10 Rue Hedi Karray 2080 Ariana Tunisie – bahrouni.hassouna@iresa.agrinet.tn; moso.yoya@gmail.com, benabdallah.mohamedali@iresa.agrinet.tn

(2) Institut Supérieur Agronomique de Chott Mariem – Université de Sousse, ISA-CM B.P. 47 4042 Chott Mariem Tunisie - asmaallagui3988@gmail.com

(3) Institut National Agronomique de Tunisie - Université de Carthage, INAT, 43, av Charles Nicolle - 1082 Tunis. Tunisie – phytiairie_pro@yahoo.fr

Pour améliorer la production agricole, la lutte antiparasitaire est nécessaire et il est inévitable d'utiliser les pesticides. Cependant, l'utilisation de ces produits est accompagnée d'une forte pollution des différents compartiments de l'environnement, surtout pour une pulvérisation fine particulièrement recommandée pour les fongicides. Lors du traitement phytosanitaire de l'artichaut, de grandes quantités de pesticides sont perdues dans l'atmosphère, avec des effets négatifs sur la santé humaine, l'écosystème et le revenu des agriculteurs. Ces quantités dépendent largement de la configuration du pulvérisateur et des facteurs météorologiques. Des essais de pulvérisation ont été conduits en Tunisie sous des conditions contrôlées, en soufflerie, et sur terrain pour mesurer la fraction de pesticides retenue par l'artichaut et celle déposée sous la plante. Le matériel utilisé est un pulvérisateur à pression de liquide à jet projeté équipé de buses à fente 110°, classique et antidérive, pour deux calibres et deux pressions de travail. La formulation employée est à base d'un traceur fluorescent, la Brillant SulfoFlavine (BSF). La mesure des dépôts a été effectuée sous des conditions météorologiques qui étaient contrôlées en soufflerie et réelles sur le terrain.

Les résultats obtenus ont permis de modéliser la rétention sur les feuilles de l'artichaut ainsi que les dépôts sous la plante en fonction du type de buse, de son calibre, de la pression de travail et de la vitesse du vent. Ils montrent que les paramètres machine, type de buse, calibre et pression ont un impact significatif aussi bien sur la rétention des pesticides que sur les quantités perdues dans l'environnement. Dans nos conditions de travail, la combinaison buse antidérive - calibre 02 - pression 3 bars assure la meilleure rétention et le niveau de pollution environnementale le moins élevé.

Mots clés : Rétention des pesticides, dépôt au sol, artichaut, modélisation, paramètres-machine, conditions météorologiques.

Intervention ergonomique dans le cadre du projet Trajectoires : Comprendre les freins et leviers à la réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires chez les viticulteurs de cœur d'Hérault (résumé court)

Biencourt Mélanie (1), Grimbuhler Sonia (2)

(1) IRSTEA, 361, rue Jean-François Breton 34196 Montpellier, melanie.biencourt@irstea.fr

(2) IRSTEA, 361, rue Jean-François Breton 34196 Montpellier, sonia.grimbuhler@irstea.fr

Contexte

Dans le contexte environnemental actuel, il apparaît primordial de diminuer l'utilisation de produits phytosanitaires potentiellement dangereux pour les populations, les agriculteurs et l'environnement. Le plan Ecophyto, initié en France dès 2008 à la suite du Grenelle de l'Environnement, avait pour objectif de réduire de 50% l'utilisation des produits phytosanitaires dans un délai de dix ans. Le résultat a finalement été moins concluant que prévu puisque le NODU « usages agricoles » (i.e., NOMBRE de Dose Unitaire pour les usages agricoles, indicateur mis en place pour suivre l'évolution de l'utilisation de produits phytosanitaires) a augmenté de 5,8%² entre la période 2011-2012-2013 et la période 2012-2013-2014 et de 9,4% entre 2013 et 2014. L'objectif initial n'ayant donc pas été atteint dans les temps impartis, le plan Ecophyto 2 est instauré depuis 2016 afin de poursuivre cet objectif⁴. Ainsi, on peut noter entre 2015 et 2016, une diminution de 2,6% des quantités de substances actives (QSA) classées « cancérigène, mutagène ou toxique pour la reproduction » (CMR) de catégorie 15.

Dans le cadre de ce plan national, différents projets ont été mis en place, dont le projet Trajectoires, sur lequel porte notre travail.

Objectif :

Le projet Trajectoires vise à identifier les freins et leviers à la réduction de produits phytosanitaires auprès d'agriculteurs de différents domaines agricoles (viticulture, riziculture, oléiculture et arboriculture) de quatre territoires (Beaujolais, Alpilles, Camargues et Cœur d'Hérault). C'est dans ce contexte que nous menons une intervention en ergonomie, sur une population plus ciblée puisque nos enquêtes de terrain se font auprès des viticulteurs du territoire Cœur d'Hérault. Nous mettons au cœur de notre travail l'activité des viticulteurs pour identifier et comprendre quels peuvent être, sur le terrain, les freins potentiels à un changement des pratiques que ce soit au niveau technique ou organisationnel. L'approche ergonomique est une approche centrée facteur humain qui s'intéresse à l'activité de travail et dont l'objectif est d'allier sécurité, santé et performance.

Méthodologie

² En moyenne triennale glissante

³ Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt, (2015) Note de suivi, Tendances du recours aux produits phytosanitaires de 2009 à 2014.

⁴ Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt et Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie, (2015) Plan Ecophyto 2

⁵ Ministère de la transition écologique et solidaire et Ministère de l'Agriculture et de l'alimentation, (2017) Note de suivi 2017, Ecophyto réduire et améliorer l'utilisation des phytos.

Dans un premier temps, un état de l'art est réalisé sur l'utilisation des produits phytosanitaires mais aussi sur des travaux de psychologie sociale et cognitive sur la résistance au changement et les attitudes.

Ensuite, une analyse des processus techniques et des tâches est menée afin d'avoir une représentation de l'activité de travail théorique des viticulteurs.

Suite à ces recherches préalables, des observations sont faites auprès d'une dizaine de viticulteurs du secteur Cœur d'Hérault. Lors de cette phase d'observations exploratoires sur le terrain, nous pouvons confronter le travail dit prescrit (i.e., le travail tel qu'il devrait être fait) à l'activité réelle (i.e., comment le travailleur effectue réellement son travail). Cette démarche permet de mettre en avant un certain nombre de différences, afin d'inviter le travailleur à verbaliser sur sa pratique pour comprendre pourquoi le travail prescrit ne peut être effectué tel qu'il devrait l'être.

Suite à ces premières observations exploratoires, un pré-diagnostic permet de cibler de façon plus précise les points importants à mettre en avant pour faciliter le changement des pratiques des viticulteurs. Des nouvelles observations plus ciblées auprès de ces mêmes viticulteurs et auprès d'autres viticulteurs de Cœur d'Hérault sont ensuite mises en place ainsi que des focus group avec allo/auto confrontation vidéo.

Résultats attendus

Au vu de l'état d'avancement actuel, certains aspects de l'ordre organisationnel semblent pour l'instant privilégiés pour expliquer un certain nombre de freins aux changements des pratiques :

- Les formations actuelles semblent globalement peu utiles et mal perçues du point de vue des viticulteurs.
- Les sources d'informations qu'elles soient sur des nouvelles réglementations, nouvelles techniques pour réduire l'utilisation des produits phytosanitaires etc. sont très nombreuses. La question se pose alors de savoir dans quelle mesure les viticulteurs y ont accès et comment traitent-ils ces informations abondantes ?
- Les différentes institutions et les services/aides qu'elles proposent sont assez peu connus des viticulteurs (e.g., ils ne connaissent pas toujours les aides financières qui existent pour acheter du matériel plus sécurisant pour eux).
- Les médias apparaissent, suite aux premiers terrains, comme un levier potentiel dans l'évolution des représentations et attitudes que peuvent avoir les viticulteurs vis-à-vis des produits phytosanitaires et des effets néfastes qu'ils peuvent avoir sur la santé notamment.

Perspectives

Les remontées du terrain, favorisées par différentes méthodes (focus group, entretiens, analyse de l'activité etc.) nous aideront à mieux comprendre et à mettre en avant un certain nombre d'éléments. Ce qui nous permettra de proposer un ensemble de préconisations et pistes d'actions qui seront co-construites avec les viticulteurs, premiers concernés par les évolutions des pratiques agricoles.

Mise au point sur les traitements chimiques appliqués en cultures maraîchères en Tunisie et calcul des indices de risque (résumé court)

Chaabane Hanène (1), Miladi Leila (2), Bahrouni Hassouna (3), Grünberger Olivier (4)

(1) INAT, Laboratoire Bioagresseurs Protection Intégrée en Agriculture, Département Santé Végétale et Environnement, Institut National Agronomique de Tunisie, Université de Carthage, 1082 Tunis Mahrajène, Tunisie

(2) Société Agronomic Land, Cité Ennasr, Tunisie

(3) INRGREF, Laboratoire de Génie Rural, Institut National de Recherches en Génie Rural Eaux et Forêts, BP 10, rue Hédi Karray El Menzah 4, Tunis, Tunisie

(4) IRD, UMR LISAH (INRA-IRD-SupAgro), Bat 24, 2 place Pierre Viala 34060 Montpellier, France

En Tunisie, les cultures maraîchères occupent une place importante dans le secteur agricole vue la diversité des espèces cultivées et les modes de production. Cependant, ces cultures se trouvent face à l'attaque de plusieurs bioagresseurs et nécessitent des moyens de traitement phytosanitaire. Les agriculteurs interviennent principalement par voie chimique et rarement par les méthodes préventives et/ou curatives biologiques. Divers rapports et constats antérieurs ont montré que les agriculteurs ne respectent pas les Bonnes Pratiques Phytosanitaires (BPP) et ignorent les effets secondaires des pesticides.

Ce travail dresse l'état des lieux des traitements chimiques en cultures de tomate, de pomme de terre et de fraise et tente de comprendre les pratiques adoptées par les agriculteurs. Pour cela, une série d'enquêtes a été réalisée entre 2013 et 2017 (selon la culture) pour évaluer les problèmes phytosanitaires associés à ces cultures ainsi que les produits de protection des plantes appliqués. Les résultats obtenus confirment les constats antérieurs et le non-respect des BPP notamment du point de vue dosage des produits et port des Equipements de Protection Individuelle (EPI).

Quelle que soit la culture, la famille chimique des dithiocarbamates apparaît en tête de liste des fongicides utilisés. Pour les insecticides de synthèse, les organophosphorés ainsi que les pyréthrinoides de synthèse sont largement utilisés par les agriculteurs. Dans le cas des herbicides, les triazinones et les acides aminés dominent par rapport aux urées substituées.

De plus, nous avons calculé les indices de risque, santé et/ou environnement selon le modèle Canadien IRPeQ. Cet outil nous a permis de classer les substances actives et/ou les préparations commerciales selon le risque encouru. Ce classement constituera un outil d'aide au choix des pesticides minimisant ainsi le risque pour la santé et/ou l'environnement. Du point de vue toxicologique, et quelle que soit la culture, les fongicides méfonoxam et chlorothalonil présentent le risque le plus élevé avec respectivement des valeurs de l'IRT = 2304 et 2352,2. D'autre part, le spinosad apparaît comme étant le moins toxique pour l'opérateur avec un IRT = 100.

L'ensemble des informations récoltées (préparations commerciales homologuées, doses, IRE et IRS) a été regroupé dans une base de données destinée principalement aux agriculteurs, premiers utilisateurs des produits phytosanitaires, pour une meilleure gestion des pesticides. La base de données sera hébergée sur le site du Laboratoire de Recherche Bioagresseurs et Protection Intégrée en Agriculture, sur le site de l'INAT : (<http://www.inat.tn/fr/structures-de-recherche/laboratoire-de-recherche/laboratoire-de-recherche-bio-agresseur-et-0>).

Mots clés : Produits phytosanitaires, IRPeQ, IRE, IRT, base de données.

Inventaire des pesticides et leurs impacts sur l'environnement par le calcul de l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) dans la plaine du Gharb -Amont de la Merja Zerga- Zone RAMSAR au MAROC (résumé court)

El Bouzaidi Hind (1), Hafiane Fatimazahra (1), El Idrissi Yahya(1), Fekhaoui Mohammed (1)
(1) Mohammed 5 University, Faculty of Science, Scientific Institute, Biologic Department, RABAT/ MOROCCO,
hind.elbouzaidi89@gmail.com

La zone du Gharb (amont de la Merja Zerga dite zone humide Ramsar depuis 1980) est une zone d'activité agricole très importante, ce qui pourrait l'exposer au risque de contamination et de pollution à la fois de l'air, des eaux et du sol, ainsi qu'elle mettra en péril le système écologique de la zone.

Par ailleurs, l'inventaire et l'analyse des résultats des enquêtes menées au niveau de 100 exploitations bien ciblées, couvrant une superficie de 555 ha et complétés par une enquête auprès de 71 revendeurs de pesticides, ont permis d'une part, de révéler le fort recours aux pesticides en quantité (13,6 kg/ha), et d'autre part, de constater que l'itinéraire technique des cultures à haute valeur ajoutée n'exerce pas forcément une forte pression phytosanitaire sur l'environnement.

En outre, les données collectées nous ont aidés à évaluer par calcul d'indicateur (IFT) la pression sur le milieu tout en analysant les pratiques agricoles propres à chaque culture. Ainsi, les résultats de l'enquête montrent que le bananier est la culture qui subit le plus de traitement phytosanitaire enregistrant un IFT de 38, quant à la consommation totale des pesticides recensés, les orangers ont pris la part du lion par rapport aux autres cultures pratiquées dans la région de l'étude.

Mots clés : Maroc, pratiques agricoles, pesticides, indicateur de fréquence de traitement (IFT), environnement, zone humide.

Spatialisation de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques agricoles en Wallonie (résumé long)

Habran Sarah, Philippart Christelle, Veschkens Mathieu, Remy Suzanne

ISSeP, Institut Scientifique de Service Public, 200 rue du Chéra, 4000 Liège, Belgique – s.habran@issep.be

L'analyse du lien entre l'environnement et la santé est devenue une préoccupation de santé publique. Afin d'évaluer l'exposition de la population aux pollutions environnementales, les pouvoirs publics wallons souhaitent un développement d'outils d'identification des zones géographiques pour lesquelles on observe une surexposition ou une multi-exposition aux substances toxiques et aux nuisances environnementales (Habran et al., 2019).

Dans ce cadre, un indicateur spatialisé de la charge en produits phytopharmaceutiques (PPP) a été développé pour mieux évaluer l'intensité de l'exposition potentielle de la population aux PPP agricoles. En effet, les risques liés à l'émission annuelle de ces produits dans l'environnement suscitent une attention particulière aux niveaux environnemental et sanitaire en Région wallonne (Belgique). Chaque année, d'importantes quantités de PPP sont appliquées par l'intermédiaire des exploitations agricoles et d'autres activités publiques ou privées. De nombreux pesticides se retrouvent ainsi dans l'environnement, et les zones agricoles sont plus touchées (Giusti et al., 2018 ; ISSeP, 2018a). Les voies d'exposition aux PPP sont l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané. Contrairement à l'exposition par l'alimentation et l'eau, l'exposition aérienne est tributaire des usages des pesticides dans l'environnement plus ou moins proche des lieux de vie des populations.

Une revue de la littérature sur les différents indicateurs liés aux PPP en Europe et ailleurs a été réalisée (Atmo Auvergne-Rhône-Alpes, 2017 ; Faust et al., 2017 ; Richardson et al., 2017 ; ISSeP, 2018b ; Kudsk et al., 2018 ; OEHHA, 2018 ; SAHSU, 2019). Après analyse des données disponibles en Wallonie, une première approche a été proposée pour spatialiser les données d'utilisation de PPP sur les parcelles agricoles. Les données d'entrée pour la construction de l'indicateur sont d'une part les quantités de substances actives estimées pour différents types de culture par le réseau d'information comptable agricole wallon, et d'autre part, le parcellaire agricole anonyme (PAA) qui localise l'emprise des parcelles en Wallonie ainsi que la culture qui y est effectuée. Le réseau d'information comptable agricole wallon est capable d'estimer les quantités de PPP utilisées sur les parcelles agricoles pour 12 cultures principales et ce, en fonction de la super-région agricole concernée (Figure 1). Il se base sur un échantillon de référence des fermes wallonnes ayant une taille dite professionnelle (environ 4%) pour lesquelles sont produites les listes des PPP utilisés, leurs quantités, les cultures ayant fait l'objet du traitement ainsi que les surfaces cultivées sous cette culture. Ces données sont ensuite extrapolées à l'ensemble des exploitations agricoles wallonnes en fonction du pourcentage de représentativité de cet échantillon par rapport aux surfaces agricoles utiles (CORDER, 2017).

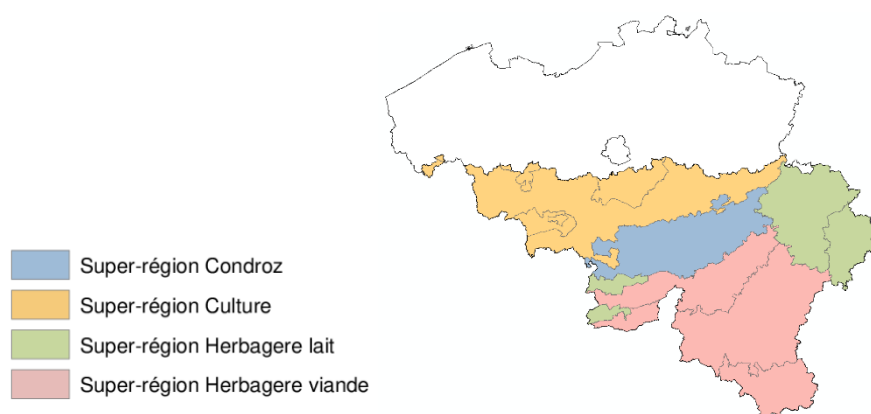


Figure 1 : Carte des super-régions agricoles en Wallonie (Belgique) présentant des techniques agricoles potentiellement variables et pour lesquelles les quantités de PPP sont donc estimées distinctement.

Le tableau 1 synthétise les données annuelles (exemple pour 2017) relatives à la quantité totale de substances actives par culture et par super-région agricole issues du réseau d'information comptable agricole wallon. Les quantités par hectare sont calculées en divisant les quantités totales par les superficies totales pour chaque type de culture et par super-région, en retirant les superficies en agriculture biologique.

Les autres types de cultures (lin, céréales secondaires, jachères, sapins de Noël, etc.) pour lesquels il n'existe pas d'estimation des quantités de PPP se sont vus attribuer une valeur par défaut. Cette valeur correspond à la moyenne des quantités par culture tronquée des deux valeurs extrêmes (à savoir les quantités appliquées dans les prairies pour les valeurs minimum, et dans les vergers pour les valeurs maximum).

Tableau 1 : Quantités de substances actives en kg/ha (2017).

Type de culture	Surface du PAA	Cultures	Condroz	Herbagère viande	Herbagère lait
PRA Prairie	46,2%	0,1	0,0	0,0	0,0
MAI Maïs	7,3%	1,3	1,3	1,3	1,1
ORG Orge	3,7%	2,3	1,9	1,9	2,1
COL Colza	1,4%	1,9	2,0	1,7	1,9
EPE Epeautre	1,4%	2,2	2,0	1,8	1,6
FRO Froment	15,7%	2,7	2,5	2,6	2,1
HAR Haricot	0,3%	2,7	2,7	2,7	2,7
POI Pois	1,0%	3,6	3,6	3,6	3,6
CHI Chicorée	0,7%	4,8	4,8	4,8	4,8
BET Betterave	5,5%	6,6	6,1	5,2	5,2
PDT Pomme-de-terre	5,1%	16,0	15,4	5,8	15,9
VER Verger	0,2%	37,4	42,8	42,8	42,8
NR Autres *	11,5%	4,4	4,2	3,1	4,1

* Lin, légumes (hors pois et haricots de conserve), céréales secondaires, jachères, sapins de Noël, etc. pour lesquels il n'existe pas d'estimation des quantités de PPP appliqués sur ces cultures. Une valeur par défaut (moyenne sans les deux extrêmes) leur a été attribuée. NR : non référencé.

Les parcelles en agriculture biologique ont également été identifiées, soit environ 8% du PAA dont les prairies constituent plus de 80% des parcelles bio. Bien que les quantités de PPP appliquées soient généralement moindres, une parcelle en agriculture biologique peut aussi recevoir des PPP. Dans le cas d'utilisation de composés cuivrés notamment, les quantités pourraient parfois être aussi élevées que dans l'agriculture conventionnelle (règlement CE 834/2007 et arrêté du gouvernement du 11 février 2010). D'après le réseau d'information comptable agricole wallon, aucun PPP n'est appliqué sur les prairies et les cultures d'épeautre en agriculture biologique. A défaut d'information suffisante pour les autres types de cultures, les parcelles restantes en agriculture biologique (environ 1,5% du PAA) se sont vues attribuer les mêmes quantités que les parcelles exploitées de manière conventionnelle.

La spatialisation des données d'utilisation de PPP par type de culture a permis d'obtenir la carte de la charge en PPP agricoles en Wallonie. Les traitements sont réalisés au moyen de logiciels SIG. L'indicateur représente la quantité totale de substances actives en kg par hectare, moyennée sur 3 années de culture (2015, 2016 et 2017) pour tenir compte des rotations (Figure 2).

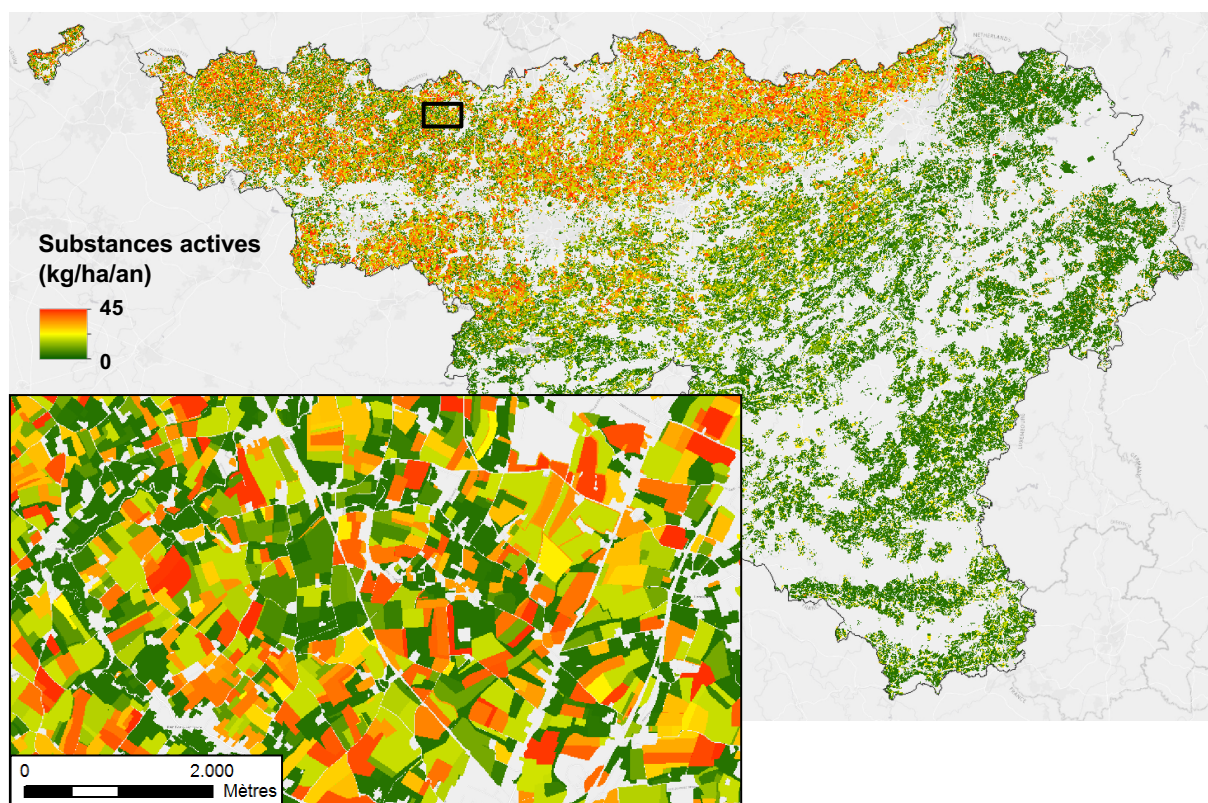


Figure 2 : Carte de la quantité totale de substances actives en kg par hectare, moyennée sur 3 années de culture (2015, 2016 et 2017).

Il s'agit ici d'un indicateur de pression lié aux quantités de PPP agricoles, et non d'un indicateur de risque ou d'une caractérisation de l'exposition multimédia (Caudeville et al., 2019). L'objectif est de développer une approche élémentaire pour évaluer les pressions environnementale et sanitaire liées à la totalité des PPP agricoles épandus et tenir compte de leur effet cocktail potentiel (Rizzati et al., 2016 ; Gamet-Payraastre, 2019). Dans un premier temps, toutes les substances actives ont été considérées sur un même pied, sans sélection ou pondération préalable en fonction de critères de toxicité, de volatilité, d'émission, de persistance ou autre. L'ensemble des PPP a donc été considéré au prorata des quantités estimées, avec les limites que cela comporte. Le choix des critères de sélection ou de pondération constitue une étape complexe, voire sensible, la spatialisation de données par substance ou par catégorie de substances (pondérées ou non) pourra néanmoins être appliquée pour des questions plus spécifiques.

Cette première étude propose donc un indicateur global construit sur base d'estimations de l'utilisation moyenne de PPP par les différentes cultures agricoles en Wallonie. Les populations potentiellement les plus exposées aux PPP agricoles dans l'environnement pourront être identifiées par analyse spatiale, en ciblant notamment des publics vulnérables spécifiques tels que les résidents, les écoles, les crèches et/ou les zones de loisirs. L'analyse et l'interprétation de cet indicateur par unité géographique administrative ou autour de sites spécifiques permettront d'identifier les zones ou les sites de vigilance afin d'y mener une surveillance accrue de l'utilisation réelle en PPP et mettre en œuvre des mesures adéquates pour ces sites si nécessaire. De plus, cela permettra également de conscientiser sur le besoin de données réelles d'utilisation de PPP pour diminuer l'incertitude de l'indicateur. Par ailleurs, la superficie des zones concernées par les mesures de prévention réglementaires (bandes tampons, restrictions horaires, etc.) adoptées par les pouvoirs publics pourra être évaluée. Enfin, des études écologiques géographiques seront menées pour analyser les disparités spatiales de certaines pathologies potentiellement liées à l'exposition aux PPP agricoles.

Références

- Atmo Auvergne-Rhône-Alpes (2017). Estimation des émissions de pesticides vers l'atmosphère en Auvergne-Rhône-Alpes. 41 p.
- Caudeville J., Regrain C., Bonnard R., Lemaire V., Létinois L., Tognet F., Brochot C., Bach V., Chardon K., Zeman F. (2019). Caractérisation de l'exposition environnementale spatialisée à un pyréthrianoïde en Picardie. *Environnement, Risques & Santé* (in press).
- CORDER asbl (2017). Estimation quantitative des utilisations de produits phytopharmaceutiques par différents secteurs d'activité. 169 p.
- Faust J., August L., Bangia K. et al (2017). CalEnviroScreen 3.0: Update to the California Communities Environmental Health Screening Tool Sacramento, CA: Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environmental Protection Agency. 166 p.
- Gamet-Payraastre L. (2019). Impact des mélanges de pesticides. *Innovations Agronomiques* 73, 51-59.
- Giusti A., Pirard C., Charlier C., Petit J. C., Crevecoeur S., Remy S. (2018). Selection and ranking method for currently used pesticides (CUPs) monitoring in ambient air. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 11(4), 385-396.
- Habran S., Crespin P., Veschkens M., Remy S. (2019). Development of a spatial web tool to identify hotspots of environmental burdens in Wallonia (Belgium). *Environmental Science and Pollution Research*, 1-12. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04418-5>
- Institut Scientifique de Service Public, ISSeP (2018a). Benchmarking relatif aux indicateurs de risques en vue de suivre l'évolution des risques sanitaires pour la population wallonne liés aux pesticides. 89 p.
- Institut Scientifique de Service Public, ISSeP (2018b). Projet EXPOPESTEN : Etude sur l'exposition de la population aux pesticides environnementaux, 181 p.
- Kudsk P., Jørgensen L. N., Ørum J. E. (2018). Pesticide Load—A new Danish pesticide risk indicator with multiple applications. *Land Use Policy*, 70, 384-393.
- Office of Environmental Health Hazard Assessment, OEHHA. CalEnviroScreen, <<https://oehha.ca.gov/calenviroscreen>> (consulté le 14 septembre 2018).
- Richardson M. J., Madrigal D. S., Wilkie A., Wong M., Roberts E. (2017). Environmental Health Tracking Improves Pesticide Use Data to Enable Research and Inform Public Health Actions in California. *Journal of Public Health Management and Practice*, 23, S97-S104.
- Rizzati V., Briand O., Guillou H., Gamet-Payraastre L. (2016). Effects of pesticide mixtures in human and animal models: an update of the recent literature. *Chemico-biological interactions*, 254, 231-246.
- Small Area Health Statistics Unit, SAHSU. Environment and health atlas for england and wales - Agricultural pesticides maps, <<http://www.envhealthatlas.co.uk/eha/environmental/Herbicides/>> (consulté le 23 janvier 2019).

Utilisation des pesticides par les agriculteurs de grandes cultures au niveau d'Oued Zarga (Tunisie) (résumé long)

Sarra Marzougui (1), Hanène Chaabane (2), Messaad Khammassi (1), Oussama Khriji (1),
Thouraya Souissi (2)

(1) Institut National Des Grandes Cultures, B.P 120 8170 Bousalem – ingc@ingc.tn

(2) Laboratoire Bioagresseurs et Protection Intégrée en Agriculture, Département Santé Végétale et Environnement, Institut National Agronomique de Tunisie, Université de Carthage, 43 Avenue Charles Nicolle, Tunis 1082 – contact.inat@iresa.agrinet.tn

Introduction

La céréaliculture occupe une place très importante dans l'économie tunisienne, occupant une superficie de près de 1,5 millions d'hectares. Toutefois, les rendements escomptés ne sont malheureusement pas atteints et ceci est dû en partie aux facteurs limitant la production tels que le problème d'adventices et des maladies fongiques, qui deviennent de plus en plus résistantes et difficiles à gérer.

Face à cette situation, les agriculteurs ont de plus en plus recours aux pesticides issus de la synthèse chimique avec le plus souvent une utilisation accrue et non raisonnée. Toutefois, peu d'études ont été menées afin de dresser l'architecture des pratiques phytosanitaires des céréaliculteurs ce qui permettrait de définir les risques sanitaires et environnementaux.

Objectif

L'objectif de ce travail est d'établir un état des lieux de l'utilisation des produits phytosanitaires particulièrement dans les grandes cultures afin d'avoir un schéma général des faiblesses de cette discipline.

Méthodologie

Une enquête a été réalisée auprès de 50 agriculteurs et a porté essentiellement sur l'historique de l'utilisation des pesticides et les pratiques phytosanitaires dans les grandes cultures durant trois campagnes 2016-2017 ; 2017-2018 et 2018-2019. Les informations collectées durant cette enquête tournent autour de l'exploitant (niveau d'instruction, type de formation etc...), l'exploitation (taille, type de culture etc..), les différents types de bio-agresseurs et les principales pratiques phytosanitaires telles que le choix des pesticides, le mode d'utilisation, le nombre de traitement, les moyens de protection lors du traitement, la gestion des conteneurs etc.

Site choisi : Nous avons choisi de travailler lors de cette étude dans le bassin versant de Oued Zarga à vocation céréalière par excellence. En effet, Oued Zarga est une délégation du gouvernorat de Béja surnomé le grenier de l'Ifrikiya grâce à ses terres si fertiles, notamment pour la qualité de la production céréalière (1).

La zone de Oued Zarga est située sur les rives du plus grand barrage de Tunisie, le barrage de « Sidi Salem » qui fait de ce site l'un des principaux sous bassin versant de la rive du Nord alimentant le plus grand bassin versant de la Tunisie : le bassin versant Medjerda. Ce dernier représente 80% du total des ressources en eau (2). De plus, les pratiques phytosanitaires adoptées par les agriculteurs de la zone auront une influence sur la qualité des eaux du barrage qui seront par la suite distribuées comme eau potable et eau d'irrigation pour le nord de la Tunisie jusqu'à la région de Sfax (sud Est de la Tunisie).

Résultats

La première partie de l'enquête s'est intéressée à l'identification des agriculteurs et de leurs exploitations. Concernant la taille des exploitations, les résultats de l'enquête montrent que 76% des

exploitants disposent de moins de 10 ha, alors que les grandes superficies dépassant les 50 ha ne représentent que 18%. Il est important de mentionner que la majorité des grandes exploitations dépassant les 50 ha bénéficient chacune de lots de techniciens, ce qui n'est pas fréquent dans le gouvernorat de Béja, ces derniers étant tous de formation ingénieur ou technicien agronome, de ce fait 22% des agriculteurs enquêtés ont un niveau d'instruction supérieur alors que 72% des exploitants n'ont pas dépassé le niveau primaire. En effet, il est à signaler que le taux d'analphabétisme était de 14%. D'un point de vue mise à niveau, l'enquête a relevé que 36% des agriculteurs enquêtés ont bénéficié d'au moins une formation agricole durant leur vie. Par ailleurs, on constate que le niveau d'expérience dans le domaine des grandes cultures est appréciable, de ce fait 54% des exploitants déclarent qu'ils exercent cette activité depuis plus de 15 ans allant jusqu'à 30 ans d'expérience, alors que seulement 8% déclarent qu'ils exercent cette activité depuis seulement moins de 5 ans.

D'un point de vue assolement, on constate que les principales spéculations cultivées dans cette région sont essentiellement les céréales telles que le blé dur, le blé tendre, l'orge, l'avoine fourragère, et les légumineuses telles que la féverole, le fenugrec et le petit pois. De plus, nous avons noté une nouvelle introduction du colza durant la campagne 2018-2019.

D'un point de vue cortège de bio-agresseurs associés aux cultures sus-citées, les agriculteurs de ce bassin versant se plaignent essentiellement de la rouille (*Puccinia* sp.) et de la septoriose (*Zymoseptoria tritici*) à cause de l'humidité élevée et des températures moyennes particulièrement à la fin du mois du janvier. De plus, ils ont affirmé la résistance du brome (*Bromus diandrus*), du ray-grass (*Lolium rigidum*) et du chrysanthème aux herbicides utilisés depuis plusieurs cycles culturaux.

En effet, l'enquête a révélé que plus de 28% des agriculteurs interviennent avec plus de trois traitements par campagne répartis essentiellement entre herbicides et fongicides et rarement des insecticides. Ainsi, nous avons pu relever l'abondance des substances actives appartenant à la famille des triazoles comme le tebuconazole et l'époxyconazole et les familles chimiques des sulfonilurées, des FOP, des triazines ; des triazolopyrimidines et des benzothiadiazones, comme herbicides.

Le choix des préparations phytosanitaires est basé essentiellement sur l'expérience personnelle (82%), des recommandations des revendeurs (64%), des conseils d'amis et des voisins (32%). Plus de 70% des agriculteurs n'ont jamais entendu parler du guide phytosanitaire distribué gratuitement par l'Association Tunisienne de la Protection des Plantes. Toutefois, on note qu'une proportion non négligeable de 22% des exploitants ayant un niveau supérieur ou secondaire a recours au guide phytosanitaire lors du choix du pesticide. Seulement 14% des agriculteurs enquêtés ont eu recours au choix des produits en se référant aux avertissements des services régionaux de protection des plantes. Cependant, seulement 16% des exploitants visités déclarent avoir bénéficié des services des conseillers auprès des services agricoles publics et privés durant les cinq dernières années.

Tous les agriculteurs déclarent avoir respecté la dose recommandée de chaque pesticide ainsi que les conditions climatiques lors du traitement (notamment le vent). D'un point de vue qualité de l'eau utilisée pour la préparation de la bouillie, 3% des agriculteurs déclarent avoir utilisé l'eau du barrage, 79% des agriculteurs utilisent des eaux de sources naturelles et 18% utilisent leurs propres sources d'eau (sondage ou puits).

Concernant la culture environnementale, l'enquête a révélé une défaillance de ce maillon de la chaîne des pratiques puisque 82% des agriculteurs déclarent avoir rincé et éliminé l'eau de nettoyage de la cuve à côté de la parcelle et 18% dans les cours d'eau.

De plus, nous avons noté l'absence d'une filière de collecte et de recyclage des Emballages Vides des Produits Phytosanitaires (EVPP) considérés comme des déchets dangereux et qui sont jetés dans la nature dans 26% des cas, 48% les incinèrent, et 6% les réutilisent pour d'autres activités domestiques ou autres. Seulement 20% des enquêtés déclarent que les emballages sont collectés depuis la campagne 2018-2019 par des sociétés de recyclage mais très peu d'information précise n'a pu être collectée.

D'un point de vue soucis pour la santé, l'enquête a révélé un non-respect des Bonnes Pratiques Phytosanitaires comme le manque de la protection du visage (46%), le fait de ne pas nettoyer leur

vêtement après le traitement (66%), fumer, boire ou manger au moment du traitement (100%) et le non-port d'une combinaison adéquate (52%).

Conclusion

Cette étude montre l'influence du niveau d'éducation des agriculteurs, le manque de formation et l'absence de vulgarisation sur l'utilisation des pesticides par les agriculteurs et le souci environnemental et sanitaire associé à ces habitudes.

Perspectives

Afin d'étudier l'influence des défaillances des pratiques phytosanitaires sur l'environnement, un échantillonnage régulier de sol ainsi que d'eau de surface du plus grand barrage 'Sidi Salem' est effectué durant les campagnes étudiées.

Références

- Al Bakri, 1913. Description de l'Afrique septentrionale, traduction de William McGuckin de Slane, édition Adolphe Jordan, Alger, 406p.
- Issam Nouiri I., Jeridi A., Ben Abdelmelek M., Chalghoumi N. et Ben Ali H.,2015. Modélisation de la gestion des ressources en eau de surface du bassin Transfrontalier Tuniso-Algérien de la Medjerda sous l'environnement de calcul WEAP(2015), In : EauClimat'2015 , 24 et 25 novembre 2015, Constantine, Algerie.

Etat des lieux des Pesticides Obsolètes au Cameroun (résumé long)

Tarla D.N. (1), Tchamba N.M. (2), Fontem D.A. (1), Baleguel D.P. (3), Baleguel P.N. (3)

(1) Département de Protection des Végétaux, Faculté d'Agronomie et des Sciences Agricoles (FASA), Université de Dschang - Cameroun. E-mail : divine.tarla@univ-dschang.org

(2) Département de Foresterie, FASA, Université de Dschang - Cameroun.

(3) Encadreur Professionnel sur le terrain: Consultant FAO, Yaoundé Initiative Foundation

Introduction

Les pesticides deviennent obsolètes et indésirables lorsqu'ils ne peuvent plus être utilisés aux fins auxquelles ils sont destinés en raison de leur interdiction, en raison de leur impact prolongé sur l'environnement et/ou parce qu'ils ne peuvent pas être utilisés en raison de leur âge, de leur détérioration ou de la modification des spécifications des produits actuellement appliqués (NEPAD, 2003). L'accumulation de stocks a été attribuée aux dons excessifs ou inappropriés de pesticides aux pays en développement, aux achats importants de pesticides par les gouvernements, aux politiques inappropriées, à la mauvaise gestion des stocks, à la réticence à changer et aux retards dans la réception des pesticides (parfois en années). Des produits appropriés sont disponibles dans les pays en développement et les sociétés multinationales en raison des achats excessifs résultant d'un marketing agressif (Haylamicheal et Dalvie, 2009).

Les stocks de pesticides périmés présentent non seulement un risque pour la santé publique, mais peuvent également contaminer les ressources naturelles et entraver le développement socio-économique (NEPAD, 2003; Pidlisnyuk et Stefanovska, 2004). Plus nous attendons pour résoudre le problème avec des mesures efficaces, plus la solution sera coûteuse et difficile. Le scandale alimentaire Nitrofen dans lequel l'Association des Agriculteurs Allemands a subi des dommages directs et indirects dépassant 500 millions d'euros est un bon exemple de problème résultant de pesticides périmés. A moins que des mesures sérieuses ne soient prises rapidement pour résoudre ces problèmes monumentaux par un engagement concerté au niveau international, tout effort retardé ne serait que trop peu, trop tard (Vijgen et Egenhofer, 2009). On estime que 735 400 personnes dans le monde sont touchées chaque année par ces pesticides. Si rien n'est fait pour contrer cette tendance, bon nombre des stocks se retrouveront tôt ou tard dans le sol, dans la nappe phréatique et seront relâchés dans l'atmosphère. Leur rejet dans l'environnement augmente les coûts de nettoyage et multiplie les risques (Dimas, 2007), s'ils ne sont pas encore entrés dans les eaux camerounaises aujourd'hui. Le problème est donc d'une urgence considérable.

Ce travail avait pour objectif général la gestion durable des pesticides obsolètes au Cameroun. Les objectifs spécifiques sont : i) inventorier les pesticides obsolètes et les emballages vides de pesticides au Cameroun, ii) faire une Evaluation des Risques Environnementaux (ERE) pour la gestion rationnelle des pesticides obsolètes, iii) faire un dosage des pesticides et iv) conduire des bioessais des insecticides d'après l'outil de décision FAO.

Matériels et méthodes

De 2009 à 2013, une méthode à double entrée a été utilisée pour l'inventaire. La campagne déclarative a utilisé des formulaires d'enregistrement. L'inventaire direct a été fait à travers des visites des grands magasins de pesticides. Les pesticides périmés, non homologués, frappés par une interdiction ou retirés du marché et les pesticides ayant perdu leurs notices ont été considérés obsolètes. Tous les produits dans les magasins des sociétés publiques et parapubliques, agro-industries et importateurs ont été ciblés.

L'inventaire a porté sur les pesticides obsolètes proprement dits, les emballages vides, des pesticides ainsi que les sols contaminés. Par contre, les pulvérisateurs défectueux, les semences, les engrais et

autres produits chimiques stockés dans le même magasin que les pesticides non pas fait l'objet de cette étude.

Selon la méthode de la FAO, les facteurs de risques des pesticides sont la toxicité (classe), la quantité, la méthode d'entreposage (palette), la sécurisation de ces produits dans le magasin et les conditions de manutention (fuite ou bon état). Les facteurs environnementaux comme la proximité des points d'eau, l'habitation, la possibilité d'une catastrophe naturelle (inondation, éruption, glissement de terrain, feux), les activités agricoles et d'élevages et la biodiversité. Ces facteurs ont été calculés pour chaque magasin par région selon le logiciel PSMS de la FAO.

La méthodologie d'analyse a été développée au laboratoire Hydrochrom à Lagos au Nigeria et en Afrique du Sud. Les échantillons des insecticides ont été collectés avant la sécurisation des pesticides obsolètes et leur efficacité a été évaluée sur les moustiques, vecteurs du paludisme et les mouches noires, vecteurs de l'onchocercose. Les moustiques (*Anopheles gambiae quasimu*) femelles susceptibles âgées de 3 jours ont été collectées tôt le matin par le laboratoire OCEAC à Yaoundé et ont été transportées dans les cages pour effectuer les essais au laboratoire de Yaoundé Initiative Foundation. Les mouches noires (*Simulium damnosum*) ont été testées *in vivo* et *in situ* à Batombe en aval du barrage d'Edéa avec le temephos et le perméthrine.

Pour les moustiques et les mouches noires, la méthode d'Abbott selon laquelle un bioessai est validé uniquement quand le taux de mortalité de témoin est inférieur à 20%. Les taux de mortalité ont été ensuite transformés en probit selon Finney (1971) et les différentes formulations de pesticides ont été comparées à partir de leurs doses létales 50 (DL₅₀).

Résultats

Au total, 3926 sachets (en aluminium) ont été inventoriés composé de sachets de 50g, 75g, 500g et 1000g. Ces sachets portent souvent les formulations en poudre mouillable. Plus de 32431 emballages vides de pesticides ont été inventoriés. Il s'agit des emballages plastiques de 25, 40, 50, 100, 500, 1000, 5000 et 10 000 mL ou des fûts de 25 à 250 litres. La ERE a révélé 138 magasins et 57 sols contaminés donnant un total de 195 sites contaminés dans tout le pays.

En outre, 50% des magasins ont été trouvés près des sources d'eau et des activités humaines. La campagne nationale de sauvegarde et de sécurisation a ciblé les magasins à haut risque et les produits sauvegardés ont été transportés au magasin central d'Edéa.

L'analyse chimique des matières actives des formulations a révélé une conformité acceptable. Les formulations mélangées de 60% de cuivre et de 12% de metalaxyl ont montré une concentration de cuivre variant de 57,20 ±0,01 à 58,48 ±0,01% et le metalaxyl a varié de 11,40±1,76 à 12,08±1,50%.

Les insecticides ont été efficaces contre les moustiques avec un DL₅₀ variant de 0,19 à 1,23 mg/m³. Les insecticides ont été efficaces contre les mouches noires *in vitro* (DL₅₀ = 0,0021 – 0,013 mg/L) et *in situ* (DL₅₀ = 0,0012 – 0,008 mg/L)

Discussions

Les résultats montrent qu'il existe plus de pesticides obsolètes au Cameroun comparé aux estimations des travaux antérieurs. L'article 24 de la loi phytosanitaire N° 2003/003 du 21 avril 2003 interdit la manutention des pesticides obsolètes. L'article 33 de la même loi prévoit une amende de 50000 FCFA contre toutes personnes physiques ou morales qui détiennent ces produits. Ces pesticides obsolètes ont déjà contaminé plusieurs sites à travers la nation. L'analyse chimique a démontré que ces pesticides classés comme obsolètes sont en bon état et les bioessais ont confirmé leurs efficacités. Ainsi, un reconditionnement pour une utilisation future serait souhaitable.

L'utilisation domestique des emballages vides de pesticides est très vulgarisée au Cameroun comme dans d'autres pays en voie de développement. Dans les situations les plus mauvaises, les paysans rincent les emballages une à deux fois et réutilise ces derniers pour boire de l'eau au champ ou cueillir le vin de

palme. Cette pratique est très dangereuse pour la santé des populations. La pauvreté peut être la cause principale de cette action.

La réduction de la quantité des emballages à travers la lutte intégrée, réutilisation des emballages par les sociétés de fabrication des pesticides et le recyclage (communément appelé le principe de 3R) peut réduire l'envergure de ce problème.

Le paludisme et l'onchocercose (cécité des rivières) sont les Maladies Tropicales Négligées (MTN) aussi appelées les maladies de pauvreté. L'Afrique sub-saharienne souffre du paludisme plus que les autres parties du monde. En moyenne, une famille dépense 57000 FCFA par an à Yaoundé pour soigner les cas de paludisme. Les mesures préventives sont les moustiquaires imprégnées avec les insecticides et l'aspersion intradomiciliaire avec les insecticides de la famille des pyréthrinoïdes, carbonates ou organophosphorés.

Le nombre de piqûres de la mouche noire atteint 8000 par homme par jour dans certaines zones du Cameroun. Le taux élevé de piqûres diminue la capacité de travail des agriculteurs et par conséquent la production agricole, l'économie familiale et le bien-être des populations des zones infestées. Afin de diminuer la nuisance et la morbidité causée par la mouche noire et améliorer la productivité, l'utilisation des larvicides comme le temephos et la permethrine est important. Ces deux matières actives sont choisies sur la base qu'ils tuent les larves de la mouche noire mais son impact sur les organismes non ciblés reste négligé.

Vue l'envergure de ce problème, la formation des utilisateurs de pesticides, le contrôle régulier des magasins et l'implémentation de la loi sur les pesticides vont jouer un rôle important pour empêcher une accumulation future. Avec la croissance économique, l'application des pesticides sera réservée aux professionnels comme c'est le cas de tous les pays développés, le contrôle sera alors plus facile.

Conclusions, Recommandations et perspectives

Pendant l'inventaire, 31 045 kits ont été distribués et 543 formulaires ont été remplis pendant la campagne déclarative. Un total de 353 magasins a été visité lors des inventaires directs dans les 10 Régions du Cameroun. Plus de 210 047 kg et 309 521 litres de pesticides obsolètes ont été inventoriés ainsi que 3 926 sachets (en aluminium) ont été inventoriés constitués de sachets de 50, 75, 500 et 1000g. Ces sachets portent souvent les formulations en poudre mouillable. Un total de 32 431 emballages vides de pesticides a été inventorié. Il s'agit des emballages plastiques de 25, 40, 50, 100, 500, 1000, 5000 et 10 000 mL ou des fûts de 25 à 250 litres. La ERE a révélé 138 magasins et 57 sols contaminés donnant un total de 195 sites contaminés dans tout le pays. En outre, 50% des magasins ont été trouvés près des sources d'eau et des activités humaines. La campagne nationale de sauvegarde et de sécurisation a ciblé les magasins à haut risque et les produits sauvegardés ont été transportés au magasin central d'Edéa. L'analyse chimique des matières actives des formulations a révélé une conformité acceptable. Les formulations mélangées de 60% de cuivre et de 12% de metalaxyl ont montré une concentration de cuivre variant de $57,20 \pm 0,01$ à $58,48 \pm 0,01\%$ et le metalaxyl a varié de $11,40 \pm 1,76$ à $12,08 \pm 1,50\%$. Les insecticides ont été efficace contre les moustiques avec un DL_{50} variant de 0,19 à 1,23 mg/m³. Les insecticides ont été efficace contre les mouches noires in vitro ($DL_{50} = 0,0021 - 0,013$ mg/L) et in situ ($DL_{50} = 0,0012 - 0,008$ mg/L).

A la suite de ces travaux, le reconditionnement des pesticides obsolètes pour leur destruction a été recommandé. Par ailleurs, la formation des cultivateurs/utilisateurs est très importante ainsi que la mise sur pied d'un laboratoire national des pesticides. Etant donné que l'incinération des pesticides obsolètes coute énormément cher, les technologies innovantes et moins couteuses telles que le phytobac développé, la biorémediation, la phytorémediation et le compostage amélioré sont en perspective. Même s'il faut utiliser ces technologies, un financement pour un projet de recherche à long terme sera nécessairement couplé à une sensibilisation des utilisateurs.

Références

- Dimas S. 2007. Danger of Obsolete Pesticides. Pp 108-114 In (Wielsaw S.K. ed.) Caution! Dangerous Chemicals, Obsolete Pesticides. Available at: www.ceps.eu/ceps/dld/1663/pdf. Accessed 29th June 2012.
- Haylamicheal I.D. & Dalvie M.A. 2009. Disposal of obsolete pesticides, the case of Ethiopia. *Environm. Int.* 35: 667–673.
- NEPAD. 2003. Action Plan for the Environment Initiative. New Partnership for Africa's Development, Midrand. Available at: http://nepad.org/2005/files/reports/action_plan/action_plan_english2.pdf. Accessed 13th November 2012
- Pidlisnyuk V. & Stefanovska T. 2004. Sustainable agriculture: a New Gender Approach and Challenges for Education. *Econ. Environ. Studies* 6: 311-320.
- Vijgen J. & Egenhofer C. 2009. Obsolete (lethal) Pesticides, a ticking time bomb and why we have to act now. Tauw Group BV. The Netherlands. 28p. Available at: http://www.ihpa.info/docs/library/reports/timeBomb_Obsolete_Pesticides.pdf. Accessed 8th January 2012

Session 2 : Devenir des pesticides dans l'environnement : observation et diagnostic

Présentations orales :

- **Suivis pluriannuels des transferts verticaux de pesticides dans des sols de vallée alluviale en monoculture de maïs irriguée**
Agnan Yannick, Alletto Lionel, Boithias Laurie, Budzinski Hélène, Giuliano Simon, Deswarte Cyrielle, Pelletier Aude
- **Suivi de la multi-contamination en pesticides organiques et inorganiques dans les sols viticoles : évolution des transferts sols-solution pendant une année de culture**
Pierdet Manon, Gaillard Juliette, Quenot Chloé, Bussière Sylvie, Coriou Cécile, Robert Thierry, Le Menach Karyn, Pardon Patrick, Dévier Marie-Hélène, Denaix Laurence, Budzinski Hélène
- **Contamination des eaux en tête de bassin versant en zone rurale agricole de polyagriculture élevage : comparaison entre les pesticides neutres et les pesticides ioniques**
Guibal Robin, Leblanc Julie, Cleries Karine, Brizard Yoann, Lissalde Sophie, Guibaud Gilles
- **Evaluation du rôle des phases dissoutes et particulaires dans la contamination en Chlordécone en rivière**
Samouelian Anatja, Ponchant Lise, Andrieux Patrick, Bajazet Thierry, Crosset Mégane, Nannette Jean-Baptiste, Voltz Marc
- **Mise en évidence d'une dégradation naturelle de la Chlordécone avec libération dans l'environnement de produits de transformation chlorés**
Della-Negra Oriane, Muselet Delphine, Chaussonnerie Sébastien, Mottes Charles, Rangon Luc, Chevallier Marion, Barbance Agnes, Fouteau Stéphanie, Vuilleumier Stéphane, Imfeld Gwenaël, Woignier Thierry, Saaidi Pierre-Loïc, Le Paslier Denis
- **Photodégradation du Mirygalone A, herbicide naturel, cinétique, photoproduits et effet des terpènes**
Khaled Amina, Sleiman Mohamad, Darras Etienne, Bertrand Cédric, Inguibert Nicolas, Richard Claire
- **Estimation du potentiel d'émission des pesticides vers l'atmosphère à partir de leurs propriétés moléculaires avec l'outil TyPol**
Bonnot Kévin, Bedos Carole, Mamy Laure, Bockstaller Christian, Latrille Eric, Patureau Dominique, Rossard Virginie, Servien Rémi, Benoit Pierre

Posters :

- **Photodégradation de deux pesticides commerciaux par le dioxyde de titane : étude d'élimination compétitive**
El Mouraille Nadia, Belmouden Moustapha, Aitichou Yahia
- **A propos d'une méthode cartographique d'identification d'espaces potentiellement pollués par les pesticides. Le cas de l'agriculture intra-urbaine à Yaoundé (Cameroun)**
Branchet Perrine, Borrell-Estupina Valérie, Sebag David, Ngounou Ngatcha Benjamin, Ndam Jules, Remy, Fenet Hélène, Gonzalez Catherine, Cadot Emmanuelle
- **ClimaVista – EtoPhy web : un outil pour gérer l'impact des pratiques phytosanitaires agricoles sur la santé de l'applicateur et l'environnement**
Caubel Julie, Nembrot Isabelle, Arredondo S. Josué, Bromblet Lucas, Ramarohetra Johanna, Gabriac, Denis, Louvet Samuel, Boulanger Jean Philippe, Mghirbi Oussama, Fabre Jacques, Mandart Elisabeth, Le Grusse Philippe
- **Evaluation des indices de risque des principaux insecticides utilisés pour lutter contre le charançon rouge du palmier *Rhynchophorus ferrugineus* sur la base du modèle de l'indicateur de risque des pesticides pour le Québec (IRPeQ)**
Chihaoui-Meridja Sabine, Chaabane-boujnah Hanène, Suma Pompeo, Abess Khaled, La Pergola Alessandra, Chermiti Brahim
- **TROPHY : un outil d'évaluation des risques de contamination des eaux souterraines et superficielles par les produits phytosanitaires en milieu volcanique antillais**
Crevoisier David, Fernandez-Bayo Jesus, Boivin Arnaud, Duboisset Arnaud, Fostier Julien, Rudi Gabrielle, Samouelian Anatja, Voltz Marc
- **Etude de la contamination de l'atmosphère par les pesticides dans une zone agricole**
Decuq Céline, Bedos Carole, Benabdallah Rachid, Esnault Baptiste, Durand Brigitte, Gautier Jean-Luc, Bretagnolle Vincent, Bertrand Colette, Fritsch Clémentine, Benoit Pierre, Pelosi Céline
- **Contamination des sargasses par la Chlordécone : l'autre défi des échouages aux Antilles**
Devault Damien A., Massat Félix, Dupuy Laetitia, Lambourdière Josie, Ménez Florence, Maridakis Clio, Hervé Vincent, Anne Péné-Annette, Trouillefou Malika, Dolique Franck, Lopez Pascal-Jean
- **Caractérisation spatiale de la vulnérabilité des ressources naturelles et gestion des risques de pollution diffuse liés aux pratiques phytosanitaires agricoles**
Grimene Chaima, Mghirbi Oussama, Louvet Samuel, Le Grusse Philippe

- **Influence de l'utilisation des pesticides sur la qualité des ressources en eau dans le département d'Agboville (Sud-Est de la Côte d'Ivoire)**
Orou Kotchi Rodrigue, Ahoussi Kouassi Ernest, Tie Yro Hyacinthe, Tanoh Adjoua Germaine, Soro, Tanina Drissa, Soro Nagnin
- **Suivi des eaux de drainage en contexte très argileux**
Pierlot Frédéric, Schott François-Xavier, Maillet Mezeray Julie, Laflotte Alexandre
- **Analyse des risques de transferts de pesticides en sols et systèmes de culture tropical antillais**
Ponchant Lise, Samouelian Anatja, Andrieux Patrick, Bajazet Thierry, Nannette Jean-Baptiste, Négro Sandrine, Robin Nazaire, Schmitt Chloé, Voltz Marc
- **Le digital au service du diagnostic parcellaire**
Vergonjeanne Hélène, Junger Anaïs, Royal Aurélie
- **Pollutions ponctuelles : une appli pour prévenir les risques**
Vigouroux Ronan, Vergonjeanne Hélène, Garde Philippe, Coudreuse Sylvain, De-Paepe Isabelle, Lagriffoul Arnaud, Goffart Pascal

Suivis pluriannuels des transferts verticaux de pesticides dans des sols de vallée alluviale en monoculture de maïs irriguée (résumé long)

Agnan Yannick (1), Alletto Lionel (2), Boithias Laurie (3), Budzinski Hélène (4), Giuliano Simon (5), Deswarte Cyrielle (5), Pelletier Aude (1)

(1) *Chambre d'Agriculture de l'Ariège, Villeneuve-du-Paréage, France – yannick.agnan@biogeochimie.fr, aude.pelletier@ariege.chambagri.fr*

(2) *Chambre Régionale d'Agriculture d'Occitanie, Castanet-Tolosan, France – lionel.alletto@occitanie.chambagri.fr*

(3) *GET, Université de Toulouse, CNRS, IRD, UPS, Toulouse, France – laurie.boithias@get.omp.eu*

(4) *EPOC, Université de Bordeaux, CNRS, EPHE, Talence, France – helene.budzinski@u-bordeaux.fr*

(5) *AGIR, Université de Toulouse, INRA, INPT, INP-PURPAN, Castanet-Tolosan, France – simon.giuliano@purpan.fr, cyrielle.deswarte@purpan.fr*

La culture de maïs représente un tiers de la surface cultivée dans le département de l'Ariège, soit près de 8 000 ha, sous forme de maïs grain (14%), maïs semence (12%) et maïs ensilage (6%). Le contrôle chimique des bioagresseurs nécessite l'application de pesticides (herbicides, insecticides, fongicides et molluscicides), variable selon la pression de l'année et le type de production (grain, fourrage ou semence). Ceci contribue à la dispersion de substances actives dans l'air, le sol et les eaux naturelles (Lopez et al., 2015 ; Mauffret et al., 2017). Afin de limiter la présence de ces composés dans l'environnement, une réduction des quantités appliquées peut être obtenue par la mise en œuvre de techniques telles que la localisation des traitements sur les lignes de semis accompagnée d'une gestion mécanique des inter-rangs, ou encore par la réduction des doses (à travers une optimisation technique des pulvérisations par exemple). En complément, d'autres pratiques peuvent permettre de limiter la dissipation des pesticides en augmentant les capacités de rétention et de dégradation des sols, par exemple par des amendements organiques (Majumdar et Singh, 2007 ; Fenoll et al., 2014) ou par une réduction du travail du sol afin de maintenir un mulch et la matière organique à la surface du sol (Aslam et al., 2018), et ainsi dynamiser l'activité biologique des sols (Lal, 2015 ; Parihar et al., 2016 ; Parihar et al., 2018). L'objectif de cette étude est d'évaluer l'influence de ces pratiques culturales innovantes sur les quantités et le devenir des pesticides dans les sols agricoles de la plaine alluviale de l'Ariège à partir de mesures in situ dans la solution du sol.

Pour ce faire, six sites d'étude sur sols limono-sableux localisés dans la plaine alluviale de l'Ariège (nord du département de l'Ariège) ont été étudiés pendant quatre années consécutives (2015–2018) : deux en culture de maïs grain et quatre en culture de maïs semence. Sur chaque site, une modalité de référence (MM-REF) a été comparée à deux (maïs grain) ou une (maïs semence) modalités expérimentales afin de tester des leviers d'atténuation des risques de transfert de solutés : une modalité sans labour (MM-NL) et une modalité sans labour avec ajout de matière organique (MM-NLMO) pour les cultures de maïs grain et une modalité avec application localisée d'herbicides sur les rangs de maïs afin de réduire de moitié la dose appliquée pour répondre aux objectifs du plan Ecophyto 2025 (MM-2025) pour les cultures de maïs semence. Pour chaque modalité de 1 ha environ, trois groupes de cinq bougies poreuses en céramique à 50 cm de profondeur ont été répartis spatialement afin de collecter la solution du sol. Un prélèvement au pas de temps mensuel pendant la période culturale a été réalisé, ainsi qu'en période d'interculture entre 2017 et 2018, en ciblant l'ensemble des molécules appliquées (16 herbicides, 6 fongicides, 3 insecticides, 1 molluscicide, 3 métabolites [ESA, OXA et AMPA] et 3 phytoprotecteurs). Au total, 488 échantillons ont été collectés puis analysés par La Drôme Laboratoire.

Les concentrations en pesticides mesurées dans la solution du sol sur l'ensemble des campagnes culturales montrent une gamme très étendue, tant au sein de chaque molécule (facteur moyen > 4 000 entre la concentration la plus élevée et la concentration la plus faible) qu'entre les molécules appliquées (facteur > 1 000 entre la médiane la plus élevée et la médiane la plus faible) pour des gammes de doses appliquées allant de 1,34 à 1 217 g/ha par molécule (Figure 1). Vingt pesticides analysés présentent des concentrations inférieures à la limite de quantification dans plus de la moitié des données. Par ailleurs, cinq pesticides montrent des concentrations pouvant atteindre ponctuellement des valeurs > 10 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (S-métolachlore, mésotrione, azoxystrobine, bentazone et nicosulfuron). Comparés à une étude réalisée de 2006 à 2014 dans les sols agricoles d'Alsace (Koller et al., 2018), les résultats de la présente étude montrent des concentrations supérieures pour la plupart des molécules. L'observation de tels écarts peut résulter de plusieurs facteurs identifiés : différents types de cultures (monocultures vs rotations de cultures), différents dispositifs de bougies poreuses utilisés (implantation verticale à 50 cm de profondeur vs implantation horizontale à 100–120 cm de profondeur), différentes périodes de prélèvements et différents types de sols. En revanche, les données du métaldéhyde et du diméthénamid-P sont relativement similaires entre les deux études. Les gammes de concentrations ne sont pas toujours liées aux doses appliquées : pour des doses similaires, la mésotrione présente des concentrations largement supérieures à celles de la cyperméthrine. Cette différence s'explique par la solubilité supérieure de la mésotrione favorisant sa mobilisation dans la phase aqueuse alors que la cyperméthrine se retrouve fortement adsorbée à la matière organique.

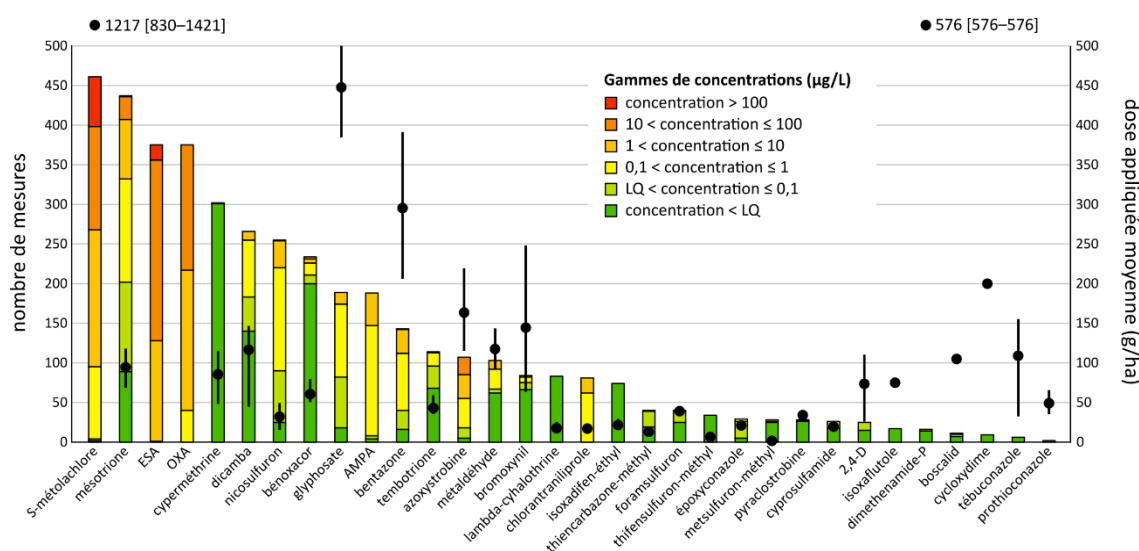


Figure 1 : Nombre de mesures en pesticides par gamme de concentrations (barres colorées) et dose moyenne annuellement appliquée par molécule (ronds noirs) incluant l'écart interquartile.

Pour la plupart des molécules, les concentrations sont largement dépendantes de la durée après dernier traitement, indiquant une dégradation des molécules mères en métabolites comme observé pour le S-métolachlore et le glyphosate et/ou de la dissipation des molécules (transfert vers les eaux de surfaces ou souterraines) avec le temps (Figure 2). Par ailleurs, les concentrations mesurées en période d'interculture (violet sur la Figure 2) et en début de culture avant application (> 200 j) tendent à croître par rapport à celles de fin de culture (< 150 j). Nous suggérons que, pendant la culture estivale, l'évapotranspiration maintient un flux d'eau ascendant limitant le flux descendant, et réduisant donc les fuites de solutés. En fin de cycle, le flux descendant devient dominant (période de recharge des nappes) et les solutés sont alors transférés, le couvert végétal implanté n'étant pas suffisamment développé pour contrebalancer ces mouvements.

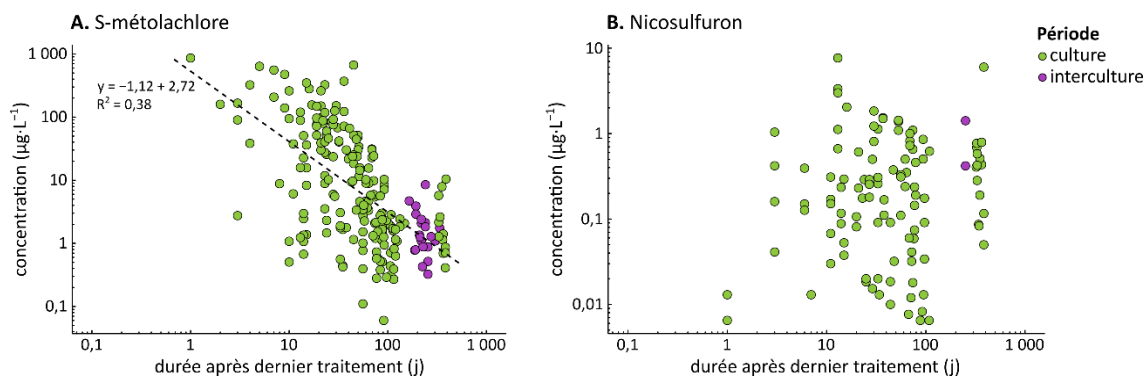


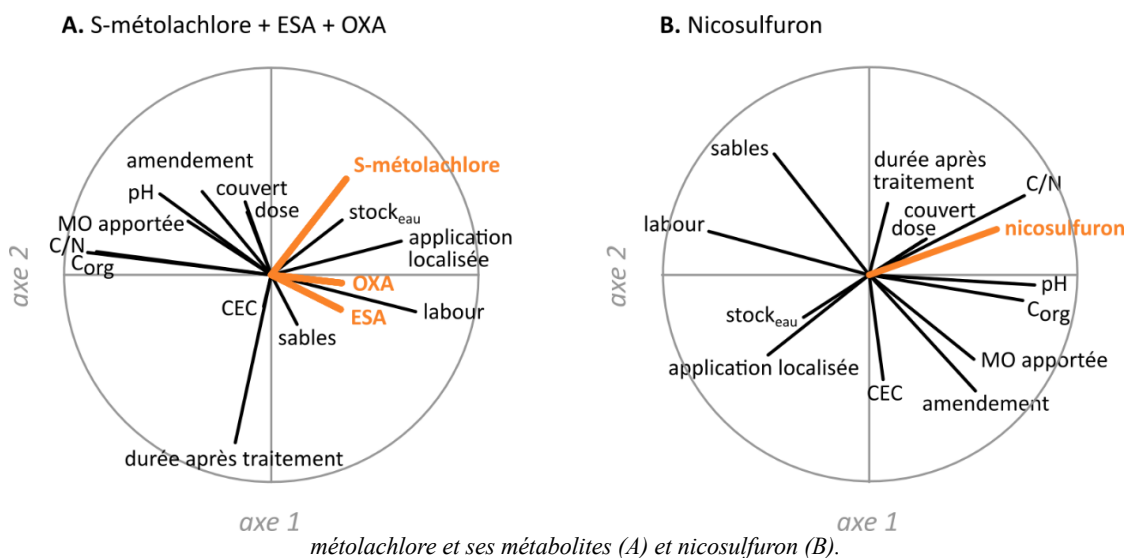
Figure 2 : Concentration en pesticide dans la solution de sol en fonction du nombre de jours après le dernier traitement : S-métolachlore (A) et nicosulfuron (B).

La comparaison directe des concentrations en pesticides mesurées dans la solution du sol n'a pas permis d'observer d'influence des pratiques culturales testées. Les régressions linéaires multiples confirment cette observation. Par ailleurs, les concentrations sont sensiblement différentes entre les sites d'études, ce qui peut s'expliquer en partie par l'influence de variables environnementales (par exemple liées aux paramètres physico-chimiques du sol). Des régressions des moindres carrés partiels ont permis de mettre en évidence des comportements opposés entre deux herbicides appliqués : le S-métolachlore et le nicosulfuron (Figure 3). Outre leur sensibilité à la durée après traitement, les concentrations en S-métolachlore covarient avec le stock d'eau dans le sol, ce qui montre une mise en solution probable de cette molécule lorsque le sol se remplit après précipitations et/ou irrigation, et s'oppose à la matière organique (adsorption et rétention dans le sol). Ce comportement est inversé pour le nicosulfuron présentant une dynamique plus rapide par dissipation et dégradation (Poppell et al., 2002). En effet, le faible KOC du nicosulfuron limite l'adsorption et donc le stockage de cette molécule dans le sol (5e pesticide avec le plus faible KOC sur les 26 pesticides mesurés dans cette étude ; Lewis et al., 2016).

La distribution des concentrations en pesticides dans la solution du sol semble donc principalement guidée par les variables environnementales plutôt que par les pratiques culturales testées. L'hétérogénéité des paramètres physico-chimiques des différentes molécules mesurées permet difficilement d'identifier des pistes universelles pour limiter le transfert des pesticides. L'augmentation des concentrations en période d'interculture nous incite à approfondir l'étude des processus en jeu. Dans l'objectif de recherche d'une conduite des cultures qui permette de limiter les transferts de pesticides, ces résultats font ressortir des pratiques intéressantes : la complémentarité d'outils de désherbage localisé et en plein, les couverts végétaux pour limiter les risques en interculture, la conduite de l'irrigation pour bien gérer le stock d'eau du sol et l'optimisation de la fertilisation pour limiter le développement des adventices. Comme le montre cet essai au champ, la co-construction de ces itinéraires techniques avec les agriculteurs est nécessaire

pour trouver l'optimum entre efficacité environnementale et faisabilité à l'échelle de l'exploitation et de la rotation.

Figure 3 : Régression des moindres carrés partiels pour les concentrations moyennes dans la solution du sol en S-



Références

- Aslam S., Iqbal A., Lafolie F., Recous S., Benoit P., Garnier P., 2008. Mulch of plant residues at the soil surface impact the leaching and persistence of pesticides: A modelling study from soil columns. *Journal of Contaminant Hydrology*, 214, 54-64.
- Fenoll J., Vela N., Navarro G., Pérez-Lucas G., Navarro S., 2014. Assessment of agro-industrial and composted organic wastes for reducing the potential leaching of triazine herbicide residues through the soil. *Science of the Total Environment*, 493, 124-132.
- Koller R., Martin L., Rapp O., 2018. Observatoire des fuites de phytosanitaires sous parcelles agricoles : Synthèse pluriannuelle 2006-2014. Association pour la Relance Agronomique en Alsace, 28 p.
- Lal R., 2015. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability*, 7 (5), 5875-5895.
- Lewis K.A., Tzilivakis J., Warner D.J., Green A., 2016. An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22 (4), 1050-1064.
- Lopez B., Ollivier P., Togola A., Baran N., Ghestem J.P., 2015. Screening of French groundwater for regulated and emerging contaminants. *Science of the Total Environment*, 518-519, 562-573.
- Majumdar K., Singh N., 2007. Effect of soil amendments on sorption and mobility of metribuzin in soils. *Chemosphere*, 66 (4), 630-637.
- Mauffret A., Baran N., Joulain C., 2017. Effect of pesticides and metabolites on groundwater bacterial community. *Science of the Total Environment*, 576, 879-887.
- Parihar C.M., Yadav MR., Jat S.L., Singh A.K., Kumar B., 2016. Long term effect of conservation agriculture in maize rotations on total organic carbon, physical and biological properties of a sandy loam soil in north-western Indo-Gangetic Plains. *Soil and Tillage Research*, 161, 116-128.
- Parihar C.M., Jat S.L., Singh A.K., Datta A., Parihar M.D., 2018. Changes in carbon pools and biological activities of a sandy loam soil under medium-term conservation agriculture and diversified cropping systems. *European Journal of Soil Science*, 69 (5), 902-912.
- Poppell C.A., Hayes R.M., Mueller T.C., 2002. Dissipation of nicosulfuron and rimsulfuron in surface soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 50 (16), 4581-4585.

Suivi de la multi-contamination en pesticides organiques et inorganiques dans les sols viticoles : évolution des transferts sols-solution pendant une année de culture (résumé long)

Manon Pierdet^{1,2}, Juliette Gaillard¹, Chloé Quenot², Sylvie Bussière², Cécile Coriou², Thierry Robert², Karyn Le Menach¹, Patrick Pardon¹, Marie-Hélène Dévier¹, Laurence Denaix² et Hélène Budzinski¹

(1) Université de Bordeaux-CNRS, EPOC-LPTC, UMR 5850, Talence, France

(2) INRA de Bordeaux-ISPA, UMR 1391, Villenave d'Ornon, France

Mots clés : solution de sol ; pesticides ; cuivre ; viticulture ; évolution temporelle ; disponibilité

Introduction

La viticulture est l'une des cultures les plus consommatrices de pesticides en France, plus particulièrement de fongicides. Ces apports réguliers peuvent entraîner une contamination des écosystèmes à long terme et impacter la faune et la flore. Dans le but de mieux prévoir le devenir des pesticides et leur impact, il est important d'étudier les différents processus qui contribuent à leur rétention ou à leur mobilité dans les sols. Cette mobilité est contrôlée par les mécanismes d'échange sol-solution. Ceux-ci sont généralement étudiés en laboratoire, en conditions contrôlées. Concernant le cuivre, certaines études montrent que les pratiques agricoles vont influencer la composition de la solution de sol. La plupart des articles expliquent les variations de composition de la solution de sol par la matière organique dissoute (Djae et al., 2017 ; Romkens et al., 1999). Les amendements organiques augmentent la matière organique dissoute ce qui favorise la mobilité du cuivre dans la solution de sol (Cambier et al., 2014 ; Tella et al., 2016). Il est également connu que le pH va influencer la solubilité des contaminants (Sauvé et al., 2000). La température peut également influencer la solubilité de certains métaux tels que le cadmium (Cornu et al., 2008) au cours du temps.

Dans le cas des pesticides organiques, leur persistance, leur bioaccumulation et la phase dans laquelle ils vont préférentiellement se concentrer dépendent de leurs propriétés physico-chimiques propres. Ainsi, selon leur solubilité et leur coefficient de partage carbone organique/eau (Koc), les pesticides vont se répartir plus ou moins entre la phase solide et la phase liquide (Barriuso et al., 1996).

Parmi les facteurs influençant la mobilité, la température a un rôle important : une augmentation de la température entraîne une plus grande solubilité de certaines molécules pouvant alors exacerber le lessivage (Castillo et Torstensson, 2007 ; Flores et al., 2009). En revanche, la littérature n'est pas homogène sur l'effet du carbone organique dissous (COD). Certaines études montrent que le COD n'a que très peu d'effet sur les phénomènes de désorption des pesticides qui sont contrôlés principalement par leur affinité pour la phase solide du sol (Bailey et White, 1964 ; Spark et Swift, 2002). En revanche, d'autres montrent que les complexes pesticides-matière organique dissoute favorisent la solubilisation des pesticides organiques (Prado et al., 2014 ; Yue et al., 2017 ; Wu et al., 2018). De façon à apporter des connaissances supplémentaires en lien avec cette question de partition, cette présente étude vise donc à évaluer l'évolution in-situ de la concentration en pesticides dans la solution du sol au cours du temps.

Matériels et méthodes :

Présentation du site d'étude

Le site d'étude est le bassin versant des Souches dans la commune de Marcillac (45°16'17.8"N 0°31'25.1"W) et situé dans le Blayais en Gironde (33). Ce site a été sélectionné dans le

cadre du projet PHYTOCOTE pour son occupation principalement viticole afin d'éviter toute autre source de contaminants.

Pour l'étude de l'évolution des transferts sol-solution des contaminants au cours du temps, 4 parcelles ont été suivies. 2 luvisols et 2 podzosols, avec des concentrations en cuivre allant de 15 à 197 mg/kg et montrant une grande diversité de pesticides organiques dans les sols, ont été sélectionnés (Tableau 1).

Parcelle	Age viticole	pH	Cu total (mg/kg)	Hydroxy-terbutylazine (LQ : 0,5 ng/g)	Bénelaxyl (LQ : 0,1 ng/g)	Spiroxamine (LQ : 0,01 ng/g)	Corga (g/kg)	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)
D04	15	7,4	15.6	0,6	0,6	0,6	12,0	5,5	14,3	80,2
D02	> 70	5,3	100.5	3,6	0,1	0,01	4,9	4,7	15,3	80,0
D07	> 70	6,8	197.2	1,8	3,0	0,2	8,4	3,6	11,1	85,3
D13	>70	6,5	161.0	2,7	1,0	0,1	6,4	7,1	37,8	55,1

Tableau 1 : Caractéristiques des 4 parcelles choisies pour le suivi des solutions de sol.

Démarche d'échantillonnage

Les parcelles ont été équipées de sondes de température et de bougies poreuses en acier inoxydable afin de récupérer la solution du sol permettant des analyses à la fois de pesticides organiques et de cuivre. Les solutions de sol sont récupérées toutes les 2 semaines si les conditions d'humidité le permettent. L'humidité et la température du sol sont mesurées à chaque prélèvement. Chaque échantillon de solution est conditionné en 3 aliquotes : dix millilitres à minima congelés pour l'analyse des pesticides organiques, un millilitre acidifié à 2% d'HN03 pour l'analyse du cuivre et cinq millilitres conservés à l'obscurité à 4°C pour l'analyse du carbone organique dissous et du pH.

Techniques d'extractions des pesticides organiques

Les échantillons sont extraits sur phase solide à l'aide de cartouche oasis HLB 30 mg 6cc. Après percolation de l'échantillon sur la cartouche, les composés d'intérêt sont élués avec du méthanol puis l'extrait est reconcentré jusqu'à 100 microlitres.

Analyses chimiques

Pour le dosage du cuivre, les échantillons acidifiés sont analysés à l'aide d'un ICP-AES.

Pour le dosage des pesticides organiques, les extraits sont analysés en mode positif en LC-MS/MS avec une colonne chromatographique C18 kinetex selon deux méthodes analytiques (Tableau 2).

Temps (min)	%A	%B
0	100	0
14	0	100
15	0	100
17	100	0
19	100	0

Tableau 2 : Gradient pour le dosage des pesticides organiques avec soit 1) %A : Eau + 0.1 % acide acétique + 5mM acétate d'ammonium et %B : Méthanol ; soit 2) %A : Eau + 0.1 % acide formique + 5mM acétate d'ammonium et %B : Méthanol + 0.1 % acide formique.

Des développements analytiques ont été réalisés afin d'optimiser les limites de quantification des composés. Ainsi pour les 90 molécules analysées dans les solutions de sols, 90% ont des limites de quantification inférieures au nanogramme par litre.

Résultats et discussion :

Sur les 90 molécules recherchées, 49 ont pu être quantifiées dans les eaux de sol, toutes également retrouvées dans la phase solide des sols. Il apparaît une variabilité très importante de la concentration des contaminants en solution au cours du temps, avec une concentration en cuivre atteignant 1,4 mg/L, et un facteur de variation pouvant aller jusqu'à 15 entre la concentration la plus faible et la plus forte retrouvées pour une même parcelle. La variation temporelle au sein d'une même parcelle est plus importante que la variation inter-parcelle à une même date de prélèvement.

Concernant les pesticides organiques, trois fongicides (dimétomorphe, métalaxyl et béalaxyl) et un métabolite d'herbicide historique rémanent (hydroxy-terbutylazine) ont été retrouvés dans 100% des échantillons des eaux de sol et de sols, montrant ainsi une dynamique annuelle des échanges sol-solution. La concentration maximale peut atteindre 5 µg/L dans le cas du dimétomorphe. Pour une même molécule, un facteur de variation allant jusqu'à 500 peut être observé entre les concentrations les plus faibles et les plus fortes au sein d'une même parcelle. Ces variations sont elles aussi plus importantes que les variations inter-parcelles à la même date.

Lien des pics de contamination avec les périodes d'épandage :

Il peut être observé un pic de cuivre en solution juste après l'épandage de cuivre (Figure 1). Ces pics sont variables selon les parcelles et sont plus importants au niveau des parcelles les plus contaminées mais aussi au niveau des parcelles les plus acides. Ainsi la parcelle D02, 2 fois moins contaminée en cuivre que la D07 mais ayant un pH à 5,3 contre 6,8, présente une augmentation de cuivre en solution 4 fois plus importante que la parcelle D07. Il en est de même pour certaines molécules organiques telles que le béalaxyl et la spiroxamine qui montrent respectivement une augmentation de leur concentration de l'ordre de 3,5 et 17 en solution après période de traitement puis des valeurs de concentrations qui redescendent assez rapidement aux valeurs moyennes rencontrées au cours de l'année.

Lien des pics de contamination avec la température :

Lien température – matière organique dissoute

Un des premiers pics de contamination se produit à la toute fin de l'hiver en mars lorsque l'on observe une ré-augmentation de la température dépassant les 10 degrés (Figure 2). Parallèlement, une augmentation des concentrations de carbone organique dissous, de cuivre en solution mais aussi de certaines molécules organiques comme par exemple l'hydroxy-terbutylazine est observée. L'hypothèse avancée pour expliquer ce phénomène est une reprise de la minéralisation de la matière organique par les microorganismes du sol à la fin de l'hiver lorsque les températures redeviennent propices à leur

fonctionnement. La température est le facteur principal jouant sur la minéralisation de la matière organique (Prado et al., 2014 ; Yue et al., 2017 ; Wu et al., 2018 ; Muskus et al., 2019). La matière organique dissoute semble faciliter ainsi le passage en solution des contaminants (Cambier et al., 2014 ; Chen et al., 2019 ; Tella et al., 2016).

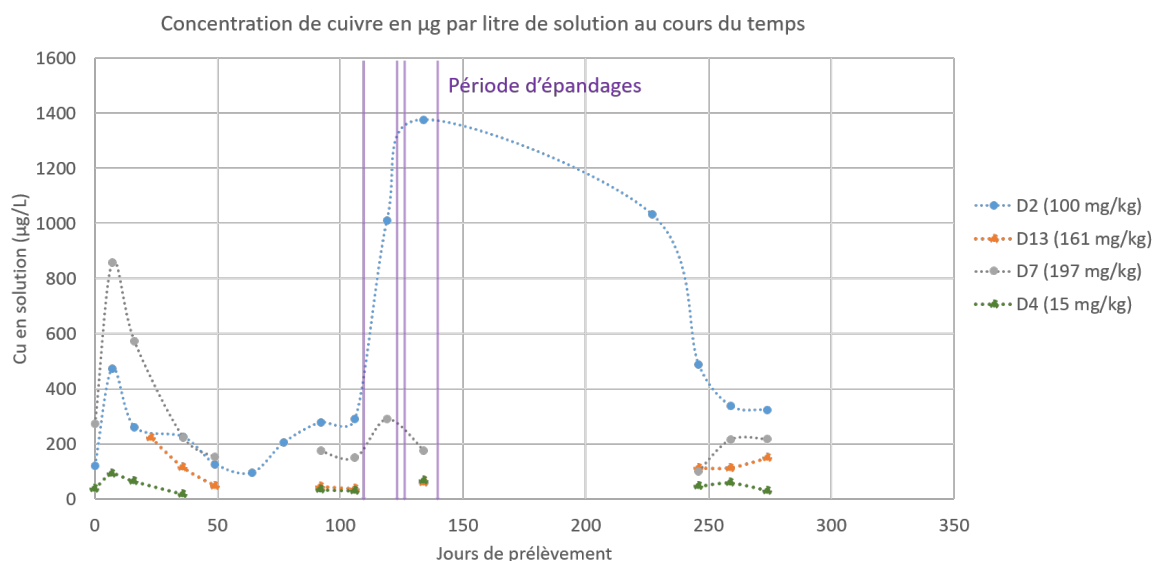


Figure 1 : Evolution du cuivre en solution au cours d'une année de culture – mise en évidence de l'augmentation du cuivre en solution en lien avec l'épandage.

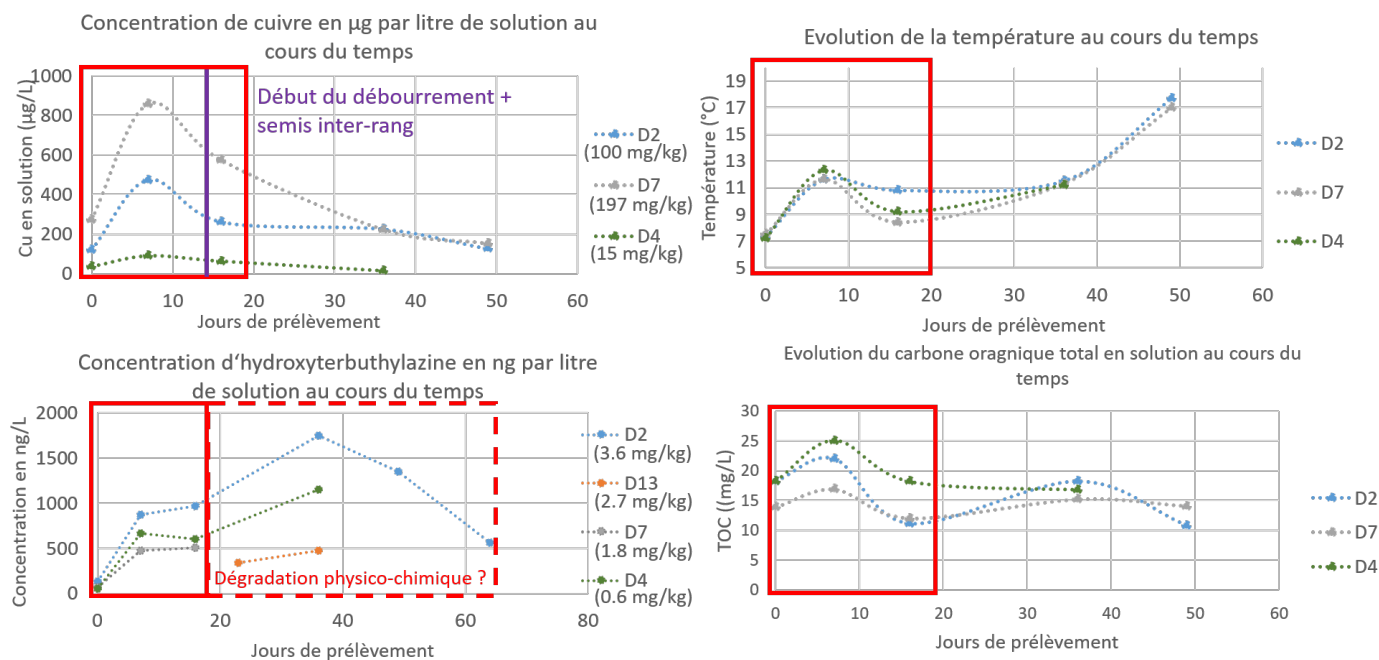


Figure 2 : Comparaison et mise en relation de l'évolution de la température du sol, du carbone organique total dissous (TOC), du cuivre et de l'hydroxy-terbutylazine en solution au cours du temps.

Lien température – pH

Un autre phénomène observable sur une des parcelles est la corrélation entre le pH et le taux de contaminants en solution (Figure 3). Cette parcelle préalablement identifiée comme très acide (pH à 5,3) est la seule sur laquelle cette corrélation est visible. En effet, lorsque le pH diminue, la concentration en cuivre mais également en hydroxy-terbutylazine augmente en solution. Cela s'explique par une

augmentation des ions H⁺ qui viennent préférentiellement se fixer sur les sites de fixation des différents constituants de la phase solide du sol et ainsi libèrent les contaminants fixés sur ces sites. Il est possible de noter que cette diminution importante de l'ordre de 3 unités pH se produit lors de l'augmentation des températures.

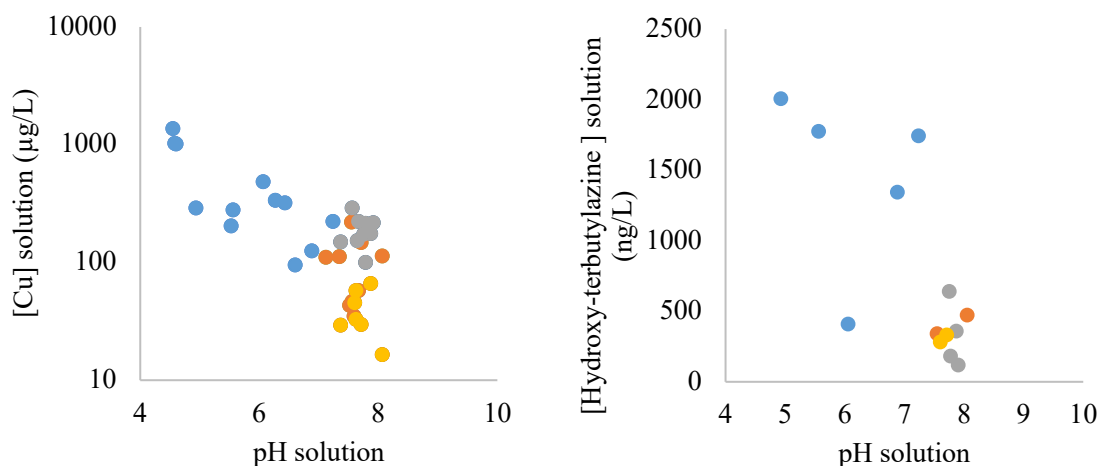


Figure 3 : Comparaison et mise en relation de l'évolution de la température du sol, du pH de la solution, du cuivre et de l'hydroxy-terbutylazine en solution au cours du temps.

Conclusion et perspectives

Cette étude a été mise en place dans le but d'évaluer les variations temporelles de contaminants en solution. Elle permet de mieux comprendre la dynamique des échanges sol – solution de sol sur une année de culture. Un des résultats les plus importants de cette étude est la variabilité très forte des concentrations des contaminants en solution au cours du temps, pouvant atteindre 1,4 mg/L pour le cuivre et 5 µg/L pour le diméthomorphe. Un autre fait marquant est que cette variation temporelle au sein d'une même parcelle est plus importante que la variation inter-parcelle à une même date de prélèvement.

Ces variations semblent fortement influencées par les conditions météorologiques telles que la pluviométrie et la température ainsi que par les périodes de traitement. De plus, certaines molécules filles, issues de molécules mères interdites depuis plus de 15 ans, restent parmi les plus fréquemment retrouvées et aux concentrations les plus importantes, comme c'est le cas de l'hydroxy-terbutylazine présentée ici. Les concentrations sont retrouvées avec une variation non négligeable dans le temps malgré leur non utilisation actuelle.

Cette étude met donc en avant une variation annuelle très importante à prendre en compte pour mieux appréhender les transferts des contaminants mais également leur toxicité en lien avec les phénomènes de biodisponibilité potentiels associés à ces transferts. Elle constitue ainsi un premier état des lieux de ces échanges sur une année complète de culture.

Remerciements

Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet PhytoCOTE avec le soutien financier de l'ANR dans le cadre du programme investissement d'avenir au sein du Laboratoire d'Excellence COTE (ANR-10-labx-45), de la Région Nouvelle-Aquitaine et de l'Union européenne (projet CPER A2E). L'Europe s'engage en Nouvelle-Aquitaine avec le fonds européen de développement régional (FEDER). Nous remercions Francis Macary et Nawel Aouadi (ETBX-Irstea) pour le travail d'enquêtes réalisé sur site.

Références

- Bailey, G.W., White, J.L., 1964. Soil-pesticide relationships, adsorption and desorption of organic pesticides by soil colloids, with implications concerning pesticide bioactivity. *J. Agric. Food Chem.* 12, 324–332. <https://doi.org/10.1021/jf60134a007>
- Barriuso, E., Calvet, R., Schiavon, M., Soulas, G., 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols. Transformations et dissipation. Le sol, un Patrim. menacé? Paris, 24 Octobre 1996 3, 279–296.
- Cambier, P., Pot, V., Mercier, V., Michaud, A., Benoit, P., Revallier, A., Houot, S., 2014. Impact of long-term organic residue recycling in agriculture on soil solution composition and trace metal leaching in soils. *Sci. Total Environ.* 499, 560–573. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2014.06.105>
- Castillo, M.D.P., Torstensson, L., 2007. Effect of biobed composition, moisture, and temperature on the degradation of pesticides. *J. Agric. Food Chem.* 55, 5725–5733. <https://doi.org/10.1021/jf0707637>
- Chen, C.H., Liu, P.W.G., Whang, L.M., 2019. Effects of natural organic matters on bioavailability of petroleum hydrocarbons in soil-water environments. *Chemosphere* 233, 843–851. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.202>
- Cornu, J.Y., Denaix, L., Schneider, A., Pellerin, S., 2008. Temporal variability of solution Cd²⁺ concentration in metal-contaminated soils as affected by soil temperature: Consequences on lettuce (*Lactuca sativa* L.) exposure. *Plant Soil* 307, 51–65. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9580-x>
- Djae, T., Bravin, M.N., Garnier, C., Doelsch, E., 2017. Parameterizing the binding properties of dissolved organic matter with default values skews the prediction of copper solution speciation and ecotoxicity in soil. *Environ. Toxicol. Chem.* 36, 898–905. <https://doi.org/10.1002/etc.3622>
- Flores, C., Morgante, V., González, M., Navia, R., Seeger, M., 2009. Adsorption studies of the herbicide simazine in agricultural soils of the Aconcagua valley, central Chile. *Chemosphere* 74, 1544–1549. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.10.060>
- Li, F.B., Li, X.M., Zhou, S.G., Zhuang, L., Cao, F., Huang, D.Y., Xu, W., Liu, T.X., Feng, C.H., 2010. Enhanced reductive dechlorination of DDT in an anaerobic system of dissimilatory iron-reducing bacteria and iron oxide. *Environ. Pollut.* 158, 1733–1740. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.11.020>
- Muskus, A.M., Krauss, M., Miltner, A., Hamer, U., Nowak, K.M., 2019. Effect of temperature, pH and total organic carbon variations on microbial turnover of 13 C 315 N-glyphosate in agricultural soil. *Sci. Total Environ.* 658, 697–707. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.195>
- Prado, B., Duwig, C., Hidalgo, C., Müller, K., Mora, L., Raymundo, E., Etchevers, J.D., 2014. Geoderma Transport , sorption and degradation of atrazine in two clay soils from Mexico: Andosol and Vertisolfile:///C:/Users/mpierdet/Downloads/1-s2.0-S0929139317300598-main.pdf file:///C:/Users/mpierdet/Downloads/1-s2.0-S0048969715302874-main.pdf file: *Geoderma* 232–234, 628–639. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.06.011>
- Romkens P. A4 - Hoenderboom, G. A4 - Dolfing, J., P.A.-R., 1999. Copper solution geochemistry in arable soils: field observations and model applications. *J. Environ. Qual.* v. 28, 776-783–1999 v.28 no.3. <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800030007x>
- Sauvé, S., Hendershot, W., Allen, H.E., 2000. Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: Dependence on pH, total metal burden, and organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 34, 1125–1131. <https://doi.org/10.1021/es9907764>
- Spark, K.M., Swift, R.S., 2002. Effect of soil composition and dissolved organic matter on pesticide sorption. *Sci. Total Environ.* 298, 147–161. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.11.006>
- Tella, M., Bravin, M.N., Thuriès, L., Cazevieille, P., Chevassus-Rosset, C., Collin, B., Chaurand, P., Legros, S., Doelsch, E., 2016. Increased zinc and copper availability in organic waste amended soil potentially involving distinct release mechanisms. *Environ. Pollut.* 212, 299–306. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.077>
- Wu, D., Yun, Y., Jiang, L., Wu, C., 2018. Influence of dissolved organic matter on sorption and desorption of MCPA in ferralsol. *Sci. Total Environ.* 616–617, 1449–1456. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.169>
- Yue, L., Ge, C.J., Feng, D., Yu, H., Deng, H., Fu, B., 2017. Adsorption–desorption behavior of atrazine on agricultural soils in China. *J. Environ. Sci. (China)* 57, 180–189. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.11.002>

Mise en évidence d'une dégradation naturelle de la chlordécone avec libération dans l'environnement de produits de transformation chlorés (résumé long)

Della-Negra Oriane (1), Muselet Delphine (1), Chaussonnerie Sébastien (1), Mottes Charles (2), Rangon Luc (2), Chevallier Marion (1), Barbance Agnès (1), Fouteau Stéphanie (1), Vuilleumier Stéphane (3), Imfeld Gwenaël (4), Woignier Thierry (2), Saaidi Pierre-Loïc (1), Le Paslier Denis (1)

(1) *Génomique Métabolique, Genoscope, Institut François Jacob, CEA, CNRS, Univ Évry, Université Paris-Saclay, 2 rue Gaston Crémieux 91057 Evry – plsaaidi@genoscope.cns.fr; denis@genoscope.cns.fr*

(2) *Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE), Aix Marseille Université, CNRS, IRD, Avignon Université and IRD, UMR IMBE, Campus Agro Environnemental Caraïbes B. P., 214 Petit Morne 97235 Le Lamentin, Martinique*

(3) *Génétique Moléculaire, Génomique, Microbiologie (GMGM), Université de Strasbourg, UMR 7156 CNRS, 28 rue Goethe 67000 Strasbourg*

(4) *Laboratory of Hydrology and Geochemistry of Strasbourg (LHyGeS), Université de Strasbourg, UMR 7517 CNRS/EOST, 1 rue Blessig 67084 Strasbourg*

La chlordécone (C₁₀Cl₁₁O₂H₂) est un insecticide organochloré classé parmi les Polluants Organiques Persistants, qui a massivement été utilisé aux Antilles Françaises de 1972 à 1993 (Lesueur-Jannoyer et al., 2016). Son utilisation extensive et sa persistance entraînent aujourd'hui de graves problèmes de santé publique (augmentation des risques de cancer, effet sur le développement cognitif et moteur des enfants, naissances prématurées) (ANSES, 2017 ; Deloumeaux et al., 2017 ; Gely-Pernot et al., 2018 ; Multigner et al., 2018) et socio-économiques (disparition de certaines activités professionnelles, disparition des filières courtes d'approvisionnement) (Lesueur-Jannoyer et al., 2016). Jusqu'à présent, la chlordécone était considérée comme non-dégradable dans l'environnement, de par les quantités importantes encore retrouvées de nos jours dans les sols (0-15 mg/kg de sol sec) et la quasi-absence de produits dérivés de la chlordécone dans les sols (seuls le chlordécol et la 8-monohydrochlordécone, contaminants connus des formulations commerciales de la chlordécone, avaient été détectés à des concentrations nettement inférieures à celle de la chlordécone) (Fernández-Bayo et al., 2013 ; Devault et al., 2016 ; Lesueur-Jannoyer et al., 2016). Dans ce contexte, la persistance de la chlordécone dans les parcelles contaminées avait été estimée pour durer des dizaines voire des centaines d'années (Cabidoche et al., 2009).

Néanmoins, plusieurs études ont mis en évidence qu'une dégradation microbienne de la chlordécone était possible (Orndorff et Colwell, 1980 ; George et Claxton, 1988 ; Jablonski et al., 1996 ; Chaussonnerie, Saaidi, Eugarte et al., 2016 ; Chevallier et al., 2018) et aboutissait à la formation de plusieurs produits de transformation chlorés dont notamment des hydrochlordécones et des polychloroindènes en anaérobiose (Chaussonnerie, Saaidi, Eugarte et al., 2016; Chevallier et al., 2018). L'utilisation d'outils complémentaires de chimie analytique appliqués à des cultures microbiologiques et des microcosmes a permis la constitution d'une bibliothèque de produits de transformation (PTs) de la chlordécone. La structure chimique de la plupart d'entre eux a pu être élucidée en couplant diverses techniques analytiques (LC-MS, GC-MS, RMN) et dérivatisations chimiques. Ces PTs ont été regroupés en 5 familles : les hydrochlordécones (A), les polychloroindènes (B), les acides polychloroindénecarboxyliques (C), les polychloroindénecarboxylates de méthyle (D) et les polychloroindénecarboxylates d'éthyle (E) (Chevallier, Della-Negra et al., 2019). De telles transformations étant possibles au laboratoire, la question du potentiel de dégradation des sols Antillais s'est posée. Plusieurs échantillons environnementaux martiniquais ont été analysés afin de rechercher la présence d'éventuels PTs de la chlordécone. Les PTs de la bibliothèque ont servi pour cela de standards analytiques.

Les échantillons environnementaux choisis pour l'étude proviennent de 2 andosols, 2 nitisols, 2 ferralsols, 2 cendres et ponces, 2 échantillons de sédiments provenant de la baie du Galion, de l'eau de la baie et de la rivière du Galion (Martinique). Une double analyse GC-MS et LC-HRMS a été réalisée sur l'ensemble de ces échantillons après acidification et extraction au dichlorométhane. L'identification et l'estimation des niveaux de contamination des échantillons en PTs ont été effectuées à partir des standards synthétisés chimiquement. Parmi ces différents échantillons, trois sols (andosol, nitisol, ferralsol) ont été inoculés dans un milieu minéral (MM6, Chaussonnerie, Saaidi, Eugarte et al., 2016), en anaérobiose, pour évaluer la capacité de ces sols à transformer la chlordécone.

Les résultats de cette étude montrent une présence systématique de PTs de la chlordécone dans tous les échantillons historiquement contaminés par ce pesticide. Comme on peut le voir dans la figure 1, on retrouve jusqu'à 17 PTs parmi ceux précédemment identifiés. Parmi les hydrochlordécones (famille A) c'est le PT A1 (10-monohydrochlordécone) qui est majoritaire dans les nitisols et les andosols à des niveaux bien supérieurs à A2 (8-monohydrochlordécone) détecté dans les précédentes études (Devault et al., 2016) et retrouvé uniquement dans certains échantillons dans notre cas. Concernant les autres types de PTs, il faut noter la présence systématique du PT B1 (2,4,5,6,7-pentachloroindène) dans tous les échantillons et ce à des niveaux similaires voire supérieurs à ceux de la chlordécone (de l'ordre du mg/kg de sol frais). On peut également identifier plusieurs représentants de la famille C (acides polychloroindènedicarboxyliques) dont certains ne possèdent plus que deux atomes de chlores (C7-C8). Alors qu'aucun polychloroindènedicarboxylate de méthyle n'est visible, deux polychloroindènedicarboxylates d'éthyle (E1-E2) sont retrouvés dans les échantillons d'eau de rivière. La présence du chlordécol dans tous les échantillons de sol contaminés par la chlordécone n'est pas étonnante puisque ce composé est une impureté présente dans la formulation commerciale de la chlordécone (Le Déaut et Procaccia, 2009), néanmoins la présence d'un monohydrochlordécol dans les andosols et les nitisols attesterait d'une potentielle dégradation de cette impureté (Chevallier, Della-Negra et al., 2019).

Afin de confirmer ces résultats, des microcosmes ont été réalisés en utilisant 3 sols (nitisol, ferralsol, andosol) supplémentés d'un milieu minéral MM6 (Chaussonnerie, Saaidi, Eugarte et al., 2016) et de chlordécone, en anaérobiose. Dans les 3 cas, une transformation quasi-complète de la chlordécone a été observée au bout de quelques semaines avec l'apparition concomitante du PT B1. Cette expérience confirme que chacun des trois types de sol martiniquais possèdent bel et bien une capacité intrinsèque à dégrader la chlordécone (Chevallier, Della-Negra et al., 2019).

Nos résultats modifient fondamentalement la vision de la pollution par la chlordécone aux Antilles : une dégradation naturelle est bien opérante et conduit à la libération dans l'environnement de quantités significatives de PTs, en particulier le 2,4,5,6,7-pentachloroindène (B1). Ceci remet en question le paradigme communément admis de la persistance de la chlordécone à l'échelle de dizaines voire centaines d'années et soulève de nombreuses questions concernant ces PT du point de vue de leur propre persistance et de leur toxicité.

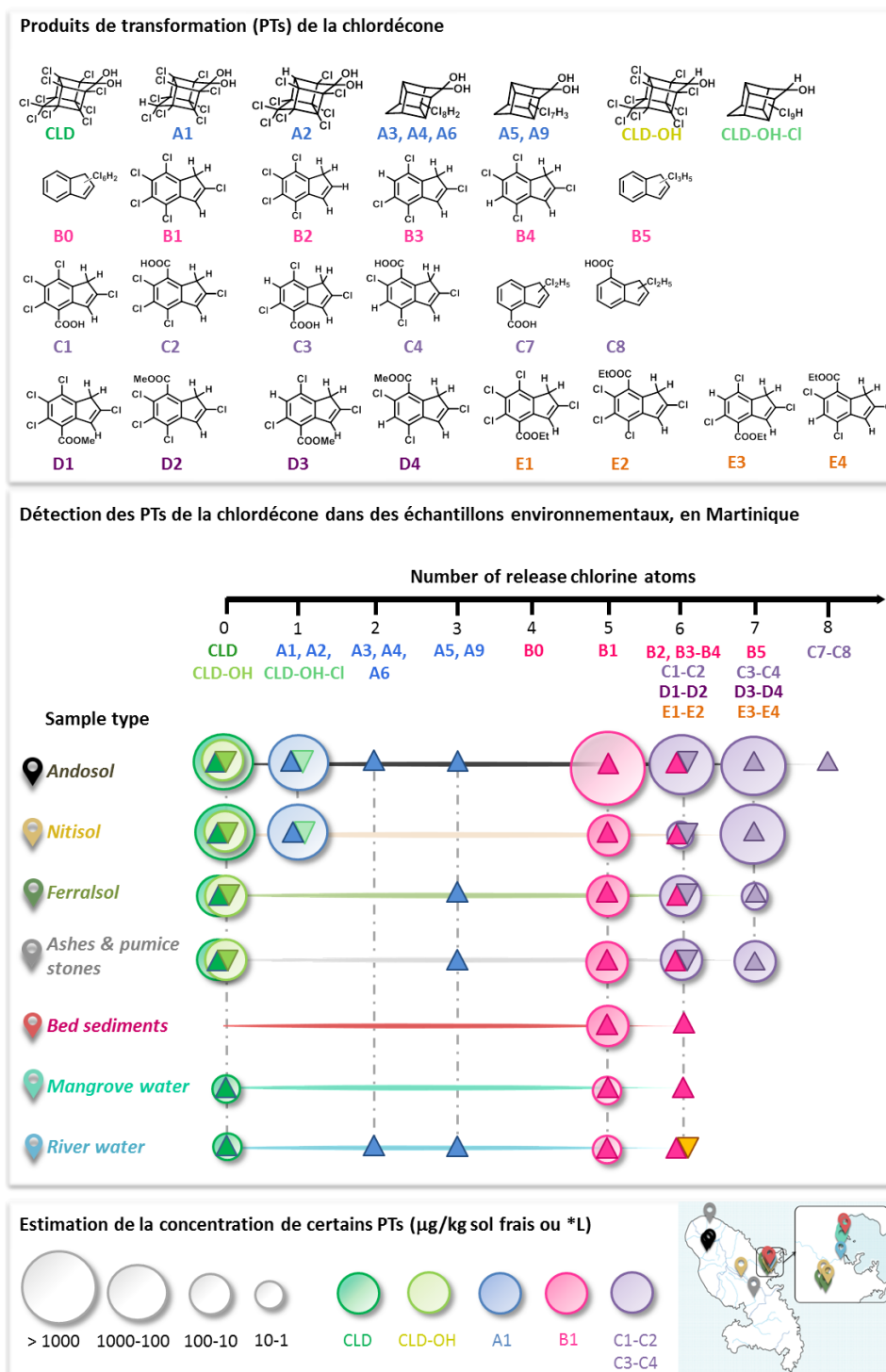


Figure 1 : Structure des produits de transformation de la chlordécone et état des lieux de leur présence/absence dans les différents échantillons environnementaux analysés. La concentration des PTs principaux a été estimée et est représentée par les cercles de couleurs.

Références

ANSES, 2017. Exposition des consommateurs des Antilles au chlordécone, résultats de l'étude Kannari, ANSES, Maisons-Alfort, 202 p.

- Cabidoche YM., Achard R., Cattan P., Clermont-Dauphin C., Massat F., Sansoulet J., 2009. Long-term pollution by chlordecone of tropical volcanic soils in the French West Indies: a simple leaching model accounts for current residue. *Environmental Pollution*, 157, 1697-1705.
- Chaussonnerie S., Saaidi PL., Ugarte E., Barbance A., Fossey A., Barbe V., Gyapay G., Bruls T., Chevallier M., Couturat L., Fouteau S., Muselet D., Pateau E., Cohen GN., Fonknechten N., Weissenbach J., Le Paslier D., 2016. Microbial Degradation of a Recalcitrant Pesticide: Chlordecone. *Frontiers in microbiology*, 7 (2025), 1-12.
- Chevallier M., Della-Negra O., Chaussonnerie S., Barbance A., Muselet D., Lagarde F., Darii E., Ugarte E., Lescop E., Fonknechten N., Weissenbach J., Woignier T., Gallard J-F., Vuilleumier S., Imfeld G., Le Paslier D., Saaidi P-L., 2019. Natural chlordecone degradation revealed by numerous transformation products characterized in key French West Indies environmental compartments. *Environmental Science & Technology*, in press.
- Chevallier ML., Cooper M., Kummel S., Barbance A., Le Paslier D., Richnow HH., Saaidi PL., Adrian L., 2018. Distinct Carbon Isotope Fractionation Signatures during Biotic and Abiotic Reductive Transformation of Chlordecone. *Environmental Science & Technology*, 52, 3615-3624.
- Deloumeaux J., Bhakkan B., Eyraud R., Braud F., Manip M'Ebobisse N., Blanchet P., Brureau L., 2017. Prostate cancer clinical presentation, incidence, mortality and survival in Guadeloupe over the period 2008-2013 from a population-based cancer registry. *Cancer causes & control : CCC*, 28, 1265-1273.
- Devault DA., Laplanche C., Pascaline H., Bristeau S., Mouvet C., Macarie H., 2016. Natural transformation of chlordecone into 5b-hydrochlordecone in French West Indies soils: statistical evidence for investigating long-term persistence of organic pollutants. *Environmental Science and Pollution Research International*, 23, 81-97.
- Fernández-Bayo JD., Saison C., Voltz M., Disko U., Hofmann D., Berns AE., 2013. Chlordecone fate and mineralisation in a tropical soil (andosol) microcosm under aerobic conditions. *The Science of the Total Environment* 463-464, 395-403.
- Gely-Pernot A., Hao C., Legoff L., Multigner L., D'Cruz SC., Kervarrec C., Jegou B., Tevosian S., Smagulova F., 2018. Gestational exposure to chlordecone promotes transgenerational changes in the murine reproductive system of males. *Scientific Reports*, 8 (10274), 1-18.
- George SE., Claxton LD., 1988. Biotransformation of chlordecone by *Pseudomonas* species. *Xenobiotica; the Fate of Foreign Compounds in Biological Systems*, 18, 407-416.
- Jablonski PE., Pheasant DJ., Ferry JG., 1996. Conversion of Kepone by *Methanosarcina thermophila*. *FEMS Microbiology Letters*, 139, 169-173.
- Le Déaut JY., Procaccia C., 2009. Les impacts de l'utilisation de la chlordécone et des pesticides aux Antilles: bilan et perspectives d'évolution. Office Parlementaire d'Evaluation des Choix Scientifiques et Technologiques, Paris, 487 p.
- Lesueur Jannoyer M., Cattan P., Woignier T., Clostre F., 2016. Crisis management of chronic pollution: contaminated soil and human health, éditions CRC Press, Boca Raton, États-Unis, 290 p.
- Multigner L., Costet N., Monfort C., Blanchet P., Kadhel P., Bataille H., Cordier S., 2018. Chlordécone : un perturbateur endocrinien emblématique affectant les Antilles françaises. *Bulletin Epidémiologique Hebdomadaire*, 22-23, 480-485.
- Orndorff SA., Colwell RR., 1980. Microbial transformation of kepone. *Applied and Environmental Microbiology*, 39, 398-406.

Photodégradation du myrigalone A, herbicide naturel : cinétique, photoproduits et effet des terpènes (résumé court)

Khaled Amina (1), Sleiman Mohamad (1), Darras Etienne (1), Bertrand Cédric (2)(3),
Inguibert Nicolas (2), Richard Claire (1)

(1) Université Clermont Auvergne, CNRS, SIGMA Clermont, Institut de Chimie de Clermont-Ferrand, F-63000 Clermont-Ferrand, France

(2) USR 3278 CRIOBE, PSL Research University, EPHE-UPVD-CNRS, Université de Perpignan Via Domitia, Laboratoire d'Excellence « CORAIL ». Bâtiment T, 58 avenue P. Alduy, 66860 Perpignan, France.

(3) AkiNaO SAS, F-66860 Perpignan, France

Face aux problématiques environnementales, de nouvelles stratégies de protection des cultures, basées sur l'utilisation de biopesticides peu toxiques tentent d'émerger [1]. Certaines plantes comme le *Myrica gale* peuvent supprimer la germination et le développement des plantes concurrentes par effet allélopathique en produisant des métabolites secondaires. Le constituant principal de cette plante est la myrigalone A, une molécule tricétonique qui se trouve à la surface des feuilles et des fruits et constitue environ 40% de l'exsudat. Une variété de terpènes comme les pinènes, la germacrone et l'eucalyptol sont également présents dans l'huile extraite des feuilles et des fruits du *Myrica gale*. Il a été démontré que la myrigalone A présente des propriétés herbicides et pourrait être potentiellement allélochimique [2]. La présence de ce composé sur les organes de la plante exposés au soleil pose la question de son devenir et du rôle éventuel de ses photoproduits dans les propriétés herbicide et allélochimique [3].

L'objectif de ce travail a été d'étudier la phototransformation de la myrigalone A et d'identifier les photoproduits, y compris les volatils. Pour être plus proche des conditions réelles, l'effet de deux terpènes (eucalyptol et germacrone) sur la cinétique de photodégradation de la myrigalone A a aussi été déterminé. Les expériences ont été menées sur de la myrigalone A pure et sur des extraits naturels des feuilles de *Myrica gale* contenant un mélange de myrigalone. Les irradiations ont été menées dans un réacteur fermé hermétiquement afin de prélever la solution et le solide ainsi que la phase gazeuse et les photoproduits ont été analysés par HPLC-HRMS et GC-MS.

Les résultats montrent que la vitesse de phototransformation de la myrigalone A dans l'eau est assez rapide ($t_{1/2} = 4$ h) et conduit à la formation de nombreux photoproduits. L'irradiation en phase solide est également rapide. Dans ce cas, plusieurs composés volatils ont été détectés (benzaldéhyde, acétophénone, acide acétique entre autres). L'addition des terpènes réduit la vitesse de photodégradation de la myrigalone A qui de son côté accélère la photo-oxydation des terpènes. Ceci indique que la présence des terpènes sur les feuilles permet de prolonger la durée de vie de la myrigalone A très photosensible tout en générant des produits d'oxydation des terpènes.

Remerciements

Nous remercions l'Agence française pour la biodiversité pour le financement du projet « Desherbal » et son soutien financier au poste de post-doctorat d'Amina Khaled.

Références

- [1] D.K. Owens, N.P.D. Nanayakkara, F.E. Dayan, F.E. In planta mechanism of action of leptospermane: impact of its physico-chemical properties on uptake, translocation, and metabolism. *J. Chem. Ecol.* 39, 262 (2013).
- [2] J. Popovici, C. Bertrand, D. Jacquemoud, F. Bellvert, M.P. Fernandez, G. Comte, F. Piola, An allelochemical from *Myrica gale* with strong phytotoxic activity against highly invasive *Fallopia bohemica* taxa. *Molecules* 16, 2323 (2011).
- [3] A. Trivella, M. Stawinoga, F. E. Dayan, C.L. Cantrell, P. Mazellier, C. Richard, Photolysis of natural α -triketonic herbicides in water. *Water Res.* 78, 28 (2015).

Estimation du potentiel d'émission des pesticides vers l'atmosphère à partir de leurs propriétés moléculaires avec l'outil TyPol (résumé long)

Bonnot Kévin (1, 3), Bedos Carole (1), Mamy Laure (1), Bockstaller Christian (2), Latrille Eric (3), Patureau Dominique (3), Rossard Virginie (3), Servien Rémi (4), Benoit Pierre (1)

(1) ECOSYS, INRA-AgroParisTech-Université Paris-Saclay 78850 Thiverval-Grignon – kevin.bonnot@inra.fr, carole.bedos@inra.fr, laure.mamy@inra.fr, pierre.benoit@inra.fr

(2) LAE, Université de Lorraine, INRA, 28 rue de Herrlisheim 68000 Colmar – christian.bockstaller@inra.fr

(3) LBE, Université de Montpellier, INRA, 102 avenue des Etangs 11100 Narbonne – kevin.bonnot@inra.fr, dominique.patureau@inra.fr, eric.latrille@inra.fr, virginie.rossard@inra.fr

(4) InTheRes, INRA, 23 chemin des Capelles 31076 Toulouse – remi.servien@inra.fr

Introduction

Pendant et après le traitement des cultures, une partie des pesticides apportés peut atteindre l'atmosphère par dérive lors de l'application, par volatilisation à partir de la surface du sol et des plantes et par érosion éolienne (Guiral et al., 2016). Dans l'atmosphère, les pesticides peuvent être dégradés et/ou transportés à plus ou moins longues distances. Ils peuvent aussi entraîner une contamination différée d'écosystèmes non cibles par exposition aux concentrations ambiantes ou suite à des dépôts atmosphériques secs ou humides. Le suivi et l'évaluation des risques de contamination de l'air par les pesticides est cependant une problématique récente et la connaissance approfondie des mécanismes de transfert des pesticides vers l'atmosphère est nécessaire.

Depuis le début des années 2000, les différentes AASQA (Association Agréée de Surveillance de la Qualité de l'Air), localisées dans de nombreuses régions en France, ont commencé à suivre les concentrations en substances actives dans l'air. Ces concentrations sont de l'ordre de quelques pg.m⁻³ à plusieurs ng.m⁻³, voire µg.m⁻³ à proximité des zones de traitement ANSES (2017).

Cependant, compte tenu de la diversité des molécules et des milieux, il est impossible de réaliser de manière exhaustive des mesures pour caractériser le comportement des composés au cas par cas. Il faut donc disposer d'outils prédictifs (Berthod et al., 2017). Parmi les outils existants, TyPol (Typology of Pollutants) a été récemment développé pour classer des contaminants organiques en fonction de leur structure moléculaire et des propriétés directement liées à des processus d'intérêt (devenir dans l'environnement, effets écotoxicologiques) (Servien et al., 2014).

Dans ce contexte, l'objectif de ce travail a consisté à améliorer la compréhension et la prédiction du potentiel d'émission des pesticides vers l'atmosphère par volatilisation à l'aide de TyPol. Les résultats obtenus avec TyPol sont comparés à des mesures de concentrations dans l'air réalisées in situ et aux résultats obtenus avec l'indicateur I-Phy Air 2 (Bockstaller et al., 2007) dans le cadre du projet RePP'AIR dans lequel s'insère ce travail.

Matériels et Méthodes

Ce travail s'est intéressé à 178 substances actives, sélectionnées parce qu'elles ont été identifiées comme substances prioritaires à suivre par l'ANSES (2017) et/ou parce qu'elles sont détectées de manière récurrente dans l'air en France et notamment dans trois régions françaises représentant des contextes agricoles contrastés (cf. ci-dessous).

TyPol (Servien et al., 2014) (Figure 1) a été utilisé pour explorer les relations entre le potentiel d'émission de ces pesticides par volatilisation et différents descripteurs moléculaires (masse molaire, nombre d'atomes, moment dipolaire, énergie des orbitales...).

Une première analyse portant sur le potentiel d'émission global (i.e. sans distinction de la nature de la

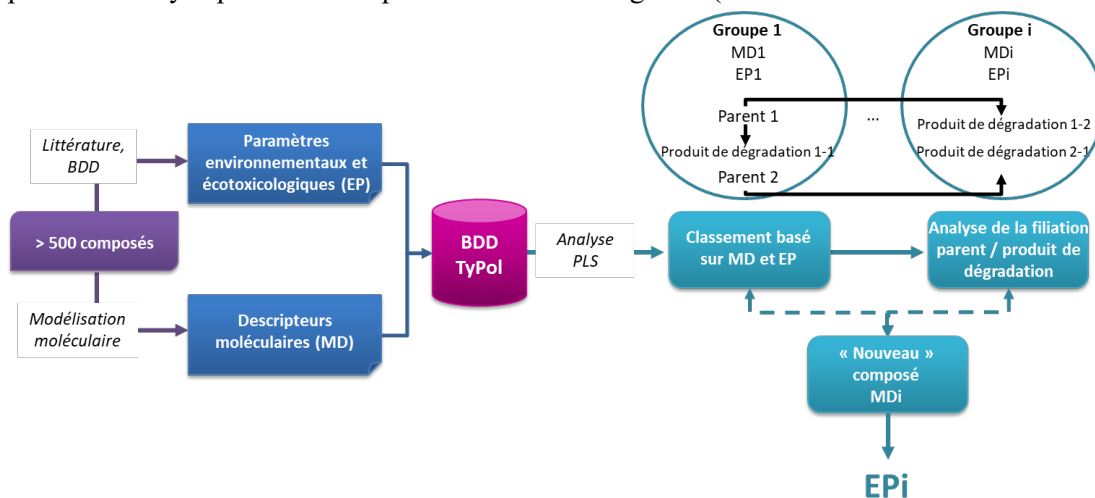


Figure 1- Représentation schématique de TyPol (d'après Servien et al., 2014).

surface traitée) a été effectuée en prenant en compte les paramètres environnementaux suivants : constante de Henry (KH), pression de vapeur (Pvap), coefficient d'adsorption rapporté à la teneur en carbone organique du sol (Koc), coefficient de distribution octanol-eau (Kow), solubilité dans l'eau (Sw) et durée de demi-vie de dégradation dans le sol (DT50).

Pour caractériser le potentiel d'émission des pesticides à partir d'un couvert végétal spécifiquement, une seconde analyse a été réalisée avec TyPol en tenant compte uniquement des paramètres ayant une influence sur la volatilisation des pesticides à partir du couvert végétal : Pvap, Sw et Kow (Bedos et al., 2002). Le Koc et la DT50 ne sont pas pris en compte car ils sont caractéristiques de la matrice du sol et la constante de Henry, qui est le ratio entre la pression de vapeur et la solubilité, serait un paramètre redondant.

Les potentiels d'émission donnés par TyPol ont été ensuite comparés à des concentrations en pesticides mesurées dans l'air de trois régions françaises par les AASQA : Alsace (céréales/polycultures) (Personnic, 2017), Charente (vignobles) (Delaune, 2017), Lorraine (grandes cultures) (Von Kerssenbrock, 2017) dans le cadre du projet RePP' AIR. Ces régions ont été choisies car elles permettent de couvrir différents types de cultures et donc différentes pratiques agricoles, en particulier celles liées aux traitements phytosanitaires.

Enfin, les résultats obtenus avec TyPol ont été comparés à ceux de l'indicateur I-Phy Air 2 (Bockstaller et al., 2008) qui prend en compte les pratiques agricoles (dose d'application, date d'application...), en plus des propriétés physico-chimiques des pesticides (notamment KH, Koc, DT50). Cet indicateur repose sur des règles de décision et de la logique floue.

Résultats et discussion

Analyse du potentiel d'émission global

Le classement des 178 molécules avec TyPol a conduit à 6 groupes différents (Figure 2). Les groupes 1 et 3 se distinguent par leurs pressions de vapeur ainsi que leurs constantes de Henry faibles. Le groupe 1 possède aussi les K_{ow} et K_{oc} les plus élevés. Le groupe 3 a une solubilité dans l'eau très importante. A priori, ces groupes (1 et 3) possèdent donc un risque faible d'émission par volatilisation dans l'atmosphère. Le groupe 2 est caractérisé par les pesticides ayant les P_{vap} les plus élevées, mais aussi des solubilités élevées. Le groupe 5 possède des composés avec des P_{vap} et des solubilités importantes, donc des faibles constantes de Henry. L'estimation du potentiel d'émission global des composés de ces deux groupes (2 et 5) est complexe et doit tenir compte du support d'application (sol ou plante). Enfin, le groupe 4 possède des valeurs de P_{vap} et de K_H moyennes. Les molécules de ce groupe ont par ailleurs un K_{ow} important, indiquant qu'elles sont susceptibles de s'accumuler facilement dans des organismes vivants ou des constituants organiques.

Les descripteurs moléculaires ont permis de discriminer les molécules très halogénées du groupe 6. D'autre part, le moment dipolaire discrimine les molécules du groupe 3 qui sont aussi les molécules les

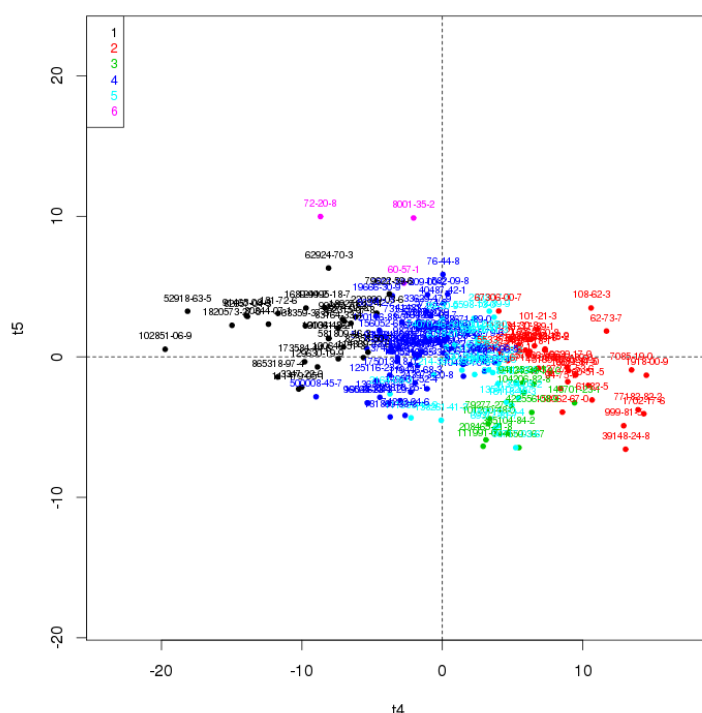


Figure 2 - Classification, avec TyPol, de 178 pesticides en fonction de leurs descripteurs moléculaires et de 6 paramètres (K_H , P_{vap} , S_w , K_{ow} , K_{oc} , $DT50$), sur les deux principales composantes de la PLS (t_4 , t_5) - Analyse du potentiel d'émission global.

plus solubles. Cette analyse a permis de distinguer certaines familles de molécules selon les descripteurs et/ou les paramètres comportementaux. Les principaux paramètres caractérisant le caractère volatil d'une molécule sont la pression de vapeur et la constante de Henry. D'après FOCUS (2008), une molécule est volatile lorsque sa pression de vapeur est supérieure à 10^{-4} Pa (volatilisation à partir d'un sol nu) et 10^{-5} Pa (à partir d'un couvert végétal). En revanche, le CORPEN (2007) stipule que la constante de Henry explicite mieux la volatilisation car elle prend en compte la solubilité dans l'eau. Cette première analyse, qui ne considère pas le support de volatilisation, permet une estimation du potentiel d'émission global des pesticides.

Analyse du potentiel d'émission à partir du couvert végétal

Cette analyse (Figure 3) permet de mettre en évidence des groupes contenant des pesticides présentant un risque de transfert vers l'atmosphère (groupes 2, 4 et 6) et des pesticides présentant un risque plus faible par rapport au potentiel d'émission à partir de la plante (groupes 3 et 5).

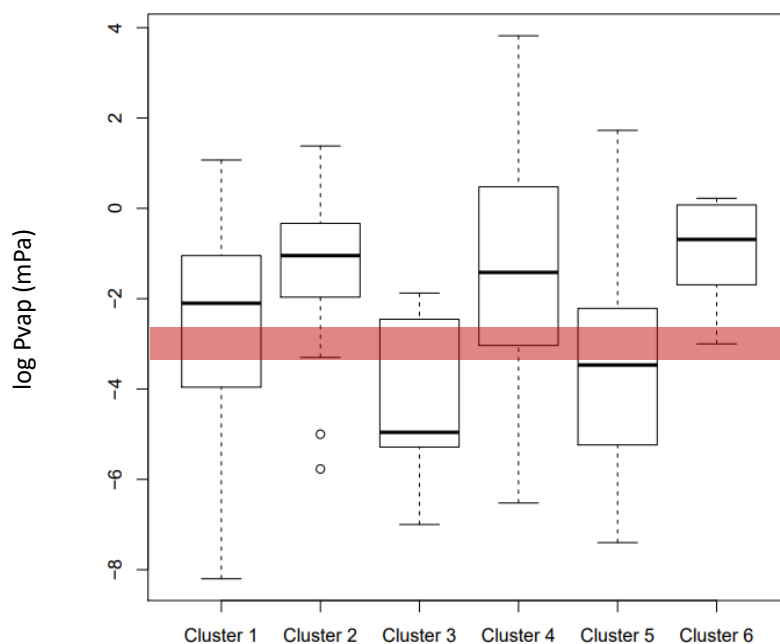


Figure 3 – Représentation en « Boxplots » des valeurs de la pression de vapeur pour les 6 groupes de pesticides obtenus avec TyPol après analyse du potentiel d'émission à partir du couvert végétal. En rouge : seuil théorique de volatilisation à partir de la plante selon Guth et al. (2014).

La variance expliquée par cette deuxième PLS est plus élevée. Ce résultat est dû à l'utilisation de 3 paramètres environnementaux contre 6 dans l'analyse précédente. Les groupes 2, 4 et 6 ayant des valeurs de descripteurs (énergie totale, surface moléculaire, masse molaire ou indices de connectivité) faibles ont une pression de vapeur élevée. Les résultats ont aussi montré que la pression de vapeur est corrélée à la polarisabilité, ce qui est cohérent avec d'autres résultats publiés (Liang et Gallagher, 1998 ; Mamy et al., 2015).

Comparaison des résultats issus de TyPol et des mesures des AASQA

Les mesures recueillies par les AASQA dans le cadre du projet permettent de vérifier si les molécules décrites comme ayant un potentiel d'émission élevé par TyPol sont bien retrouvées dans l'air (31 substances actives quantifiées sur plus d'une centaine recherchées). Les résultats montrent que parmi les molécules se trouvant dans les groupes de composés les plus volatils (potentiel d'émission global), 22 molécules parmi 31 sont effectivement quantifiées dans l'air. Parmi les molécules classées comme volatiles après analyse du potentiel d'émission à partir du couvert végétal, 26 sur 31 sont mesurées dans l'air. Cette différence indique qu'il est important de savoir si l'application est réalisée sur sol nul ou sur couvert pour estimer le risque de transfert d'un pesticide vers l'atmosphère. Il serait intéressant de mettre en regard ces résultats avec les pratiques mises en œuvre pour chacune de ces molécules.

Comparaison de l'outil TyPol et de l'outil I-Phy Air 2

Pour comparer les résultats de TyPol et d'I-Phy Air 2, une nouvelle analyse du potentiel d'émission global a été réalisée avec TyPol pour un groupe restreint de 86 pesticides, correspondants à ceux qui ont été mesurés dans les trois régions sélectionnées et pour lesquels I-Phy Air 2 a été calculé en tenant compte des pratiques d'utilisation régionales. La classification obtenue avec TyPol donne 4 groupes, en raison du nombre plus faible de molécules dans cette analyse. Pour comparer les résultats des deux méthodes, les pesticides sont associés à une couleur selon leur potentiel d'émission : du vert pour le plus

faible au rouge pour le plus important (Tableau 1). L'indicateur RCair, qui correspond au risque de contamination par volatilisation caractérisé dans I-Phy Air 2, sera utilisé pour cette comparaison. Il attribue une note allant de 0 à 10 en fonction du potentiel d'émission. Une note de 0 à 7 correspond au potentiel d'émission le plus important, et a donc été associé à la couleur rouge. Les notes supérieures à 7 sont distribuées selon cet ordre : une note de 7 à 8 correspond à un potentiel d'émission moyen (en orange), une note de 8 à 9 à un potentiel faible (en jaune) et enfin une note de 9 à 10 à un potentiel très faible (en vert). Le Tableau 1 permet de visualiser la comparaison des deux classements.

Le classement obtenu avec TyPol est, d'une manière générale, en accord avec le classement obtenu avec I-Phy Air 2. Toutefois, des divergences ont été observées : certains pesticides identifiés comme étant à risque élevé avec TyPol sont considérés comme étant à faible risque avec I-Phy Air 2. Une des explications porte sur le fait que I-Phy Air 2 tient compte de la dose de pesticide ainsi que des surfaces traitées alors que ces paramètres ne sont pas intégrés à TyPol.

Tableau 1 - Comparaison du classement de 86 pesticides selon leur potentiel d'émission global vers l'air avec TyPol et I-Phy Air 2.

		I-Phy Air 2			
Concordance					
Divergence					
TyPol		0	1	2	5
		1	0	8	30
		3	1	13	14
		4	3	5	4

Conclusion

Les analyses réalisées ont montré que la majorité des molécules quantifiées par les AASQA se retrouvent dans les groupes obtenus avec TyPol comme présentant les potentiels d'émission les plus élevés. TyPol a aussi permis de relier certains descripteurs moléculaires à des paramètres environnementaux. Lorsque l'énergie totale, la masse moléculaire, la polarisabilité et les indices de connectivité sont faibles, la pression de vapeur sera élevée. La constante de Henry est corrélée positivement aux indices de connectivité et à la polarisabilité et la DT50 est reliée aux nombres de chlore et d'halogène. Dans tous les cas, les résultats sont en accord avec la bibliographie. Néanmoins, il pourrait être intéressant d'approfondir cette analyse en élargissant le nombre de descripteurs considérés. Par exemple, d'après les travaux de Mansouri et al. (2013), des méthodes statistiques (SVM, PLS-DA) avec une étape de sélection de descripteurs moléculaires parmi un grand nombre de descripteurs pourraient améliorer les classifications fournies par TyPol.

TyPol a permis d'affiner la compréhension du potentiel d'émission des pesticides vers l'atmosphère au niveau moléculaire et de catégoriser les pesticides potentiellement prioritaires à suivre selon leurs descripteurs moléculaires. Dans une première approche, TyPol et I-Phy Air 2 peuvent être utilisés de manière complémentaire pour estimer les risques de contamination de l'air par les pesticides par volatilisation. Les différences de classement observées entre TyPol et I-Phy Air 2 montrent que les facteurs liés aux pratiques d'application et aux surfaces traitées doivent être également pris en compte.

Remerciements

Projet Casdar REPP'AIR (Coordonné par L. Prevost, CRA Grand Est) ; AASQA Atmo Grand-Est, et ATMO Nouvelle Aquitaine.

Références

- ANSES, 2017. Avis de l'ANSES, Rapport d'expertise collective. Proposition de modalités pour une surveillance des pesticides dans l'air ambiant, 306p.
- Bedos C., Cellier P., Calvet R., Barriuso E., Gabrielle B., 2002. Mass transfer of pesticides into the atmosphere by volatilization from soils and plants: overview. *Agronomie*, 22, 21-33.

- Berthod L., Whitley D.C., Roberts G., Sharpe A., Greenwood R., Mills G.A., 2017. Quantitative structure-property relationships for predicting sorption of pharmaceuticals to sewage sludge during waste water treatment processes. *Science of The Total Environment*, 579, 1512-1520.
- Bockstaller C., Wohlfahrt J., Hubert A., Hennebert P., Zahm F., Vernier F., Mazzela N., Keichinger O., Girardin, P., 2007. Les indicateurs de risque de transfert de produits phytosanitaires et leur validation : exemple de l'indicateur I-Phy. *Ingenieries*, Numéro Spécial, 103-114.
- Delaune M., 2017. Etude des transferts des produits phytosanitaires dans l'eau et dans l'air à l'échelle du territoire. Mémoire de fin d'étude, ENSAIA, 84p
- Guiral C., Bedos C., Ruelle, B., Basset-Mens C., Douzals J-P., Cellier P., Barriuso E., 2016. Les émissions de produits phytopharmaceutiques dans l'air. Facteurs d'émissions, outils d'estimation des émissions, évaluations environnementales et perspectives de recherche - Synthèse. ADEME 47p.
- Guth J.A., Reischmann F.J., Arnold D., Hassink J., Leake C.R., Skidmore M.W., Reeves G.L., 2004. Volatilization of crop protection chemicals from crop and soil surfaces under controlled conditions - Prediction of volatile losses from physico-chemical properties. *Chemosphere*, 57 (8), 871-887.
- Liang C., Gallagher D.A., 1998. QSPR prediction of vapor pressure from solely theoretically-derived descriptors. *Journal of Chemical Information and Computer Sciences*, 38 (2), 321-324.
- Mamy L., Patureau D., Barriuso E., Bedos C., Bessac F., Louchart X., Martin-Laurent F., Miège C., Benoit P., 2015. Prediction of the fate of organic compounds in the environment from their molecular properties: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45 (12), 1277-1377.
- Mansouri K., Ringsted T., Ballabio D., Todeschini R., Consonni V., 2013. Quantitative structure-activity relationship models for ready biodegradability of chemicals. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53 (4), 867-878.
- Personnic M., 2017. La pollution dans l'air par les produits phytosanitaires : application au cas alsacien. Mémoire de fin d'étude d'Ingénieur de l'Institut Supérieur des Sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage, 29p.
- Von Kerksenbrock F., 2017. Mise en relation de produits phytosanitaires dans l'air et des pratiques agricoles dans le cadre du projet Repp'Air. Mémoire de fin d'étude AgroSup Dijon, 93p.

Photo dégradation de deux pesticides commerciaux par le dioxyde de titane : étude d'élimination compétitive (résumé court)

El Mouraille Nadia (1), Belmouden Moustapha (1), Aitichou Yahia (1)

(1) *Materials, Photocatalysis and Environment Team, Department of Chemistry, Faculty of Science, Ibn Zohr University, B.P. 8106 Cite Dakhla, Agadir, Morocco*

L'agriculture dans la région Souss Massa au Maroc représente un important levier économique. En effet, le domaine agricole de la région du Souss Massa représente 13% du PIB. Cette région s'oriente avant tout dans l'exportation de produits maraîchers et d'agrumes. Ainsi, cette région dispose de plusieurs stations de conditionnement des produits agricoles. Le conditionnement des agrumes est une phase indispensable avant commercialisation. Cette activité comporte de nombreuses étapes qui peuvent être qualifiées de simples telles que le nettoyage, l'application de cire, le calibrage ou le triage selon la qualité et la couleur de l'agrumes. Ces stations utilisent, dans ces étapes, des volumes importants d'eau. Les eaux ainsi utilisées sont polluées par plusieurs composés. Entre autres, on trouve des pesticides. Le traitement de ces eaux est nécessaire et complexe.

Parmi les méthodes non conventionnelles de traitement des eaux polluées, la photocatalyse hétérogène a été utilisée pour traiter plusieurs polluants tels que les pesticides. Pour évaluer l'efficacité de la photocatalyse à base de TiO₂, comme traitement alternatif de ces polluants (Mythose et Imidaclopride), il est nécessaire de connaître l'adsorption par le catalyseur choisi.

Dans la première partie de ce travail, nous avons étudié l'élimination de chacun des pesticides seul par le système UV / TiO₂ / O₂. Nous étudions l'influence de la concentration initiale des pesticides et du pH du milieu. Les résultats obtenus ont montré que le pourcentage éliminé diminuait à mesure que la concentration augmentait de 5 mg/L à 60 mg/L. L'effet du pH est variable. Le Mythose se dégrade mieux à pH acide et aucune influence n'est observée pour un pH supérieur à 6. En revanche, l'Imidaclopride présente un maximum d'élimination à pH = 6 correspondant au pH de zéro charge de TiO₂. Pour les deux pesticides, on constate que le processus de dégradation photocatalytique suit une cinétique de réaction de premier ordre représentée par le mécanisme de Langmuir-Hinshelwood.

Dans la deuxième partie de ce travail, nous avons étudié la photodégradation compétitive entre les deux composés. Nous avons noté un effet inhibiteur de chaque pesticide sur l'élimination de l'autre composé. Cela indique, dans un premier temps, une compétition d'adsorption influant sur la photodégradation du composé.

A propos d'une méthode cartographique d'identification d'espaces potentiellement pollués par les pesticides. Le cas de l'agriculture intra-urbaine à Yaoundé (Cameroun) (résumé court)

Branchet Perrine (1,2), Borrell-Estupina Valérie (2), Sebag David (3), Ngounou Ngatcha Benjamin (4), Ndam Jules Remy (5), Fenet Hélène (2), Gonzalez Catherine (1), Cadot Emmanuelle (2)

(1) Laboratoire de Génie de l'Environnement Industriel, IMT Mines Alès, Université de Montpellier

(2) HydroSciences Montpellier, IRD, CNRS, Université de Montpellier

(3) Normandie Univ, UNIROUEN, UNICAEN, CNRS, M2C, Rouen, France

(4) Département des Sciences de la Terre, Facultés des Sciences, Université de Ngaoundéré, Cameroun

(5) Département des Sciences de la Terre, Facultés des Sciences, Université de Yaoundé 1, Cameroun

Introduction.

Une fois appliqués sur les cultures, les pesticides peuvent être dispersés dans tous les compartiments environnementaux (eau, sol, air) et pénétrer dans les organismes (animaux et végétaux) (Barbash, 2014). Dans les cas les plus extrêmes de la volatilisation, jusqu'à 90% de la dose appliquée peuvent être dispersés dans l'atmosphère (Bedos et al., 2002).

Le ruissellement est un facteur de diffusion des pollutions dans les eaux de surface. Les eaux de ruissellement peuvent drainer une large gamme de contaminants dépendamment du contexte local (occupations du sol, activités anthropiques, sources de pollution, etc.) et contribuent à impacter la qualité des rivières. De fait, les surfaces agricoles traitées aux pesticides peuvent, en fonction des conditions climatiques et des types de culture, être qualifiées de « sources critiques de pollution », c'est-à-dire contribuant à l'export de pesticides hors de la parcelle via le ruissellement (Doppler et al., 2014). La littérature démontre que ce processus peut être majeur parmi les autres processus de transfert de la contamination vers les rivières (Zhang et al., 2018). Nous avons conduit un diagnostic environnemental de la contamination du bassin versant de la Méfou autour de Yaoundé qui a mis en évidence la présence, parfois en quantités importantes, de différents types de pesticides (Branchet et al., 2018). En milieu urbain et périurbain où l'on observe une intrication étroite entre les zones de culture et les espaces résidentiels, la question de l'exposition indirecte des populations en raison de la proximité des zones potentiellement polluées par les pesticides se pose.

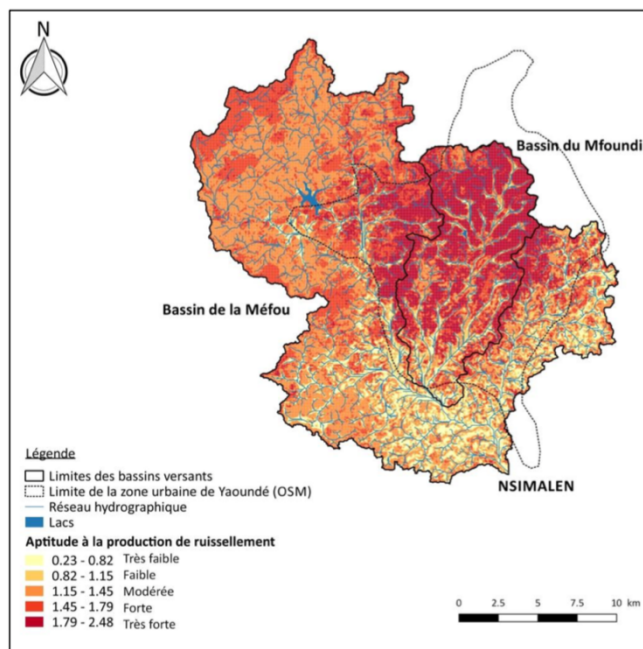


Figure 1. Carte d'aptitude à la production de ruissellement sur l'amont du bassin versant de la Méfou.

Méthodologie

Afin d'identifier ces zones prioritaires ou critiques qui seraient les plus touchées par l'accumulation de ruissellement pollué, nous avons développé une approche cartographique à partir de la méthode IRIP (Indicateur de Ruissellement Intense Pluvial) (Dehotin et al., 2015). Cette approche spatialisée permet d'identifier des zones susceptibles de produire, de transférer et d'accumuler le ruissellement à partir de la combinaison de différentes cartes rendant compte tant du relief (MNT : Modèle Numérique de Terrain), des caractéristiques du sol que de l'occupation du sol. La méthode générale repose sur la construction de cartes de scores en fonction de plusieurs critères favorisant le processus de ruissellement. Elle a été appliquée sur plusieurs bassins versants, notamment en Cévennes (France), au Nord Cameroun et en Amazonie (Équateur) (Borrell Estupina et al., 2014; Cadot et al., 2016).

Résultats

L'addition des scores des cartes d'aptitude de la topographie, de la nature du sol et de l'occupation du sol permet de construire la carte de production de ruissellement (Figure 1). Le bassin est modérément à fortement ruisselant, en particulier au niveau de la zone urbaine par rapport à la partie aval plutôt marécageuse. Plus de la moitié de la surface du bassin versant du Mfoundi est propice à une très forte production de ruissellement. Cette carte découpée avec les parcelles agricoles indique que 17% des parcelles sont identifiées comme très fortement productrices de ruissellement dont 9% se trouvent dans la zone urbaine de Yaoundé. Ces parcelles représentent donc des zones potentiellement sources de contaminations par les pesticides en considérant leur aptitude à ruisseler, et donc à lessiver les sols. La carte d'accumulation produite sur la zone d'étude (Figure 2) permet d'identifier que les zones aval au sud et sud-ouest du bassin possèdent une aptitude forte à très forte d'accumulation du ruissellement.

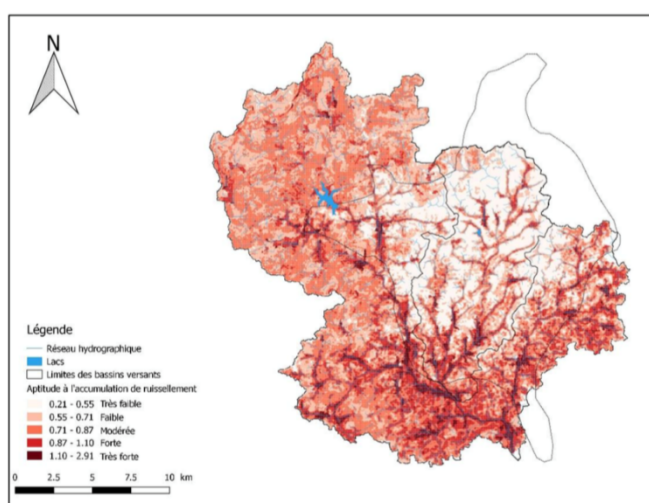


Figure 2. Carte d'aptitude du bassin versant de la Méfou à Nsimalen à accumuler le ruissellement.

Discussion

Cette méthode présente des cohérences globales avec le terrain, visibles grâce à la superposition d'images satellites et des cartes de production et d'accumulation de ruissellement.

La carte de production de ruissellement peut être utilisée comme un outil de prise de décision pour mettre en place des mesures de gestion au niveau des parcelles. Sur les parcelles les plus ruisselantes, il pourrait être envisageable de vérifier que des pesticides sont utilisés et, le cas échéant, de réduire, de limiter en saison pluvieuse, voire de supprimer l'utilisation de ces produits, si cela est possible. La carte d'accumulation, construite en prenant en compte les parcelles agricoles, focalise les zones

d'accumulation de ruissellement potentiellement polluées sur certaines zones de cours d'eau, en particulier en aval du Mfoundi et le long de la Méfou. De façon intéressante, la partie au sud-est possède une capacité modérée à forte d'accumulation alors qu'il s'agit d'une zone principalement urbaine. Elle soulève des questionnements relatifs à la contamination des eaux de surface (rivières urbaines) par les pesticides potentiellement présents dans les eaux de ruissellement, mais aussi des quartiers les plus exposés à ces produits.

Références

- Barbash, J.E., 2014. 11.15 - The Geochemistry of Pesticides, in: Holland, H.D., Turekian, K.K. (Eds.), *Treatise on Geochemistry (Second Edition)*. Elsevier, Oxford, pp. 535–572.
- Bedos, C., Cellier, P., Calvet, R., Barriuso, E., Gabrielle, B., 2002. Mass transfer of pesticides into the atmosphere by volatilization from soils and plants: overview. *Agronomie* 22, 21–33. <https://doi.org/10.1051/agro:2001003>
- Borrell Estupina, V., Rousseau, M., Gueye, A., Cadot, E., 2014. Produits Phytosanitaires et Ruissellement : Méthodologie pour une caractérisation de l'impact environnemental.

- Branchet P., Cadot E, Fenet H, Sebag D, Ngatcha BN, Borrell-Estupina V, Ngoupayou JRN, Kengne I, Braun JJ, Gonzalez C. Polar pesticide contamination of an urban and peri-urban tropical watershed affected by agricultural activities (Yaoundé, Center Region, Cameroon). *Environ Sci Pollut Res Int.* 2018;25(18):17690-17715. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1798-4>
- Cadot, E., Borell Estupina, V., Rousseau, M., Sebag, D., 2016. Impact environnemental de la diffusion de produits phytosanitaires par ruissellement : deux exemples contrastés en Europe et en Afrique. *Dyn. Environnementales* 36 (2015), 182–197.
- Doppler, T., Lück, A., Camenzuli, L., Krauss, M., Stamm, C., 2014. Critical source areas for herbicides can change location depending on rain events. *Agric. Ecosyst. Environ.* 192, 85–94. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.003>
- Zhang, X., Luo, Y., Goh, K.S., 2018. Modeling spray drift and runoff-related inputs of pesticides to receiving water. *Environ. Pollut.* 234, 48–58. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.032>
- Dehotin, J., Breil, P., Braud, I., de Lavenne, A., Lagouy, M., Sarrazin, B., 2015. Detecting surface runoff location in a small catchment using distributed and simple observation method. *J. Hydrol.* 525, 113– 129. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.02.051>

ClimaVista – EToPhy web : un outil pour gérer l’impact des pratiques phytosanitaires agricoles sur la santé de l’applicateur et l’environnement (résumé court)

Caubel Julie (1), Nembrot Isabelle (1), Arredondo S. Josué (1), Bromblet Lucas (1), Ramarohetra Johanna (1), Gabriac Denis (1), Louvet Samuel (1), Boulanger Jean Philippe (1), Mghirbi Oussama (2,3), Fabre Jacques (2), Mandart Elisabeth (2), Le Grusse Philippe (2,3)

(1) *EcoClimaSol, Immeuble MIBI, 672 Rue du Mas Verchant, CS 37777, 34967 Montpellier Cedex 02, France – j.caubel@ecoclimasol.com*

(2) *CIHEAM-IAMM : Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier, Université de Montpellier, 3191 Route de Mende, 34093 Montpellier Cedex 5, France – legrusse@iamm.fr*

(3) *UMR GRED, IRD, Université Paul Valéry Montpellier 3, Site Saint Charles, Rue du Professeur Henri Serre, 34090 Montpellier, France.*

Mots clés : pratiques phytosanitaires, évaluation des risques, santé, environnement

L’emploi des produits phytosanitaires pose des problèmes de pollution diffuse et de santé publique. Les plateformes web de gestion des risques agro-climatiques ClimaVista® Agro, dédiée aux grandes cultures (<https://agro.climavista.com/>), et Wine, dédiée à la vigne (<https://vigne.climavista.com/>), proposent désormais deux services d’évaluation des risques des pratiques phytosanitaires agricoles : **EToPhy Simulateur** et **EToPhy Analyses**. Ces services en ligne sont le fruit d’un travail collaboratif dans le cadre du projet GESPEIR⁶ (Gabriac et al., 2018) entre le CIHEAM-IAMM, développeur initial du logiciel EtoPhy⁷ (Juan et al., 2018), et ECOCLIMASOL, développeur et administrateur des plateformes ClimaVista®. Ils reposent sur le calcul d’un Indicateur de Risque pour la Santé de l’Applicateur (IRSA) et d’un Indicateur de Risque de Toxicité pour l’Environnement (IRTE) liés à l’application de produits phytosanitaires à l’échelle des parcelles agricoles. Ces services s’adressent aux professionnels impliqués dans la gestion des produits phytosanitaires, et aux agriculteurs et coopératives désireux d’améliorer leur performance environnementale et sanitaire et de communiquer sur leur capacité à gérer les risques liés à leur utilisation de pesticides.

EToPhy Simulateur permet d’évaluer la toxicité d’un produit en fonction des doses homologuées et de le substituer si possible par un produit moins nocif. Il se présente sous la forme d’un simulateur de recherche par nom de produit, nom de matière active, ou pour une problématique donnée de cible sur une culture. Il offre un grand nombre de fonctionnalités telles que le calcul de l’IRSA et l’IRTE des matières actives et des produits pour différentes cultures et doses d’application, l’accès aux sous-indicateurs de l’IRSA et l’IRTE (toxicités chronique et aiguë, impacts éco-toxicologiques sur les organismes vivants non cibles, etc.), l’accès à la fiche produit et aux phrases de risque issues de plusieurs sources de données telles que Footprint, et la possibilité de comparer les IRSA et IRTE des produits contenant la même matière active.

EToPhy Analyses fournit l’IRSA, l’IRTE et l’Indice de Fréquence de Traitement (IFT) pour chaque intervention enregistrée via le cahier d’enregistrement des interventions culturales disponibles sur ClimaVista®. Il permet aussi d’analyser les pratiques phytosanitaires et d’améliorer la performance environnementale et sanitaire à venir en comparant les indicateurs calculés sur la base des interventions enregistrées selon différentes modalités (graphiques et export).

⁶GesPEIR : Gestion eau, Phytosanitaires, Prévisions et Indicateurs de Risques, projet de recherche élaboré en 2016 en collaboration entre le CIHEAM-IAMM et l’entreprise R&D Ecoclimasol et financé par le FEDER et la région Occitanie.

⁷Logiciel EToPhy dépôt APP n° IDDN.FR.001.060017.000.D.C.2011.000.31500

En adhérant à la démarche d'analyse "EToPhy", l'utilisateur s'inscrit dans un axe prioritaire du plan Ecophyto II, à savoir "Évaluer et maîtriser les risques et les impacts". Des services de suivis et de prévisions météorologiques et culturaux viennent compléter les services de gestion intégrée des pratiques agricoles sur les plateformes ClimaVista® Wine et Agro.

Références

- Gabriac D., Ramarohetra J., Nembrot I., Arredondo S.J., Bromblet L., Abarca F., Louvet S., Caubel J., Boulanger J.-P., Mghirbi O., Trabelsi M., Mandart E., Fabre J., Le Grusse P. (2018). ClimaVista : une plateforme web pour une meilleure gestion intégrée des pratiques agricoles. In: GFP (France). Métrologie des pesticides et évaluation des risques pour l'homme et pour les milieux naturels. p. 71. 48^{ème} Congrès du GFP, 2018/05/30-2018/06/01, Limoges (France). Communication par affiche.
- Juan G., Barataud F., Billy C., Bouchet L., Carpentier A., Gouy V., Le Hénaff G., Voltz M. (2018). Référentiel sur les outils de la recherche pour réduire les pollutions de l'eau par les pesticides. Rapport final, convention INRA-AFB. 180 p.

Évaluation des indices de risque des principaux insecticides utilisés pour lutter contre le charançon rouge du palmier *Rhynchophorus ferrugineus* sur la base du modèle de l'indicateur de risque des pesticides pour le Québec (IRPeQ) (résumé court)

Chihaoui-Meridja Sabine (1), Chaabane-Boujnah Hanène (1), Suma Pompeo (2), Abess Khaled (3), La Pergola Alessandra (2), Chermiti Brahim (3)

⁽¹⁾ Institut national agronomique de Tunisie, INAT, Tunisie

⁽²⁾ Université de Catane (DI3A), Catane, Italie

⁽³⁾ Institut Supérieur Agronomique de Chott Mariem, Sousse, Tunisie

L'objectif principal de ce travail est d'évaluer les risques des principaux insecticides utilisés pour lutter contre le charançon rouge du palmier (CRP) *Rhynchophorus ferrugineus*, à l'aide de l'indicateur de risque des pesticides Québec (IRPeQ). Les données sur les insecticides étudiés ont été collectées à partir des bases de données spécialisées, à savoir Agritox, Extoxnet et PANdb. Les insecticides utilisés pour lutter contre le CRP ont été classés en fonction de 3 indices de risque : indice de risque toxicologique de la substance active (IRT), indice de risque sur la santé (IRS) et indice de risque sur l'environnement (IRE). Le calcul de l'IRT a permis de catégoriser les substances actives sur la base de leur toxicité, indiquant que le plus toxique est le fénitrothion et que le moins toxique est l'emamecin benzoate. Le calcul d'IRS a révélé que le chlorpyrifos organophosphoré éthyle, fréquemment pulvérisé sur les palmiers infestés dans les zones urbaines, a un IRS très élevé, tandis que le thiaméthoxame appartenant à la famille des néonicotinoïdes a le IRS le plus bas. L'étude de l'IRE a montré que tous les insecticides considérés ne présentaient aucun risque pour les oiseaux et qu'ils présentaient un risque élevé d'exposition par voie orale pour les abeilles, d'autant plus que la période de traitement contre le CRP coïncide généralement avec le pic de leur activité.

Mots-clés : Charançon rouge du palmier, IRPeQ, indice de risque toxicologique, indice de risque sur la santé, indice de risque environnemental

TROPHY un outil d'évaluation des risques de contamination des eaux souterraines et superficielles par les produits phytosanitaires en milieu volcanique antillais (résumé court)

Crevoisier David (1), Fernandez-Bayo Jesus (1), Boivin Arnaud (2), Duboisset Arnaud (2), Fostier Julien (2), Rudi Gabrielle (1), Samouelian Anatja (1), Voltz Marc (1)

(1) LISAH, Univ. Montpellier, INRA, IRD, SupAgro, Montpellier, 2, place Pierre Viala 34060 Montpellier – david.crevoisier@inra.fr ou marc.voltz@inra.fr

(2) ANSES, 14 rue Pierre et Marie Curie, 94701 Maisons-Alfort Cedex – arnaud.boivin@anses.fr ou arnaud.duboisset@anses.fr

L'évaluation des risques pour l'environnement réalisée préalablement à une possible mise sur le marché des produits phytosanitaires (PP) est conduite avec des outils élaborés pour décrire le devenir des pesticides dans un contexte de modèles et des scénarii agropédoclimatiques visant à couvrir l'ensemble des régions agricoles majeures de l'Union Européenne (voir démarches FOCUS e.g. SANCO, 2003). La mise en œuvre des simulations, et notamment le choix des cultures de remplacement, et l'interprétation des résultats dans le contexte des DROM sont réalisés sur la base de documents guides et selon l'approche du « risk envelope » (Sanco 2011). La question de la nécessité de scénarios spécifiques au contexte tropical se pose, tout comme celle suscitée par le recours à des données décrivant le comportement des pesticides dans les milieux tempérés. Des solutions ont pu être dégagées pour éluder la deuxième question (Ahehehinou, 2011). Par ailleurs, un référentiel des connaissances utiles à l'évaluation sur les milieux et les cultures concernées est disponible (DGAL, 2009). Toutefois le problème posé par le choix des modèles et scénarii utilisés pour les DROM demeure. S'il existe des travaux récents sur le transfert des produits phytosanitaires dans l'environnement des DROM (e.g. Saison et al., 2008 ; Charlier et al., 2009 ; Mottes, 2013), aucun outil spécifique à ces régions, associant modélisation et scénarii ad hoc, n'est actuellement disponible pour estimer les concentrations prévisibles dans l'environnement (PEC : predicted environmental concentrations). L'analyse de la spécificité et de la complexité des phénomènes en jeu montre que cette lacune ne pourra être comblée sans développement de solutions ad hoc nouvelles (Ahehehinou, 2011 ; Duboisset et al., 2011).

Cette communication présente ainsi un nouvel outil logiciel permettant d'estimer les concentrations en PP dans les eaux dans le contexte tropical antillais (Voltz et al., 2015). Cet outil est nommé TROPHY et pourrait constituer une solution alternative aux modèles et scénarios Européen FOCUS utilisés jusqu'à présent par défaut pour les usages de PP spécifiques aux DROM, après avoir fait l'objet d'une étape additionnelle de paramétrage et d'évaluation. Nous en détaillons les spécificités en comparaison des approches FOCUS standards. La démarche et outils FOCUS distinguent l'évaluation des risques de contamination en fonction des eaux de surface (ESU) et des eaux souterraines (ESO) (FOCUS, 2012 ; SANCO, 2014). Les différences portent à la fois sur les scénarios élaborés et les paramètres et principes de modélisation suivis. Dans l'approche développée ici nous avons choisi par souci de cohérence et de simplification de la démarche d'évaluation d'estimer simultanément les contaminations dans les ESU et dans les ESO, en développant des scénarios communs et une modélisation de transfert unique couplant la simulation du ruissellement et de la percolation dans les sols. Sur le plan des mécanismes de transfert, cela est justifié par la dépendance générique entre les processus de percolation vers les nappes et les processus de ruissellement et par l'existence simultanée des deux types de processus dans les conditions tropicales (e.g. Saison et al., 2008). Ce choix permet par ailleurs d'avoir une approche intégrée des situations agro-pédo-climatiques dans les DOM. Toutefois il est nécessaire d'indiquer que ce choix d'unification des démarches d'évaluation a rendu plus délicat le développement et la calibration des scénarios puisqu'une contrainte de cohérence entre démarches ESU et ESO est ajoutée. Les scénarios développés en commun pour ESU et ESO reprennent les principes des scénarios FOCUS, aux niveaux

3 et 4 (step 3 et 4) pour la démarche ESU (FOCUS, 2012) et aux niveaux 2 et 3 (step 2 et 3) pour la démarche ESO (SANCO, 2014).

La démarche suivie repose ainsi sur des approches de modélisation et des scénarios de pire-cas voulus les plus réalistes. En termes de scénarios nous avons distingué huit situations agropédologiques correspondant au croisement des deux cultures les plus représentées aux Antilles française, à savoir banane et canne à sucre, avec les principaux types de sols d'origine volcanique sur lesquels elles sont cultivées, andosol, ferralsol, nitisol et vertisol. On notera que l'approche de modélisation de transfert développée est originale par rapport aux modèles FOCUS par i) le couplage de la simulation des flux de percolation et ruissellement, ii) la représentation du ruissellement, iii) l'introduction de processus spécifiques aux situations tropicales étudiées tels que l'interception de la pluie par le couvert végétal et la variabilité de transfert engendrée par un mode de plantation en rang et iv) le pas de temps horaire des données climatiques utilisées afin de rendre compte de la rapidité des processus de transfert en milieu tropical humide (e.g. Cattan et al., 2006 ; Charlier et al., 2009). Pour les transferts dans le sol, l'approche proposée est principalement de nature mécaniste et est comparable en cela aux approches développées par les modèles PEARL (Leistra et al., 2001) et MACRO (Stenemo et Jarvis, 2010), qui sont couramment utilisés dans les démarches FOCUS pour la simulation des transferts par percolation ou par drainage artificiel des sols (FOCUS, 2012 ; SANCO, 2014). Ce choix d'une approche mécaniste est motivé par l'absence d'une diversité de jeux de données expérimentaux sur les transferts de pesticides dans les sols dans les DROM, qui permettraient de calibrer des approches plus empiriques. L'option de modélisation du ruissellement adoptée est à bases physiques et repose sur la simulation du refus à l'infiltration par le modèle de percolation. Outre la description des scénarios et du principe de modélisation, la communication présentera les résultats de la calibration du modèle de transfert sur des données expérimentales de percolation d'un insecticide, le cadusafos, sur colonnes de sol représentatives des sols antillais, ainsi que les résultats d'une analyse de risque de contamination effectuée avec le logiciel. Ce modèle après calibration additionnelle pourrait être utilisé dans l'évaluation.

Références

- Ahehinnou, D. (2011). Amélioration des procédures d'évaluation des risques environnementaux liés aux usages agricole de phytosanitaires dans les DOM. Master 2 Santé Publique et risques environnementaux Université Paris Descartes EHESP 59 p.
- Cattan, P., Cabidoche, Y.-M., Lacas J.G., Voltz M., 2006. Effects of tillage and mulching on runoff under banana (*Musa* spp.) on a tropical Andosol. *Soil and Tillage Research*, (1), p.38-51.
- Charlier, J.-B., Moussa R., Cattan P., Cabidoche Y.-M., Voltz M. 2009. Modelling runoff at the plot scale taking into account rainfall partitioning by vegetation: application to stemflow of banana (*Musa* spp.) plant. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 13(11), p.2151-2168.
- DGAL, 2009. Référentiel cultures tropicales. Rapport interne DGAL.
- Duboisset, A., Ahehinnou D., Carpentier, P., Roulier S. et V. Poulsen (2011). L'évaluation du devenir dans l'environnement des produits phytopharmaceutiques destinés aux cultures tropicales en région d'Outre-mer. XXXXI^e congrès du Groupe Français des Pesticides – 25-27 mai 2011, ORLEANS
- FOCUS (2012). "FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC". Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios, EC Document Reference SANCO/4802/2001-r.2. 245 pp. Updated version 2012.
- Leistra M, van der Linden AMA, Boesten JJTI, Tiktak A, van den Berg F (2001) PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil- plant systems—descriptions of the processes in FOCUS PEARL v 1.1.1. Alterra, Green World Research, WageningenMottes, 2013
- Saison, C., Cattan, P., Louchart, X. et Voltz, M., 2008. Effect of spatial heterogeneities of water fluxes and application pattern on Cadusafos Fate on Banana Cultivated Andosols. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 56(24), 11947-11955.
- SANCO (2003) FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS working group on surface waters Scenarios. Document Reference SANCO/4802/2001-r.2. P 14-15
- SANCO (2014). Assessing Potential for Movement of Active Substances and their Metabolites to Ground Water in the EU. Sanco/13144/2010, version 3, 10 October 2014
- SANCO (2011) Guidance document on the preparation and submission of dossiers for plant protection products according to the "risk envelope approach" SANCO/11244/2011 rev. 514 March 2011.
- Stenemo F, Jarvis NJ (2010) Users guide to MACRO 5.2, a model of water flow and solute transport in macroporous soil. Swedish University of Agricultural Sciences, Stockholm

Etude de la contamination de l'atmosphère par les pesticides dans une zone agricole (résumé long)

Decuq Céline (1), Bedos Carole (1), Benabdallah Rachid (1), Esnault Baptiste (1), Durand Brigitte (1), Bourdat-Deschamps Marjolaine (1), Bertrand Colette (1), Benoit Pierre (1), Gautier Jean-Luc (2), Bretagnolle Vincent (2), Fritsch Clémentine (3)*, Pelosi Céline (1)*

(1) ECOSYS, INRA-AgroParisTech-Université Paris-Saclay 78850 Thiverval-Grignon – celine.decuq@inra.fr

(2) UMR 7372 CEBC, CNRS – Université de La Rochelle, CEBC 79360 Chizé – vincent.bretagnolle@cebc.cnrs.fr

(3) UMR 6249 Chrono-environnement CNRS - Université Bourgogne Franche-Comté Usc INRA, 16 route de Gray 25030 Besançon cedex – clementine.fritsch@univ-fcomte.fr

* les auteurs ont contribué également à la supervision des travaux

Contexte

Les projets PING et RESCAPE visent à évaluer l'impact des caractéristiques du paysage (composition et structure) et des pratiques culturales (en particulier des applications de pesticides) sur la résistance des paysages agricoles aux transferts de pesticides dans l'environnement. La contribution du compartiment atmosphérique à la dissipation des pesticides à l'échelle du paysage étant encore mal connue, l'objectif de ce volet expérimental dans le cadre de ces projets vise à mesurer la contamination en pesticides de l'atmosphère et de l'eau de pluie pour une gamme de composés utilisés localement. Un enjeu fort porte sur l'utilisation d'une même chaîne analytique pour les deux types d'échantillons, ce qui a requis une mise au point spécifique que nous détaillons dans ce document. Quelques illustrations de résultats de mesures sont également présentées.

Matériels et méthodes

Cette étude a été réalisée sur la "Zone Atelier Plaine et Val de Sèvres (ZAPVS)", (site LTER Long-Term Ecosystem Research 46°11'N - 0°28'W), qui est l'une des 14 zones atelier du réseau Zones Ateliers de l'Institut Ecologie et Environnement du CNRS destiné à favoriser la recherche autour d'un projet commun « l'Agro-écologie des territoires ». Dans le cadre du projet, 31 molécules ont été sélectionnées d'après plusieurs critères dont leur potentiel d'émission vers l'atmosphère et leur utilisation sur la ZAPVS (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Les eaux de pluies ont été collectées sur la ZAPVS (en proximité du laboratoire de CEBC Chizé) hebdomadairement de mars à novembre 2018 avec un collecteur réfrigéré à 4°C. Les échantillons ont été stockés à -20°C avant leur analyse. Des prélèvements journaliers d'air ont été également réalisés : les 22-23 et 23-24 mai puis la semaine suivante les 30-31 mai et 31 mai-1er juin 2018 sur deux fenêtres paysagères, avec une forte proportion de parcelles, pour l'une en agriculture conventionnelle et pour l'autre en agriculture biologique. Les pesticides présents dans l'air ont été piégés sur des cartouches Tenax et le volume échantillonné d'air a été mesuré afin de calculer les concentrations de pesticides dans l'air. Les échantillons ont été conservés à 4°C avant leur analyse.

Nom de la molécule	Coefficient de partage octanol/eau (log K _{ow}) pH 7, 20°C	Pression de vapeur mPa	Type
Acetochlore	4.14	2.20E-02	herbicide
Aclonifen	4.37	1.60E-02	herbicide
Bifenthrin	6.60	1.78E-02	insecticide

Boscalid	2.96	7.20E-04	fongicide
Clomazone	2.54	1.92E+01	herbicide
Cloquintocet-mexyl	5.03	5.31E-03	herbicide
Cycloxydim	1.36	1.00E-02	herbicide
Cypermethrin alpha	5.55	6.78E-03	insecticide
Cyproconazole	3.09	2.60E-02	fongicide
Deltamethrin	4.60	1.24E-05	insecticide
Diflufenican	4.20	4.25E-03	herbicide
Dimethachlor	2.17	6.40E-01	herbicide
Epoxiconazole	3.30	1.00E-02	fongicide
Fenpropidine	2.60	1.70E+01	fongicide
Lambda-Cyhalothrin	5.50	4.00E-07	insecticide
Metazachlor	2.49	9.30E-02	herbicide
Metconazole	3.85	2.10E-05	fongicide
Metrafenone	4.30	1.53E-01	fongicide
Napropamide	3.30	2.20E-02	Herbicide
Pendimethalin	5.40	3.34E+00	Herbicide
Pirimicarb	1.70	4.30E-01	Insecticide
Prochloraz	3.50	1.50E-01	Fongicide
Propiconazole	3.72	5.60E-02	Fongicide
Pyraclostrobin	3.99	2.60E-05	Herbicide
S-metolachlore	3.05	3.70E+00	Herbicide
Tau-fluvalinate	7.02	9.00E-08	Insecticide
Thiamethoxam	-0.13	6.60E-06	Insecticide

Tableau 1 : liste des 27 molécules cibles analysables en DT/GC/MS et caractéristiques physico-chimiques.

L'extraction des pesticides dans l'eau a été effectuée par SBSE (Stir Bar Sorptive Extraction). Elle repose sur le partage des pesticides entre l'échantillon d'eau étudié et une phase polymérique spécifique (polydiméthylsiloxane 0,5mm d'épaisseur) supportée par un barreau aimanté (dit "twister, Gerstel®). La méthode des plans d'expérience a été utilisée pour optimiser les conditions d'extraction et obtenir des rendements d'extraction les plus élevés possibles. Cette méthode permet d'analyser les effets des paramètres d'extraction sur le rendement d'extraction des molécules (Bourdat-Deschamps et al., 2007). Le tableau 2 détaille les facteurs testés.

Une étude bibliographique réalisée au préalable a permis de fixer les paramètres d'extraction suivants : température, vitesse d'agitation, volume d'eau extrait, le pH de l'eau. Trois facteurs ont été étudiés spécifiquement lors de la mise en place du plan d'expérience: la durée d'extraction, l'ajout de solvant, l'ajout de sel NaCl. L'analyse et la quantification des pesticides piégés dans les tubes Tenax pour l'air et extraits par les barreaux SBSE pour l'eau sont déterminées par DT-CPG-SM : il s'agit d'une chaîne d'analyse constituée d'un module de désorption thermique (DT, Gerstel), couplé à un chromatographe en phase gazeuse (CPG) lui-même couplé à un détecteur de spectrométrie de masse (SM, Agilent). La désorption thermique permet d'extraire les pesticides piégés des adsorbants utilisés, la séparation des pesticides étudiés s'effectue alors par CPG et le spectromètre de masse sert de détecteur et permet la quantification des quantités de composés piégés sur les phases adsorbantes (tube tenax et barreau SBSE). Pour assurer la quantification des composés d'intérêt, des solutions de concentrations connues en pesticides ont été fabriquées à partir de solutions mères commerciales (Restek). Des tubes Tenax préalablement conditionnés ont été dopés par les solutions étalons pour obtenir une gamme de quantification. Ces points de gammes sont analysés en même temps que les tubes Tenax des expérimentations pour quantifier les pesticides piégés sur les tubes exposés. Concernant les échantillons d'eau, la gamme de quantification a été obtenue par dopage d'une eau ultrapure par les solutions étalon de pesticides. Après l'étape d'extraction, les barreaux SBSE de la gamme ont été analysés en même temps que les barreaux SBSE des expérimentations pour quantifier les pesticides dans les eaux de pluie.

N° Expérience	Paramètre A testé Quantité de NaCl ajouté en %	Paramètre B testé Quantité de solvant ajouté en %	Paramètre C testé Durée de l'extraction en min
1	15	0	240
2	15	10	240
3	0	10	240
4	30	5	240
5	15	5	135
6	15	5	135
7	0	10	135
8	30	0	135
9	0	0	135
10	30	10	135
11	15	5	135
12	30	5	30
13	0	5	30
14	15	10	30
15	15	0	30

Tableau 2 : Détails du plan d'expérience, facteurs et niveaux testés.

Résultats et discussion

Plan d'expérience : extraction des pesticides dans l'eau de pluie par SBSE

Dans cette section, nous présentons les résultats issus du plan d'expérience et qui nous ont permis de fixer le protocole d'extraction des pesticides dans les échantillons d'eaux de pluie.

Dans l'exemple de résultats présenté ci-dessus (Figure 1), on constate que l'ajout de sel favorise l'extraction par SBSE du pirimicarb alors qu'un ajout de solvant la défavorise. Le pirimicarb (pK_{ow} 1.70) a une forte affinité pour l'eau, l'ajout de sel réduit sa solubilité dans l'eau et augmente son piégeage sur le barreau SBSE lors de l'extraction (Prieto et al., 2010). A l'inverse, le bifentrine (pK_{ow} 6.60) a une affinité plus faible pour l'eau, l'ajout de solvant permet de diminuer l'adsorption sur le verre des vials utilisés et de favoriser son extraction. L'analyse statistique des résultats du plan expérience a été effectuée avec le logiciel Statgraphics. Un diagramme de Pareto et de surface réponse sont alors obtenus pour chaque composé étudié (Figure 5).

Le diagramme de Pareto permet d'identifier les paramètres ayant une influence significative (seuil de confiance 95%) sur le rendement d'extraction, les effets sont classés par ordre d'importance. Le diagramme de tracé de réponse examine l'effet de chaque paramètre testé sur l'extraction du composé.

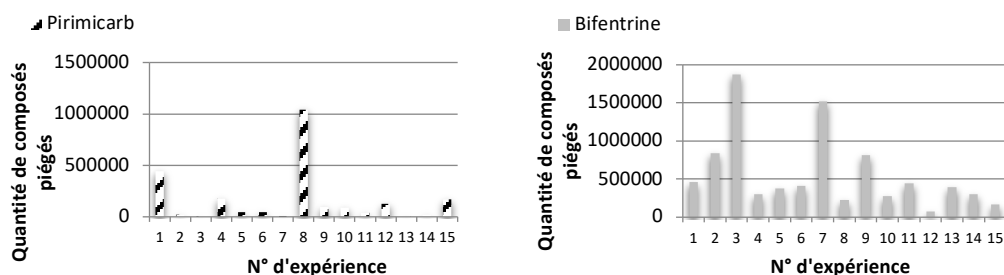


Figure 4 : Quantité de composés extraits exprimée en réponse instrumentale (surface chromatographique) en ordonnées en fonction des expériences tests du plan d'expérience en abscisse présentés dans le Tableau 2 : cas du pirimicarb à gauche et de la bifentrine à droite.

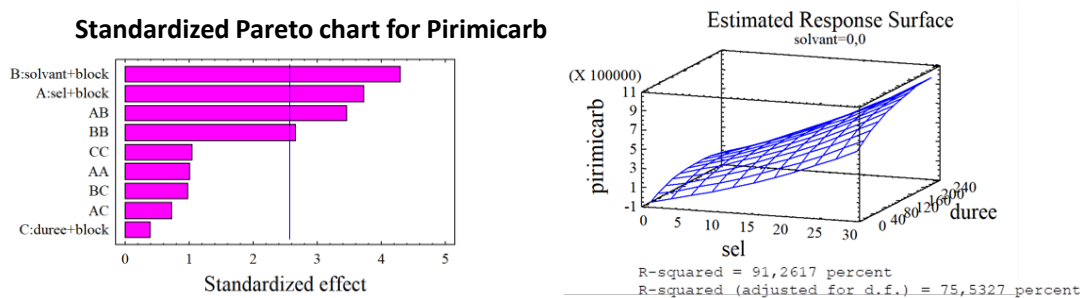


Figure 5 : Exemple de résultats issus du plan d'expérience pour le pirimicarb, à gauche digramme de Pareto, à droite diagramme de surface réponse.

Deux conditions d'extraction ont donc été retenues de façon à obtenir un rendement d'extraction satisfaisant pour l'ensemble des molécules et ainsi obtenir le meilleur compromis : première extraction de 10 mL d'eau réalisée avec un barreau SBSE avec ajout de 30% de NaCl, seconde extraction d'un second aliquot de 10 mL d'eau réalisée avec un second barreau SBSE avec ajout de 10% de solvant (acétone). Pour chaque échantillon d'eau, les 2 barreaux ont été analysés de manière simultanée augmentant ainsi la quantité de pesticides piégés et donc la sensibilité de l'analyse. 26 des 27 composés susceptibles d'être analysés par DT/GC/MS peuvent être extraits par cette technique. Le dernier étant le thiométhoxam que l'on ne peut pas quantifier dans l'eau, car c'est un composé pour lequel le k_{ow} est le plus faible et inférieur à 1. Les propriétés physico-chimiques des molécules étant différentes, leur affinité vis-à-vis du polymère du barreau SBSE l'est tout autant.

Quantification des pesticides dans l'eau et l'air échantillonnés sur site

Plusieurs pesticides ont été quantifiés à la fois dans l'air et dans les eaux de pluie récoltées. Majoritairement 7 composés sont présents dans les eaux de pluies (3 herbicides et 4 fongicides) et 6 dans les échantillons d'air (1 insecticide, 3 herbicides et 2 fongicides). Le graphique ci-dessous illustre un exemple de résultats des concentrations mesurées dans l'eau et dans l'air pour 2 des composés cibles : la pendiméthaline et le S-métolachlore, deux herbicides utilisés localement.

Les niveaux de concentrations sont compris entre 0,1 à 23 ng/m³ dans l'air et 0,07 et 6 ng/L dans les eaux de pluies récoltées. Les ordres de grandeur des concentrations dans l'air sont globalement cohérents avec la littérature (Villot et al., 2018, AASQA Nouvelle Aquitaine 2018). Une analyse bibliographique des données sur la contamination des eaux de pluie par les pesticides est en cours.

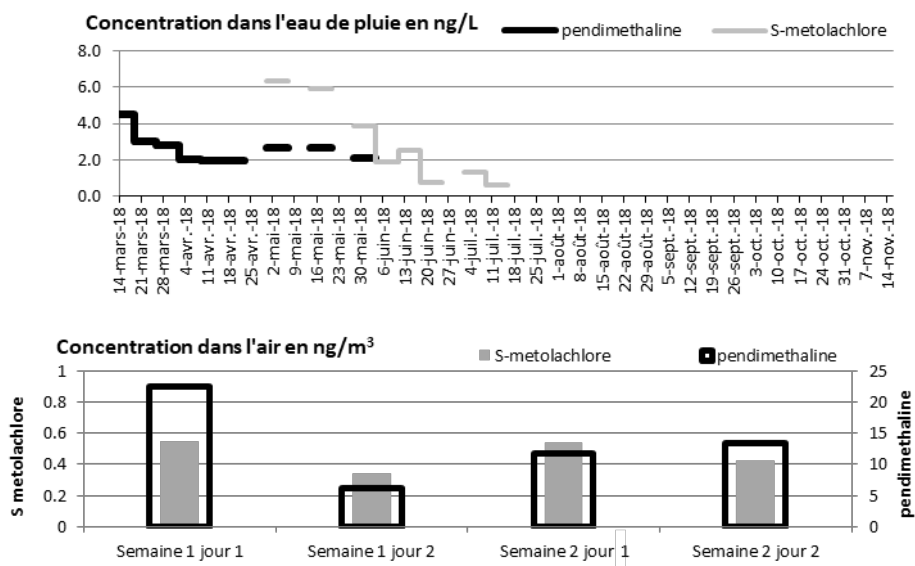


Figure 6 : Concentration des pesticides retrouvés dans l'eau de pluie (en haut) et dans l'air (en bas) de la zone en agriculture conventionnelle : exemple du S-métolachlore et de la Pendiméthaline : premiers résultats.

Conclusions et perspectives

Cette étude a permis la mise au point de l'analyse multi-résidus des pesticides à la fois dans des échantillons issus de prélèvement d'air et d'eau de pluie avec une même chaîne analytique. La méthode des plans d'expérience mise en œuvre offre la possibilité de tester des scénarios d'extraction pour trouver le(s) meilleur(s) compromis, compromis nécessaire en ce qui concerne les analyses multirésidus. Avec cette méthode, plusieurs extractions d'un même échantillon en changeant les paramètres d'extraction permet d'augmenter (1) le nombre de pesticides extraits et (2) la sensibilité de l'analyse. Les premiers résultats d'analyse de l'air prélevés in situ montrent la faisabilité de quantifier les molécules cibles avec le système de prélèvement déployé (faible débit, temps d'échantillonnage relativement court).

La détermination des limites de quantification de chaque molécule pour les deux matrices est en cours de calcul. Evaluer les incertitudes de mesures en utilisant la validation de la méthode par le profil d'exactitude compléterait l'étude. Ces premiers résultats de quantification dans l'air et l'eau sont à interpréter en fonction des pratiques phytosanitaires dans la zone d'étude et des épisodes pluvieux. Ils sont aussi à comparer aux résultats d'analyse des sols échantillonnés dans le cadre du projet et aux résultats obtenus par modélisation de la dispersion atmosphérique depuis les zones traitées.

Remerciements

Projets Rescape (financement ONEMA, APR ECOPHYTO « Pesticides » 2014 (MAAF DGER)) et PING (financement Métaprogramme SMaCH INRA 2017); la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvres (CNRS-CEBC, Beauvoir sur Niort ; V. Bretagnolle, J.L. Gautier) ; M. Deschamps (Ecosys).

Références

- Bourdat-Deschamps M, Daudin J-J, Barriuso E. 2007. An experimental design approach to optimise the determination of polycyclic aromatic hydrocarbons from rainfall water using stir bar sorptive extraction and high performance liquid chromatography-fluorescence detection. *Journal of Chromatography A* 1167: 143-153.
- Prieto A., O. Basauria R. Rodil, A. Usobiaga, L.A. Fernández, N. Etxebarria O. Zuloaga 2010. Stir-bar sorptive extraction: A view on method optimisation, novel applications, limitations and potential solutions. *Journal of Chromatography A* 1217: 2642-2666.
- Rapport AASQA Nouvelle Aquitaine 2018. Pesticides dans l'air – Campagne de mesures 2017. PEST_INT_17_002, Version finale : 04/09/18, 68p
- Villot 2018 Temporal and seasonal variation of atmospheric concentrations of currently used pesticides in Champagne in the centre of Reims from 2012 to 2015 *Atmospheric Environment* 174 (2018) 82-91

Contamination des sargasses par la chlordécone : l'autre défi des échouages aux Antilles (résumé court)

Devault Damien A. (1), Massat Félix (2), Dupuy Laetitia (1), Lambourdière Josie (1), Ménéz Florence (3), Maridakis Clio (4), Hervé Vincent (5), Anne Péné-Annette (6), Trouillefou Malika (1), Dolique Franck (1), Lopez Pascal-Jean (1)

(1) *Unité Biologie des organismes et écosystèmes aquatiques (BOREA), Université des Antilles, MNHN, Sorbonne Université, Université de Caen Normandie, CNRS, IRD, damien.devault@univ-antilles.fr, pascal-jean.lopez@mnhn.fr, franck.dolique@univ-antilles.fr, laetitia.dupuy@univ-antilles.fr, malika.trouillefou@univ-antilles.fr, josie.lambourdiere@mnhn.fr*

(2) *La Drôme Laboratoire, 37 avenue de Lautagne - BP 118 Valence – fmassat@ladrome.fr*

(3) *Laboratoire Caraïbéen de Sciences Sociales LC2S - UMR CNRS 8053 B.P. 7209 97275 Schœlcher Cedex (Martinique) – florence.menez@gmail.com*

(4) *ADEME Martinique, Zone D Activité du Manhity, Lamentin (Le) 97232, France – clio.maridakis@ademe.fr*

(5) *Max Planck Institute for Terrestrial Microbiology, Karl-von-Frisch-Straße 10, 35043 Marburg, Allemagne – vincent.herve@mpi-marburg.mpg.de*

(6) *EA 929 AIHP-GEODE, Faculté des Lettres et Sciences Humaines, Campus de Schœlcher, BP 7207 97275 Schœlcher Cedex Martinique - anne.pene-annette@martinique.univ-ag.fr*

Les échouages de sargasses (*Sargassum fluitans* et *natans*) observés depuis 2011 sur les côtes africaines et caribéennes constituent une question complexe impliquant écologie, santé publique et économie et présentent des répercussions multiples pour l'ensemble des territoires insulaires et continentaux concernés. Les sargasses sont des algues brunes qui font l'objet d'une grande variété de valorisation à l'échelle mondiale (300 millions de tonnes, dont 7 millions de tonnes de sargasses), tirant notamment parti de leur importante proportion d'alginate (jusqu'à 40% du poids sec de la sargasse en fonction des espèces). Néanmoins, la valorisation des sargasses implique de connaître leur concentration en contaminants potentiels, et particulièrement pour les sargasses échouées dont la disponibilité au ramassage est le corollaire des nuisances les plus évidentes (émanation d'hydrogène sulfureux, comblement des milieux et des zones portuaires). A cette fin, deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées (début août 2018 et mars 2019) sur une trentaine de sites en Martinique et Guadeloupe. Les analyses réalisées sur les sargasses ont permis de caractériser leurs concentrations en chlordécone, ses métabolites mais également en métaux et métalloïdes.

Dans les zones côtières contaminées par la chlordécone, délimitées par des périmètres d'interdiction de pêche, les organismes marins sont connus pour bioaccumuler ce polluant à des vitesses variables ; la sargasse est elle aussi sujette à ce phénomène. Les résultats obtenus révèlent cependant en Guadeloupe et en Martinique une assez forte hétérogénéité de la contamination, même au sein de prélèvements réalisés à courte distance. Les sargasses aux concentrations élevées peuvent ainsi voisiner des sargasses peu ou pas contaminées. La concentration en chlordécone peut localement dépasser plusieurs centaines de µg/kg de MS. Pour les éléments chimiques analysés, les concentrations sont faibles à l'exception de l'arsenic dont la valeur médiane est de l'ordre de 78 mg/kg de MS et relativement similaire pour les deux départements : les sargasses, connues pour bioaccumuler cet élément chimique naturellement présent dans l'eau de mer, abordent le littoral antillais avec des teneurs qui nécessitent une attention particulière. A ce jour, les procédés industriels de compostage permettent la valorisation d'une fraction des sargasses collectées par la mise sur le marché de compost local normé. La partie restante des algues collectées étant stockée, les résultats de cette étude aideront à préconiser des aménagements potentiels des sites concernés pour que les sargasses soient une ressource intéressante pour les Antilles, par exemple comme pratique d'enrichissement des terres.

Caractérisation spatiale de la vulnérabilité des ressources naturelles et gestion des risques de pollution diffuse liés aux pratiques phytosanitaires agricoles (résumé long)

Grimene Chaima (1,2), Mghirbi Oussama (1,3), Louvet Samuel (2), Le Grusse Philippe (1,3)

(1) CIHEAM-IAMM : Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier, Université de Montpellier, 3191 Route de Mende, 34093 Montpellier Cedex 5, France – chaymagrimen@gmail.com

(2) EcoClimaSol, Immeuble MIBI, 672 Rue du Mas Verchant, CS 37777, 34967 Montpellier Cedex 02, France

(3) UMR GRED, IRD, Université Paul Valéry Montpellier 3, Site Saint Charles, Rue du Professeur Henri Serre, 34090 Montpellier, France.

Introduction

Face à l'augmentation massive de l'utilisation des produits phytosanitaires en agriculture, et aux conséquences de dégradation des ressources naturelles, les politiques actuelles en France, sont orientées vers des initiatives de diminution de l'usage de ces produits tout en assurant une transition agro-écologique des exploitations agricoles. Malgré tous les efforts déployés pour réduire l'utilisation des pesticides dans le cadre du plan Ecophyto I, la France se situe parmi les principaux pays consommateurs de pesticides dans le monde et le premier au niveau européen avec une consommation de plus de 66 600 tonnes par an et une augmentation du niveau de consommation de 12% entre 2014 et 2016 (Guichard et al., 2017). Il y a donc un grand intérêt de développer des outils d'aide à la décision innovants d'analyse et de gestion des risques liés à l'utilisation des produits phytosanitaires à différentes échelles spatiales (parcelle, bassin versant). Dans ce contexte, l'objectif de cette étude porte sur l'élaboration d'une méthodologie d'évaluation de la vulnérabilité des ressources naturelles face à la pollution phytosanitaire diffuse d'origine agricole au niveau du bassin versant de la Gimone à l'ouest de la France. Cette étude vient compléter les travaux scientifiques déjà réalisés sur les risques des produits phytosanitaires (Le Grusse et al., 2014 ; Mghirbi, 2016 ; Kanj, 2018) et apporter une démarche innovante en combinant l'analyse agronomique et géomatique pour élargir les échelles d'étude et d'intervention de réduction des risques des pesticides.

Méthodologie

La démarche adoptée dans ce travail de recherche s'inscrit dans un processus de construction d'une intelligence territoriale (Girardot, 2004). Cette approche territoriale mobilise plusieurs outils géographiques, agronomiques et de télédétection afin d'aboutir à la construction d'un système d'information territorial qui permet de recueillir et de formaliser un maximum d'informations géolocalisées sur toutes les unités spatiales (parcelle et bassin versant) pour agir sur la pollution diffuse d'origine agricole. La méthodologie de ce travail est basée sur la caractérisation physique du milieu naturel dans le but d'établir la répartition spatiale de la charge polluante en fonction des pratiques phytosanitaires à l'échelle des parcelles agricoles, et des structures spatiales existantes dans le milieu (surfaces en eau, forêts, habitats, etc.) au niveau d'un bassin versant. Nous utilisons des paramètres de pression phytosanitaire, de risque potentiel et de vulnérabilité du milieu face à la pression agricole exercée sur les ressources naturelles pour estimer le risque réel de pollution phytosanitaire diffuse. Nous tenons alors à définir trois enjeux principaux pour cette étude : les ressources en eau, la biodiversité terrestre et la santé humaine (Figure 1).

Nous procédons dans un premier temps à la gestion spatiale de risque des produits phytosanitaires à l'aide des indicateurs de risques potentiels sur la santé humaine (IRSA) et sur l'environnement (IRTE

aquatique et terrestre) calculés par le logiciel EToPhy⁸ (Le Grusse et al., 2014). Dans un deuxième temps, nous étudions les paramètres de vulnérabilité du milieu naturel face à la pollution diffuse (lithologie, pente, précipitation, etc.). Les paramètres de vulnérabilité sont par la suite hiérarchisés par rapport à leur niveau de risque potentiellement généré au niveau des enjeux étudiés (ressources en eau, biodiversité terrestre, santé humaine) afin d'avoir une note de vulnérabilité globale pour chaque enjeu étudié (Figure 1).

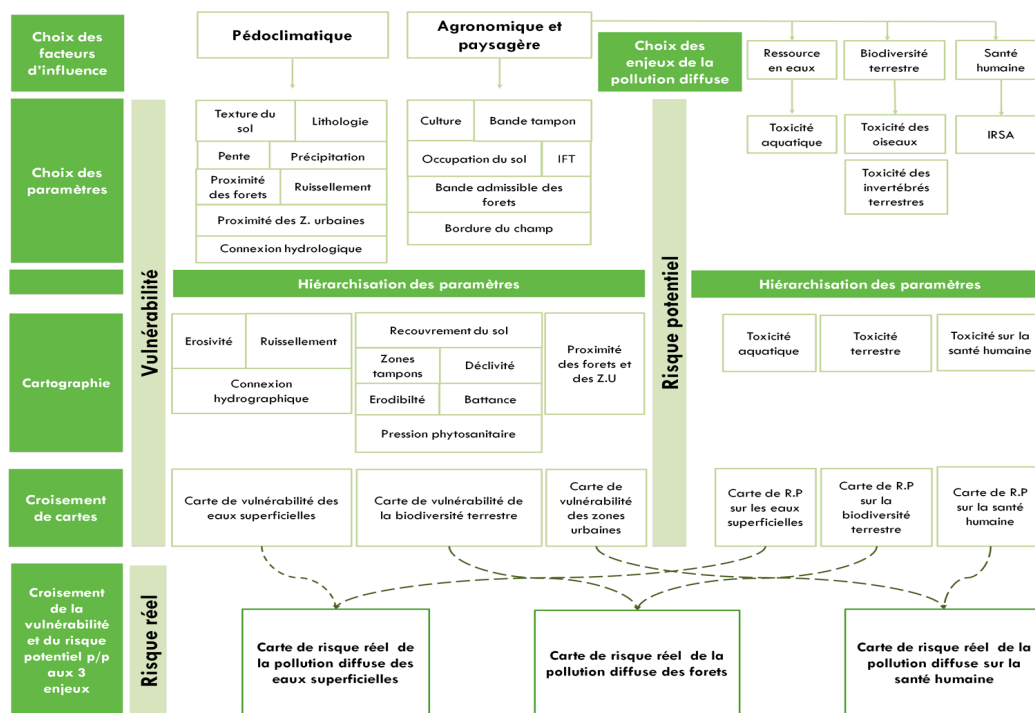


Figure 1. Démarche méthodologique

La vulnérabilité est déterminée à l'aide des notes en passant d'une échelle de pixel à une échelle parcellaire tout en attribuant une note de vulnérabilité par classe et par paramètre suivant une suite géométrique de 2 à 32. La spatialisation des notes pour chaque paramètre est réalisée suivant une échelle de pixel sur une couche géographique raster. La note de vulnérabilité par parcelle est obtenue par le calcul de la moyenne des notes de vulnérabilité des pixels sur la même parcelle. La vulnérabilité globale par parcelle est obtenue suite à la combinaison des notes de vulnérabilité de tous les paramètres étudiés.

Résultats et discussions

Le risque réel pour chaque enjeu est exprimé en fonction des notes de vulnérabilité globale multipliées par les notes de risque potentiel. Nous tenons à représenter l'exemple d'étude de la vulnérabilité et du risque de pollution phytosanitaire diffuse sur l'enjeu des ressources en eaux superficielles sur le bassin versant de la Gimone. La typologie du niveau de risque aquatique de pollution phytosanitaire diffuse au niveau du bassin versant de la Gimone permet de définir 3 classes : parcelles à faible risque, parcelles à moyen risque et parcelles à fort risque.

⁸ Logiciel EToPhy dépôt APP n° IDDN.FR.001.060017.000.D.C.2011.000.31500 : ce logiciel est développé par l'équipe de recherche du CIHEAM-IAM de Montpellier.

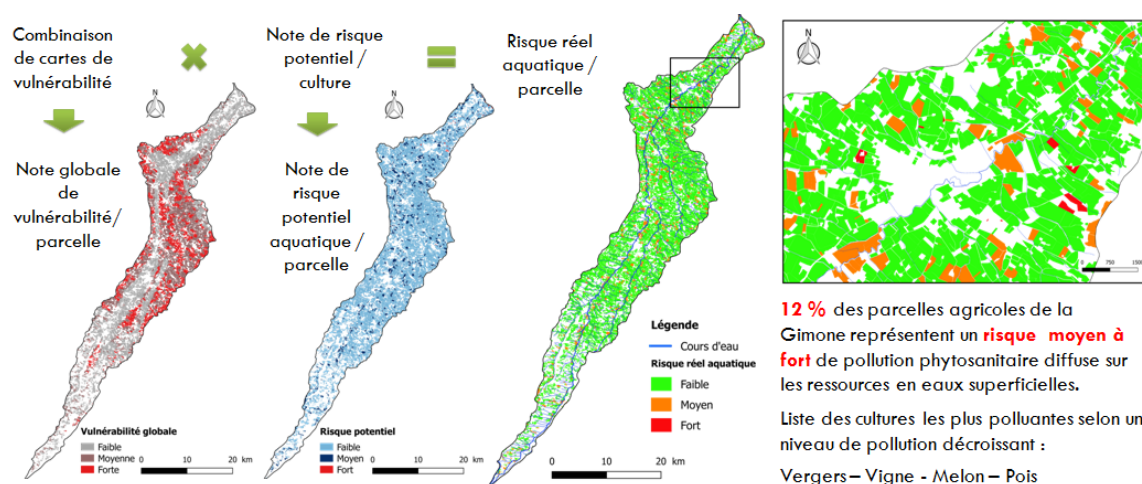


Figure 2. Risque réel de pollution phytosanitaire diffuse sur les ressources en eaux superficielles

Cette approche d'analyse spatiale est un outil d'aide à la décision qui répond aux attentes des différents acteurs de terrain, afin d'améliorer leur réflexion sur les plans d'action possibles à mettre en place au niveau des zones à risque élevé et de forte vulnérabilité géo-localisées via des techniques de cartographie de risques (Mghirbi et al., 2018). Ces informations seront transmises aux acteurs et aux gestionnaires du territoire étudié, accompagnées de propositions de plans d'action de réduction des risques de la pollution diffuse liée à l'utilisation des pesticides à l'échelle du bassin versant portant sur des alternatives en termes de produits phytosanitaires et d'infrastructures agro-écologiques (bandes enherbées, zones tampons, etc.) au niveau du bassin versant. L'ensemble des leviers proposés seront discutés lors de séances participatives avec les différentes parties prenantes sur le territoire étudié, afin de développer des stratégies concertées de gestion des risques de la pollution diffuse liées aux pratiques phytosanitaires agricoles.

Références

- Girardot J.J., 2004. Intelligence territoriale et participation. In : Tic & Territoires : quels développements, Lille, Enic et Cies.
- Guichard L., Dedieu F., Jeuffroy M-H., Reau R., Savini I., 2017. Le plan Ecophyto de réduction d'usage des pesticides en France : décryptage d'un échec et raisons d'espérer. Cahiers Agricultures, 26: 14002.
- Kanj F., 2018. Outils et méthodes pour une politique territoriale de gestion raisonnée des pratiques agricoles : Cas d'application dans la région de la Béquaa au Liban. Thèse de doctorat en Géographie et Aménagement de l'espace. Université Paul Valéry Montpellier 3 (France). 378 p.
- Le Grusse P., Mandart E., Bouaziz A., Le Bars M., Bord J.-P., Fabre J., 2014. Gestion de la toxicité en zone Ramsar (TRam) : rapport final. 68 p. Rapport scientifique du Programme Pesticides : Programme Évaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des Pesticides. APR Pesticide 2009 [en ligne]. <http://isidoredd.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/Temis/0083/Temis-0083209/22276_A.pdf> (consulté le 01 Mars 2019) .
- Mghirbi O., 2016. Résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires : conception d'outils de gestion des risques liés aux pesticides – cas du bassin versant de l'étang de l'or en France. Thèse de Doctorat en Géographie et Aménagement de l'Espace. Université Paul Valéry- Montpellier 3 (France). 352 p.
- Mghirbi O., Bord J.-P., Le Grusse P., Mandart E., Fabre J., 2018. Mapping for the management of diffuse pollution risks related to agricultural plant protection practices: case of the Etang de l'Or catchment area in France. Environmental Science and Pollution Research, 25(14), 14117-14137.

Influence de l'utilisation des pesticides sur la qualité des ressources en eau dans le département d'Agboville (Sud-Est de la Côte d'Ivoire) (résumé court)

OROU Kotchi Rodrigue (1), AHOUSI Kouassi Ernest (2), TIE Yro Hyacinthe (3), TANOH Adjoua Germaine (4), SORO Tanina Drissa (5) et SORO Nagnin (6)

(1) Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Eau et de l'Environnement, UFR des Sciences de la Terre et des Ressources Minières (UFR-STRM), Université Félix Houphouët Boigny de Cocody, 22 BP 582 Abidjan 22, Côte d'Ivoire, orourodrique@gmail.com / orourodrique@yahoo.fr

(2) Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Eau et de l'Environnement, UFR des Sciences de la Terre et des Ressources Minières (UFR-STRM), Université Félix Houphouët Boigny de Cocody, 22 BP 582 Abidjan 22, Côte d'Ivoire

(3) Département de l'Environnement et de la Prévention des Risques, Ministère de la Salubrité, de l'Environnement et du Développement durable, 20 BP 650 Abidjan 20, Côte d'Ivoire.

(4) Laboratoire des Sciences du Sol, UFR des Sciences de la Terre et des Ressources Minières (UFR-STRM), Université Félix Houphouët Boigny de Cocody, 22 BP 582 Abidjan 22, Côte d'Ivoire

(5) Laboratoire du Génie de l'Eau et de l'Environnement, UFR Environnement, Université Jean Lorougnon Guédé, 02 BP 150 Daloa 02, Côte d'Ivoire

(6) Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Eau et de l'Environnement, UFR des Sciences de la Terre et des Ressources Minières (UFR-STRM), Université Félix Houphouët Boigny de Cocody, 22 BP 582 Abidjan 22, Côte d'Ivoire

L'étude de la qualité des ressources en eau est un outil efficace pour évaluer le niveau de contamination des eaux. Plusieurs auteurs ont eu recours aux méthodes telles que la comparaison des teneurs des matières actives des pesticides obtenues aux normes de l'OMS pour évaluer la qualité des eaux. Dans cette étude nous proposons une approche autre que celles qui sont traditionnellement utilisées. Cette approche repose sur l'Indice de Contamination Pesticides (ICP) et l'Indice d'Altération Pesticides (IAP). Les paysans du département d'Agboville utilisent les pesticides pour améliorer leur rendement agricole sans toutefois connaître les effets sur la qualité des ressources en eaux. La présente étude a pour objectif principal d'évaluer le niveau de contamination des eaux de surface et des eaux souterraines du département d'Agboville par l'utilisation des pesticides. Vingt-quatre (24) échantillons dont dix-huit (18) pour les eaux de surface et six (6) pour les eaux souterraines ont été réalisés en saison sèche et en saison pluvieuse. Le dosage au laboratoire a permis d'obtenir les concentrations des matières actives des pesticides dans les eaux. L'analyse statistique des données hydrochimiques et les indices de contamination (Indice de Contamination Pesticides : ICP et Indice d'Altération Pesticides : IAP) sont les différentes méthodes utilisées pour atteindre notre objectif. L'ordre d'abondance des matières actives détectées dans les eaux échantillonnées est glyphosate > glyphosate sel d'isopropylamine > deltaméthrine > chlorpyrifos-éthyl > thiaméthoxam > dichlorodiphényltrichloroéthane. Seules les concentrations de glyphosate en saison pluvieuse ont une moyenne supérieure à 0,1 µg/L, tandis qu'en saison sèche elle est inférieure à 0,1 µg/L. Le DDT n'a pas été détecté dans les eaux échantillonnées dans les deux saisons. Les valeurs moyennes de l'ICP (ICP > 2) montrent que les eaux sont de qualité moyenne et selon les valeurs moyennes de l'IAP ces eaux sont de bonne qualité (IAP > 0,5 µg/L). Les eaux de surface sont plus exposées à la contamination des pesticides que les eaux souterraines et la contamination est plus marquée en saison pluvieuse qu'en saison sèche. Les matières actives des herbicides ont été détectées dans toutes les cultures et celles des insecticides ont été détectées dans les plantations de cacao et maraichères. Ce travail constitue une base importante et une alerte à l'encontre des autorités compétentes pour la gestion et fabricants des pesticides. Les fabricants doivent ajouter des récipients gradués pour permettre aux paysans de mieux jauger les produits à utiliser afin d'éviter le sous-dosage ou surdosage. Il faut d'une part encourager et vulgariser l'économie circulaire en

agriculture et d'autre part contrôler la commercialisation des produits phytosanitaires afin de réduire la contre bande.

Mots-clés : Indices de qualité, contamination, ressources en eau, pesticides, Agboville.

Suivi des eaux de drainage en contexte très argileux (résumé court)

Pierlot Frédéric (1)(2), Schott François-Xavier (1), Maillet Mezeray Julie (3), Laflotte Alexandre (4)

(1) *Chambre Régionale d'Agriculture Grand Est, service Innovation Recherche Développement, 9, rue de la Vologne 54520 LAXOU*

(2) *Laboratoire Agronomie et Environnement (LAE) UMR Université de Lorraine, INRA, 2, rue av Forêt de Haye 54500 VANDOEUVRE-LES-NANCY*

(3) *BAYER SAS, 16 rue Jean Marie Leclair 69009 Lyon Vaise, France*

(4) *Centre Recherche et Développement de la Bouzule, ENSAIA – Université de Lorraine 54280 Laneuvelotte*

Le transfert de polluants d'origine agricole vers les eaux peut être à l'origine de la dégradation et de la non-conformité des masses d'eau vis-à-vis de la réglementation mais également d'autres impacts sur le milieu (i.e : atteinte à la biodiversité et autres effets non-intentionnels).

Le drainage agricole est une voie de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux et a été étudié depuis de nombreuses années. Cet aspect « transferts via le drainage » recouvre de multiples contextes pédoclimatiques et les sols très argileux sont très peu étudiés car ils ne représentent qu'une part très faible de la surface agricole nationale. Cependant, ces sols dont la teneur en argile est supérieure à 40% sont essentiellement situés en région Grand Est et ont des caractéristiques physiques (fentes de retrait en été, imperméabilité de certains horizons...) et chimiques (taux de matière organique potentiellement plus élevé, capacité d'échange, pH ...) particulières. Le comportement de ces sols vis-à-vis des produits phytosanitaires nécessite de ce fait d'être étudié pour affiner le conseil agronomique auprès des agriculteurs concernés pour comprendre et limiter les transferts de substances actives vers les eaux.

Notre étude repose donc sur le suivi du site historique de la Bouzule (département 54 en région Grand Est), longtemps secteur de référence en contexte de sol drainé très argileux mais dont le suivi a été stoppé au début des années 2000. Le dispositif consiste à la mise en place du suivi de 3 parcelles contiguës drainées travaillées comme une seule parcelle agricole en présentant des caractéristiques de sol différentes :

Tableau 1 : Caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface (O-20 cm) des sols faisant l'objet des suivis.

Sols	PI-I	Argiles ----- %	Limons ----- %	Sables ----- %	CEC me/100g	Carbone %
limoneux (Sol brun lessivé) parcelle A	6,2	24,2	48,0	8,5	14,2	1,4
argileux (Pélosol) parcelle B	7,3	51,7	35,7	3,9	22,1	1,3
Argilo-limoneux (Sol brun intermédiaire). Parcelle C	7,2	47,6	38,7	8,3	26,3	1,9

Chaque sous-parcelle possède un réseau de drainage distinct et l'ensemble des eaux de drainage est collecté distinctement en bas de parcelle avec un suivi du débit de chaque réseau de drainage. Un suivi de la pluviométrie locale a également été mis en place pour permettre de relier les événements climatiques avec les épisodes de drainage et ainsi qualifier la réponse de chaque type de sol à la pluie.

Des prélèvements assujettis au débit sont ainsi réalisés sur chaque réseau de drainage et sont analysés par un laboratoire indépendant accrédité COFRAC, ce qui permet de faire un lien entre les pratiques de traitements et les transferts de substances actives mesurés.

La première campagne de mesure permet donc de faire un état des lieux concernant la réponse hydraulique du réseau de drainage de chaque type de sol aux événements pluvieux et les transferts associés concernant l'historique des pratiques réalisées sur la parcelle et les pratiques annuelles (application de iodosulfuron-méthyl sodium et mesosulfuron methyl sodium en mars 2019). Les résultats de ce site pourront ainsi servir de référence par rapport aux transferts de pesticides en sol drainé très argileux.

Analyse des risques de transferts de pesticides en sols et systèmes de culture tropical antillais (résumé court)

Ponchant Lise (1), Samouelian Anatja (2), Andrieux Patrick (1), Bajazet Thierry (1), Nannette Jean-Baptiste (1), Négro Sandrine (2), Robin Nazaire (1), Schmitt Chloé (1&2), Voltz Marc (2)

(1) ASTRO Agrosystèmes Tropicaux, INRA, 97170 Petit-Bourg, (Guadeloupe), France – lise.ponchant@inra.fr

(2) UMR LISAH, Univ Montpellier, INRA, IRD, 2, place Pierre Viala 34060 Montpellier anatja.samouelian@inra.fr

Contexte et objectif

La contamination des écosystèmes antillais par les pesticides est avérée et documentée par des observations disponibles dans l'ensemble des compartiments eau, sol, végétation et animaux. Pour autant, peu de travaux ont jusqu'ici étudié la variabilité des mécanismes de dispersion des produits phytosanitaires en fonction des contextes agropédologiques du milieu volcanique tropical. Ainsi l'évaluation du risque de contamination des eaux en fonction des types de sol et des systèmes de cultures reste imprécise. L'objectif de cette étude est d'analyser pour une diversité de situations agropédo-climatiques représentatives du contexte agropédo-climatique Antillais, et de produits phytosanitaires actuellement utilisés : i) les risques de transfert par ruissellement et percolation, ainsi que ii) les formes de transferts majoritaires en distinguant les phases dissoutes et particulaires.

Méthode

L'approche méthodologique repose sur le suivi *in situ* sur parcelle de 16 m² ou 32 m², suivant le motif cultural de la canne et de la banane, du devenir des matières actives après application au sol d'un cocktail de 7 matières actives (glyphosate, difénoconazole, asulam, fosthiazate, mésotrione, 2,4-D, métolachlore) ayant des propriétés de sorption et temps de demi-vie contrastés. Les applications ont été réalisées pour 3 systèmes agropédologiques distincts (Andosol/Banane ; Nitisol/Banane et Ferralsol/Canne). Les modalités Andosol et Ferralsol comprennent à chaque fois deux sites distincts. Sur la durée de l'expérimentation (entre 2 et 3 mois suivant les sites) le dispositif expérimental s'attache à : i) quantifier les volumes ruisselés et drainés à 30 cm de profondeur, ainsi que la charge en MES, et ii) à l'analyse des concentrations en matières actives dans le sol et dans les eaux de ruissellement et de drainage. Quand cela est possible les analyses ont été faites sur la phase dissoute et particulaire (> 0,7 µm).

Résultats et discussion

Sur la durée des essais, les suivis confirment les propriétés drainantes des sols volcaniques tropicaux. Suivant les sites, les taux de ruissellement sont compris entre 0,1 et 9%, alors que les taux de drainage sont compris entre 34 et 72%. On observe la plus grande variabilité pour les taux de ruissellement des sites implantés sur Andosols et Ferralsols. En effet plusieurs sites représentent ces modalités, et on observe ici une variabilité liée à des conditions locales au moment de la conduite de l'essai (état de surface, variation des conditions topographiques et climatiques). La gamme moyenne de charges en MES est comprise respectivement pour les eaux de ruissellement et drainage entre 0,08 et 0,95 g/L et entre 0,07 et 0,18 g/L. Les quantités de MES exportées sont plus importantes dans les eaux de drainage en relation avec les fortes capacités d'infiltration des sols.

La dissipation des matières actives dans les sols (DT50) permet d'identifier deux groupes de molécules : un groupe avec une dissipation rapide, durée inférieure à 10 jours (fosthiazate, asulam, 2,4D), et un autre avec une durée plus importante entre 20 et 50 jours (difénoconazole, glyphosate). Par rapport aux bases

de données de la littérature acquises pour d'autre contexte (PPDB, SIRIS, EFSA, Agritox) on obtient des durées proches des gammes basses des valeurs de références, ce qui est sans doute à relier à l'influence de températures moyennes plus élevées en milieu tropical. Seul le difénoconazole et le fosthiazate présentent des valeurs plus faibles, quels que soient les sites. A noter que pour un même site on observe une dissipation très variable en fonction de la nature des molécules. A contrario pour une même molécule on observe peu de variabilité entre les sites.

Dans l'ensemble, les concentrations en matières actives dans les eaux de ruissellement et de drainage diminuent après l'application, mais selon des cinétiques différentes suivant les matières actives. Une généralisation du comportement de risque de contamination est toutefois fragile car les cinétiques de suivis reposent sur un nombre de sites restreint par combinaison agropédologique. Toutefois on observe, comme attendu, que les molécules de faible rétention présentent une dynamique de transfert plus rapide vers les eaux. Mais il semble apparaître un effet seuil entre rétention et temps de demi-vie qui devra être interprété plus finement à l'aide d'outils de modélisation. Par ailleurs pour une matière active considérée, aucune différence significative entre les gammes de concentrations analysées dans les eaux de ruissellement et de drainage n'est observée. Ce résultat indique que les processus de transfert de contaminant entre drainage et ruissellement sont proches. Les transferts par drainage s'identifient donc à des transferts rapides de types préférentiels, en cohérence avec la forte porosité des sols volcaniques antillais. Les bilans d'exportation par matière active montrent enfin des pertes par ruissellement très inférieures aux pertes par drainage du fait des faibles taux de ruissellement constatés. Ceci indique un risque accru de transfert de contaminant vers les eaux souterraines, quelle que soit la modalité agropédologique choisie. A noter toutefois que le terme de drainage observé correspond au flux au bas des 30 premiers centimètres du sol.

Les concentrations en matières actives sur la phase particulaire montrent une dynamique proche de celles observées pour la phase dissoute, avec une diminution progressive au cours du temps. La contribution particulaire à l'exportation est variable suivant les types d'écoulements, elle est plus importante pour les transferts par ruissellement entre 1 à 70% par rapport au drainage où elle représente entre 0.1 à 10%. Le difénoconazole est la molécule la plus mobilisée par voie particulaire, entre 15% et 70% dans le ruissellement et entre 3% et 10% dans le drainage, en accord avec un coefficient de sorption élevé. La contribution du transfert particulaire semble plus importante pour les Andosols, en lien avec un taux de ruissellement et une teneur en matière active sur les MES importants pour ces situations.

Conclusion

L'expérimentation menée a permis d'acquérir des références de dispersion des pesticides dans les eaux et les sols pour un ensemble de molécules actuellement utilisées sur une diversité de situations agropédologiques représentatives des Antilles.

L'étude a montré que l'ensemble des situations présente des taux de drainage bien supérieurs aux taux de ruissellement. Par ailleurs l'analyse conjointe des dynamiques de concentrations des matières actives dans les eaux de drainage et de ruissellement après application permet d'identifier des conditions de transferts par drainage qui s'apparentent à des transferts rapides proches, voire similaires, aux transferts préférentiels. En termes de risque de transfert, on analyse des pertes par ruissellement très inférieures aux pertes par drainage, ce qui par conséquent indique un risque accru de transfert de contaminants vers les eaux souterraines. Cette conclusion est toutefois à moduler du fait de la profondeur d'investigation de l'étude.

Concernant la contribution du transfert particulaire à la dispersion des pesticides, celle-ci reste très restreinte par rapport à la phase dissoute. Par ailleurs concernant la dissipation des molécules dans le sol, les résultats acquis sont proches des limites basses des valeurs de références issues des bases de données telles que PPDB.

Le digital au service du diagnostic parcellaire (résumé long)

Hélène Vergonjeanne (1), Anaïs Junger (1), Aurélie Royal (1)

(1) Syngenta, 1, avenue des prés, 78286 Guyancourt – helene.vergonjeanne@syngenta.com

Introduction

Afin de prévenir les contaminations de l'eau par voie diffuse et particulièrement par ruissellement, le diagnostic parcellaire ainsi que la localisation précise de la parcelle au sein d'une aire d'alimentation de captage apportent des informations précieuses aux prescripteurs. Il permet de donner à l'agriculteur des conseils appropriés tant sur l'aménagement de la parcelle, que sur les techniques culturales et les stratégies de désherbage à favoriser en fonction de la vulnérabilité de la parcelle.

Pour des raisons de coût et de temps, il est impossible de réaliser des diagnostics sur l'ensemble des parcelles d'un territoire. Partant de ce constat, Syngenta a développé deux outils complémentaires utilisant la digitalisation et la modélisation. Il s'agit d'une nouvelle approche de diagnostic en deux temps ayant pour objectif de faciliter et d'accélérer le travail du conseiller pour préconiser à l'agriculteur des solutions pratiques.

Quali'H2O Territoire

Quali'H2O Territoire est une plateforme digitale dont le but est de réaliser une priorisation des parcelles les plus vulnérables au ruissellement et également une visualisation des aires d'alimentation des captages prioritaires et de leurs périmètres de protection.

Le calcul de vulnérabilité des parcelles au ruissellement est basé sur la méthode SIRIS - Système d'Intégration des Risques par les Scores (Jouany et al., 1982 ; Guerbet et al., 2002), méthode mathématique combinatoire de facteurs de risque. Elle permet de choisir les critères ayant une responsabilité dans l'apparition du risque, de les hiérarchiser, et de définir un seuil pour chaque critère. Dans notre définition des parcelles vulnérables, nous nous sommes appuyés sur deux critères : la distance à l'eau et le LS-factor (Panagos et al., 2015), facteur qui tient compte de la longueur et de l'inclinaison de la pente et qui est utilisé dans l'équation universelle des pertes en terre (USLE). Pour chacun de ces critères, nous avons déterminé des seuils en fonction de notre expertise et de la bibliographie. Ainsi, les parcelles sont classées en quatre niveaux de vulnérabilité au ruissellement : o = très faiblement vulnérable ; m = faiblement vulnérable ; d = moyennement vulnérable ; V = fortement vulnérable (Tableau 1). Nous n'avons pas pu prendre en compte le type de sol dans ce modèle car les données cartographiques et numérisées des sols à une échelle 1/25 000 n'existent pas sur l'ensemble du territoire français.

Classe de valeur LS-factor (sans dimension)	Distance à l'eau (en mètres)			
	> 200	100 à 200	50 à 100	0 à 50
< à 0.1	o	o	m	m
0.1 à 0.5	o	m	m	d
0.5 à 1	m	m	d	V
1 à 2	m	m	d	V
2 à 3	m	m	V	V
3 à 5	m	m	V	V
5 à 10	m	d	V	V
> à 10	m	d	V	V

Tableau 1 : Matrice SIRIS révisée par Syngenta pour Quali'H2O Territoire.

Nous n'avons pas pu prendre en compte le type de sol dans ce modèle car les données cartographiques et numérisées des sols à une échelle 1/25 000 n'existent pas sur l'ensemble du territoire français.

Quali'H2O 2.0

Quali'H2O 2.0 est un outil de diagnostic du ruissellement parcellaire, disponible sur tablette et smartphone, sous Android (Singh et al., 2018). Il permet de classer les parcelles, sur la base d'un score, en fonction de leur vulnérabilité au ruissellement.

Un premier score de ruissellement est établi d'après trois critères principaux :

- La perméabilité du sol, qui se détermine suivant le type de sol, dans un triangle de texture établi par la société internationale des sciences du sol (International Soil Science Society). Le type de sol peut être identifié directement à l'œil, à partir d'une analyse de sol, ou grâce à une grille de détermination ;
- La profondeur du sol jusqu'à la couche imperméable, obtenue grâce à un pénétromètre ;
- La pente de la parcelle, obtenue grâce à un clinomètre.

D'autres critères, tels que la distance à l'eau, la présence d'une bande tampon, ou encore le travail du sol, viennent ensuite atténuer ou renforcer le score du diagnostic. L'application, plutôt conçue pour être utilisée par un conseiller que par l'agriculteur lui-même, donne la possibilité à son utilisateur d'ajuster le score de ruissellement grâce à son expertise. Quatre classes de vulnérabilité au ruissellement sont proposées, en fonction du score final de ruissellement : Elevée, Moyenne, Faible, Très faible.

Le diagnostic parcellaire permet ainsi de faire des préconisations et de proposer des solutions, sous forme de choix multiples, qui peuvent être mises en place pour limiter le ruissellement. L'utilisateur est également libre d'ajouter des photos ou des commentaires sur les bonnes pratiques suivant son expertise individuelle. A l'issue du diagnostic, un rapport peut être édité et transmis par le conseiller à l'agriculteur. Il comprend l'ensemble des données enregistrées, dont des photos, des schémas et des conseils personnalisés.

Un service complet pour des plans d'action personnalisés

L'application Quali'H2O 2.0 (Figure 1) a été utilisée en 2017 et 2018 avec succès sur des parcelles de trois bassins versants. Ceci a permis de tester la fiabilité de l'approche cartographique et sa cohérence avec l'outil de terrain, mais aussi celle de l'application et de son intérêt réel. La plateforme numérique Quali'H2O Territoire comporte à ce jour 480 aires d'alimentation de captages prioritaires et a été utilisée dès cette année pour orienter les réflexions pour des stratégies de désherbage différenciées. Bien que fonctionnant de manière indépendante, les outils Quali'H2O Territoire et Quali'H2O 2.0 sont destinés à être mis à disposition des prescripteurs afin d'orienter les diagnostics terrain et de mieux appréhender les stratégies de protection des cultures pour des pratiques plus durables.



Figure 1 : Les différentes étapes d'utilisation de Quali'H2O Territoire et Quali'H2O 2.0 dans un service complet.

Bibliographie

- Guerbet, M., & Jouany, J. M. (2002). Value of the SIRIS method for the classification of a series of 90 chemicals according to risk for the aquatic environment. In : Environmental Impact Assessment Review, 22(4), 377-391.
- Jouany, J.M., Vaillant, M., Blarez, B., Cabridenc, R., Ducloux, M. & Schmitt, S. (1983) Une méthode qualitative d'appréciation des dossiers en écotoxicologie : cas des substances chimiques. In : Sci. Vét. Méd. Comp., 85(4,5), 3-23.

- Panagos, P., Borrelli, P., & Meusburger, K. (2015). A new European slope length and steepness factor (LS-Factor) for modeling soil erosion by water. In : *Geosciences*, 5(2), 117-126.
- Singh, M., Vasileiadis, V. P. & Junger, A. (2018). Chapter Five - Practical Implementation of the Principles of the Sustainable Use of Pesticides. In : *Advances in Chemical Pollution, Environmental Management and Protection* (eds E. Capri & A. Alix), 2, Elsevier, 133-164.

Pollutions ponctuelles : une appli pour prévenir les risques (résumé long)

Ronan Vigouroux (1), Hélène Vergonjeanne (2), Philippe Garde (2), Sylvain Coudreuse (3),
Isabelle De-Paepe (3), Arnaud Lagriffoul (4), Pascal Goffart (5)

(1) UIPP, 2, rue Denfert-Rochereau 92660 Boulogne- rvigouroux@uipp.net,

(2) SYNGENTA, 1 av.des près, 78286 Guyancourt-helene.vergonjeanne@syngenta.com,
philippe.garde@syngenta.com,

(3) BASF France, Pôle Padu 69130 Ecully-sylvain.coudreuse@basf.com, isabelle.de-paepe@basf.com, (4) DE
SANGOSSE, Bonnel - CS 10005 - 47480 Pont-du-Casse-lagriffoula@desangosse.com,

(5) BAYER S.A.S. 16 rue Jean-Marie Leclairc - 69266 Lyon cedex09-pascal.goffert@bayer.com

Résumé

Les contaminations de l'eau par les substances phytopharmaceutiques peuvent être consécutives à l'application des produits sur les parcelles (pollutions diffuses) mais aussi, pour une bonne part, à des pollutions ponctuelles dues à des accidents de manipulation ou à des mauvaises pratiques avant, pendant et après les traitements. Selon les enquêtes du projet TOPPS de l'ECPA, les pollutions ponctuelles seraient responsables de plus de la moitié des contaminations de l'eau. Au-delà de l'application stricte de la réglementation, sensibiliser les agriculteurs sur ces sujets demeure difficile. C'est en partant de ce constat qu'est née, à l'initiative de l'UIPP, l'application OptiPhytO, une application ouverte à tous les conseillers et techniciens, utilisable sur smartphones et tablettes.

Mots-clés : pollutions ponctuelles, diagnostic d'exploitation, produits phytosanitaires

Pollutions ponctuelles, plus de la moitié des contaminations de l'eau

Il existe peu d'études sur la provenance comparée des contaminations de l'eau par les pesticides agricoles. En Allemagne, des mesures ont été effectuées dans les années 2000 sur plusieurs bassins versant en Hesse. Elles montrent que les pollutions ponctuelles contribuent entre 60 et 95% à la contamination des bassins versants par les produits phytopharmaceutiques (Figure 1).

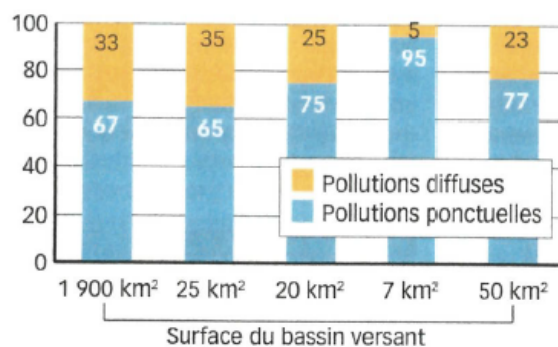


Figure 1 : Part relative des sources de pollutions par les produits phytosanitaires-Etude de l'Université de la Hesse (Allemagne).

La même étude montre qu'après sensibilisation et changements de pratiques sur la vidange et le nettoyage du pulvérisateur au champ les contaminations ont pu être réduites de plus de 60% sur l'ensemble des bassins étudiés (Figure 2).

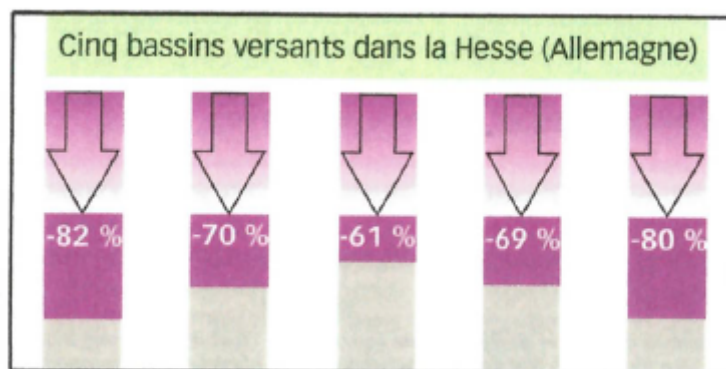


Figure 2 : Baisse des pollutions ponctuelles après formation des agriculteurs-
Etude de l'Université de la Hesse (Allemagne).

Partant de ce constat, il apparaît essentiel de sensibiliser les agriculteurs à cette thématique et de pouvoir leur proposer des solutions concrètes.

Quels outils pour sensibiliser les agriculteurs ?

De nombreuses démarches ont été entreprises par les différents acteurs de la qualité de l'eau pour sensibiliser les agriculteurs à une meilleure prévention des pollutions ponctuelles que ce soit sur le siège de l'exploitation ou au champ. On peut citer des brochures émanant de nombreux organismes, des réunions, vidéos, sensibilisations terrain et autres outils pédagogiques largement diffusés. Peu s'adressent directement au cas personnel / individuel de l'agriculteur. Parmi ceux-ci, le plus connu est « Aquasite », développé par Arvalis institut du végétal. Il permet de réaliser un audit complet des pratiques et du contexte local afin de proposer des solutions adéquates et adaptées à l'exploitant. Pour autant, ce type d'outil nécessite du temps et un investissement non négligeable pour l'exploitant et le diagnostiqueur.

Par ailleurs, les débats à l'occasion d'Ecophyto ou du Contrat de Solution ont montré qu'il existe peu de données actuelles sur les pratiques et équipements au niveau de l'exploitation en matière d'utilisation des produits phytosanitaires.

Il nous a semblé qu'il fallait un outil à même de redynamiser le travail de sensibilisation des agriculteurs et des techniciens, tout en recueillant des données qui permettraient de donner une image synthétique au niveau national, département ou d'un bassin versant.

Une équipe régionale de l'UIPP, engagée sur un projet de bassin versant avec les partenaires locaux, a proposé de créer une application smartphone pour faire, en moins de 30 minutes et de manière innovante, le tour de ces questions avec l'agriculteur. Un tel outil devrait être simple à mettre en œuvre, si l'on veut qu'il soit largement utilisé. Ainsi est née l'application OptiPhyto.

OptiPhyto, prévenir les pollutions ponctuelles

Il s'agit d'une application utilisable en ligne ou hors ligne sur PC, smartphone et tablette (Android ou Ios). Elle permet de diagnostiquer les pratiques de l'agriculteur sur les étapes les plus à risque lors de l'utilisation des produits phytosanitaires avant, pendant et après le traitement. Elle concerne tous les produits qu'ils soient liquides ou solides, sous forme de poudre ou granulés.

A l'issue de l'enquête, l'agriculteur reçoit par e-mail un rapport simple et pragmatique lui expliquant comment se situent ses pratiques vis-à-vis du respect de la réglementation d'une part et des bonnes pratiques d'utilisation d'autre part.

L'objectif est que l'agriculteur puisse prendre le recul nécessaire sur ses pratiques et de le sensibiliser au risque de pollutions ponctuelles. Chaque conseiller pourra ensuite apporter ses propres préconisations afin d'accompagner son client dans sa démarche de progrès.

De l'individuel au collectif : que faire des résultats ?

Tous les acteurs impliqués localement sur la qualité de l'eau, par exemple sur un même bassin versant ou une aire de captage, pourront collecter individuellement les données via cette application. Celles-ci seront agrégées de façon anonyme à l'échelle du territoire afin de donner un aperçu détaillé des pratiques et d'affiner si nécessaire des plans d'action collectifs ou individuels.

A une échelle plus large, l'UIPP souhaite valoriser les résultats agrégés afin de mieux décrire les équipements, les pratiques, les marges de progrès ... et inscrire ainsi cette action dans une volonté d'avancer conjointement vers des solutions réalistes et efficaces, en ligne avec ses engagements dans le cadre du Contrat de Solutions pour une transition agro-écologique.

Qui peut utiliser OptiPhyto ?

Tout groupe ou acteur de l'agriculture travaillant à la prévention des contaminations de l'eau peut avoir accès à l'application gratuitement. La seule condition sera de respecter la confidentialité individuelle des personnes enquêtées. Ceci se fera au travers d'une convention signée avec l'UIPP et à titre gratuit. La demande doit en être faite auprès des interlocuteurs régionaux adhérents à l'UIPP ou au niveau national en adressant la demande à l'adresse suivante : optiphyto@uipp.net.

Références

- Proposal on a sustainable strategy to avoid point source pollution of water with plant protection products- October 2008
Cemagref and TOPPS-partners
- Best Management practices to reduce point sources, TOPPS, 2017
- Frede H-G., Punktuelle Einträge von Pflanzenschutzmitteln, TOPPS-Forum Bonn Oct 17th 2006

Session 3 : Techniques de monitoring, analyses et remédiation

Présentations orales :

- **Criblage suspect de polluants émergents dans les eaux souterraines et de ruissellement par échantillonnage passif couplé à la spectrométrie de masse haute résolution**

Pinasseau Lucie, Wiest Laure, Fildier Aurélie, Volatier Laurence, Mermillod-Blondin Florian, Vulliet Emmanuelle

- **Couplage d'approches analytiques innovantes pour évaluer l'état de contamination des milieux aquatiques par les pesticides**

Margoum Christelle, Guillemain Céline, Mathon Baptiste, Mazzella Nicolas, Soulier Coralie, Togola Anne, Miege Cécile

- **Apports des traceurs géochimiques à la compréhension des comportements intra-cruée des pesticides présents dans une rivière guadeloupéenne**

Grunberger Olivier, Ponchant Lise, Andrieux Patrick, Samouelian Anatja, Michelot Jean-Luc, Bazajet Thierry, Nannette Jean-Baptiste, Voltz Marc

- **Biocides de la protection du bois utilisé en menuiserie extérieure : Développement de méthodes analytiques dans les compartiments bois (ASE GC-MS/MS) et eau (SPME GC-MS/MS)**

Ouali Oussema, Le Ménach Karyn, Raphalen Elisabeth, Legay Stéphane, Budzinski Hélène

- **Quelles approches de remédiation des sites industriels pollués seraient transposables aux pollutions diffuses agricoles ?**

Estival Julie, Hiez David

Posters :

- **Gestion des effluents phytosanitaires : développement d'un procédé de décontamination des emballages vides de pesticides via un bio-détergent**
Ben Salem Asma, Chaabane Hanène, Lahbib Nada, Salghi Rachi, Fattouch Sami
- **Mesure de la rétention des pesticides par imagerie rapide**
Boukhalfa Hassina Hafida, Belhamra Mohamed
- **La collection Pesticide Explorer – Dépistage et quantification rapide des résidus de pesticides à l'aide d'une solution complète de LC-MS/MS**
Sales Susanne, T. Yang Charles, Reymond Marc, Giacalone Alain, Godula Michal
- **Effet de l'incorporation de charbon actif pour limiter le transfert de Chlordécone dans les sols**
Louis-Thérèse Julian, Samouelian Anatja, Lagacherie Manon, Voltz Marc, Yacou Christelle, Gaspard Sarra
- **L'analyse des pesticides et des contaminants anioniques polaires par un nouveau flux de travail IC-MS/MS à échantillon unique, multi-analytique, robuste et sensible au résultat**
Pigozzo Fausto, Fussell Richard, Guo Qilei, Yingchen Li, Blay David, Giacalone Alain, Tao Bo
- **Méthode alternative d'analyse d'herbicides dans les eaux souterraines : vers le développement de biocapteurs**
Surribas Anaïs, Noguier Thierry, Barthelmebs Lise

Criblage suspect de polluants émergents dans les eaux souterraines et de ruissellement par échantillonnage passif couplé à la spectrométrie de masse haute résolution (résumé long)

Pinasseau Lucie (1), Wiest Laure (1), Fildier Aurélie (1), Volatier Laurence (2), Mermillod-Blondin Florian (2), Vulliet Emmanuelle (1)

(1) Univ Lyon, CNRS, Université Claude Bernard Lyon 1, Institut des Sciences Analytiques, UMR 5280, 5 Rue de la Doua, F-69100, Villeurbanne, France – lucie.pinasseau@isa-lyon.fr

(2) Univ Lyon, CNRS, Université Claude Bernard Lyon 1, ENTPE, Ecologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés, UMR 5023, 6 Rue Raphaël Dubois, F-69622 Villeurbanne, France

Contexte

Les écosystèmes souterrains sont de plus en plus utilisés pour subvenir aux besoins des sociétés modernes, notamment en tant que réserves d'eau potable. En raison de l'accroissement de la population mondiale ainsi que de l'activité humaine, de nombreux polluants organiques sont fréquemment détectés dans les eaux souterraines.¹⁻⁵ Certains pesticides ont déjà été quantifiés à plusieurs centaines de ng L⁻¹. Parmi les plus fréquemment détectés, on peut citer l'atrazine, la déséthyl-atrazine, le dichlorobenzamide et le DEET. Il est possible que les eaux souterraines soient contaminées par les systèmes d'infiltration des eaux de pluie, initialement conçus pour réduire le risque d'inondation dans les zones urbaines.⁶ Ces systèmes sont en général constitués d'un bassin de rétention et d'un bassin d'infiltration qui collectent des eaux de ruissellement pluviales provenant de zones agricoles, industrielles ou résidentielles. Les eaux de ruissellement atteignent la nappe souterraine en s'infiltrant à travers le sol et la zone non saturée. Cependant, même si l'efficacité du sol et de la zone non saturée a été démontrée pour la rétention/dégradation des polluants non polaires et des métaux⁷, il existe très peu d'informations concernant le devenir des polluants émergents polaires et semi polaires. Il est donc urgent d'évaluer précisément la présence de contaminants organiques comme certains pesticides et pharmaceutiques dans les eaux souterraines et de ruissellement en connexion avec les bassins d'infiltration.

L'analyse de polluants organiques polaires et semi-polaires dans les eaux présente plusieurs difficultés. D'une part, la présence et la concentration des polluants peuvent varier rapidement dans le temps, et d'autre part, en ce qui concerne les eaux souterraines, les concentrations trouvées sont particulièrement faibles (ng L⁻¹ ou pg L⁻¹). Le mode d'échantillonnage le plus répandu pour les eaux souterraines, le prélèvement ponctuel,^{5,8,9} peut donc ne pas être adapté. En effet, l'échantillon n'est pas représentatif de l'état de contamination général de l'eau sur une période donnée et certains épisodes courts de pollution peuvent être manqués. De plus, un grand volume d'échantillon doit être prélevé en vue d'une préconcentration et les méthodes d'analyses doivent être très sensibles pour atteindre les limites de détection adaptées aux eaux souterraines. L'échantillonnage passif, dont le principe et l'utilisation sont déjà bien décrits dans la littérature depuis plusieurs années, permet de pallier ces limitations.¹⁰⁻¹⁴ En effet, lors du déploiement d'un échantillonneur passif dans l'eau, les contaminants vont s'adsorber sur la phase réceptrice et ainsi être accumulés pendant toute la durée de l'exposition, en général plusieurs jours voire plusieurs semaines. Ainsi, les limites de quantification seront abaissées et l'extrait sera plus représentatif de l'état de contamination du milieu sur la période considérée. Les échantillonneurs passifs basés sur des disques d'extraction Empore™ sont déjà largement utilisés pour les eaux de surface, mais très peu pour les eaux souterraines. La principale limitation à son utilisation est le design de l'échantillonneur, qui ne permet pas un déploiement dans les puits de forages (ou piézomètres) pour atteindre les eaux souterraines. Il est donc avant tout nécessaire de développer un échantillonneur dont les dimensions seraient adaptées à celles des piézomètres.

Concernant la méthode d'analyse, plusieurs méthodes ont été développées pour l'analyse des contaminants organiques polaires dans l'eau. La plus répandue est la chromatographie liquide (LC) couplée à la spectrométrie de masse en tandem (MS/MS)^{15,16}, qui permet une très grande sélectivité et un abaissement des seuils de quantification. Cependant, cette méthode d'analyse pourvoit une vision limitée de la contamination de l'échantillon car seule une liste prédéfinie de composés peut être analysée. De plus, des standards commerciaux sont nécessaires, ce qui peut être très coûteux lorsque l'objectif est d'évaluer l'état de contamination du milieu étudié par un screening. Afin de pallier cette limitation, la spectrométrie de masse haute résolution (HRMS) permet la détection d'un grand nombre de composés sans standards commerciaux, et donc un screening plus exhaustif.¹⁷ Il existe actuellement deux modes de retraitement des données pour un screening qualitatif : le screening non ciblé (avec aucune information préalable) et le screening ou criblage suspect (avec des composés suspectés sur la base d'informations préalables).¹⁸ Le screening suspect présente l'avantage d'être moins chronophage que le screening non ciblé, tout en pourvoyant un screening plus exhaustif qu'avec une analyse ciblée.

L'objet de cette présentation est donc le développement d'une stratégie analytique basée sur un échantillonnage passif combiné avec une analyse par LC-HRMS pour effectuer un screening de pesticides et pharmaceutiques dans les eaux souterraines et de ruissellement.

Matériel et méthodes

Echantillonneur passif

Un nouvel échantillonneur passif avec des dimensions adaptées aux piézomètres a été développé. Il est composé de deux grilles en acier inoxydable, l'une cylindrique rigide interne, et l'autre semi-souple externe. Les disques d'extraction Empore™ sont placés entre les deux grilles, qui sont ensuite fixées entre elles par des vis. Les grilles permettent un bon écoulement latéral des eaux souterraines à travers le piézomètre et les membranes réceptrices. Neuf membranes, identiques ou différentes, peuvent être placées sur chaque échantillonneur, ce qui permet de gagner encore en concentration en rassemblant les éluats, ou de faire des répliqués. Dans notre cas, deux membranes différentes ont été utilisées : les styrenedivinylbenzene reverse phase sulfonated (SDB-RPS) et exchange (SDB-XC). Quatre membranes de chaque ont été placées sur les échantillonneurs. Ces deux types de membranes réceptrices adsorbent des composés polaires et semi-polaires, la SDB-RPS présentant en plus des échanges cationiques secondaires dus aux groupes acides sulfoniques.

Sites étudiés

Les cinq sites étudiés sont des systèmes d'infiltration des eaux de pluie situés à l'Est de l'agglomération Lyonnaise. Ils collectent des eaux de ruissellement provenant de zones agricoles, industrielles et/ou résidentielles. Sur chaque site, trois échantillonneurs peuvent être déployés : un dans un réservoir placé à l'entrée du bassin d'infiltration pour recueillir les eaux de ruissellement pluviales, un dans un piézomètre situé en amont de la zone touchée par l'infiltration et permettant d'échantillonner l'eau souterraine non impactée, et un dans un piézomètre situé en aval et permettant donc d'échantillonner l'eau souterraine impactée. Les échantillonneurs ont été déployés pendant 10 jours, la veille de plusieurs événements pluvieux successifs.

Analyses et criblage suspect

Après exposition, les polluants accumulés sur les disques d'extraction ont été extraits avec de l'acétone et du méthanol, et les éluats des 4 membranes ont été rassemblés afin de gagner en concentration. Les éluats ont ensuite été analysés par LC-HRMS avec un système UHPLC Thermo Scientific® couplé à un spectromètre de masse Q-ToF Bruker Daltonics®. Le traitement des données a été réalisé avec le logiciel Target Analysis for Screening and Quantitation (TASQ) Bruker Daltonics®, qui est une base de données comprenant 2500 composés, dont 1100 pesticides. Le screening suspect a été réalisé en comparant les données expérimentales à celles enregistrées dans la base de données selon trois principaux paramètres : le temps de rétention, le rapport masse sur charge et l'allure du massif isotopique. Une liste de suspects a été obtenue, chacun des composés étant classés en fonction de seuils de tolérances préalablement fixés.

Des paramètres supplémentaires ont ensuite été vérifiés manuellement pour certains composés comme le rapport signal sur bruit et l'allure du pic chromatographique. Pour certains composés, des échantillons ont été réinjectés dopés avec les standards commerciaux correspondants afin de confirmer leur identification en comparant les temps de rétention et les spectres de fragmentation.

Résultats

Grace à cette approche analytique, 44 pesticides ont été suspectés parmi les 1100 de la base de données, et 19 ont été confirmés parmi les 20 sélectionnés. Les pesticides détectés sont des fongicides, herbicides, insecticides ainsi que certains métabolites. Le diuron, le DEET et le métolachlore sont les trois polluants les plus détectés et 13 ont été retrouvés dans au moins 40% des échantillons.

En ce qui concerne les 19 pesticides confirmés et en observant le nombre de détections, nos résultats suggèrent qu'ils sont majoritairement présents dans les eaux souterraines et sont détectés dans une moindre mesure dans les eaux de ruissellement pluviales : sur les 19, 16 sont détectés au moins une fois dans les eaux souterraines (Figure 1). De plus, lorsque l'on compare le nombre de détections, les eaux souterraines impactées par l'infiltration ne semblent pas significativement plus contaminées que les celles non impactées.

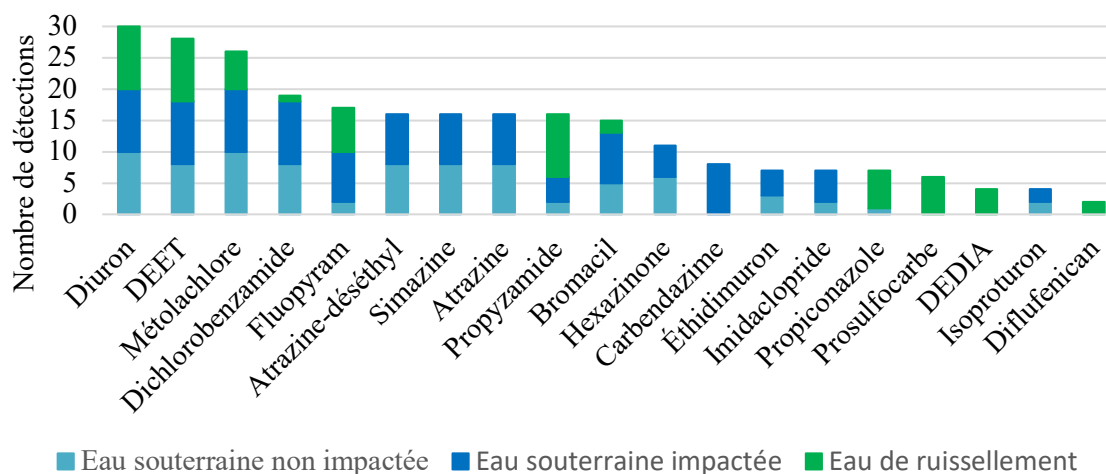


Figure 1. Nombre de détections des pesticides confirmés dans les trois types d'eaux.

19% des pesticides sont présents dans les trois types d'eau, majoritairement représentés par le diuron, le DEET et le métolachlore, connus pour être largement utilisés et très persistants dans l'environnement (Figure 2). 51% des pesticides sont présents uniquement dans les eaux souterraines. Parmi eux on trouve l'atrazine, la déséthyl-atrazine et la simazine. L'interdiction de ces herbicides depuis 2003 expliquerait le fait qu'ils ne soient pas retrouvés dans les eaux de ruissellement, et les eaux souterraines seraient donc contaminées depuis plusieurs années. 17% sont présents uniquement dans les eaux de ruissellement dont la DEDIA, le prosulfocarb et le diflufenican. On peut supposer que pour ces composés, la rétention et/ou la dégradation lors du passage à travers le sol et la zone non saturée a été efficace. Enfin, 9% des pesticides détectés dans les eaux de ruissellement le sont également dans les eaux souterraines impactées uniquement. Aucun composé n'est spécifiquement associé à ce pourcentage, il est donc envisageable que l'infiltration n'ait pas apporté de contamination significative.

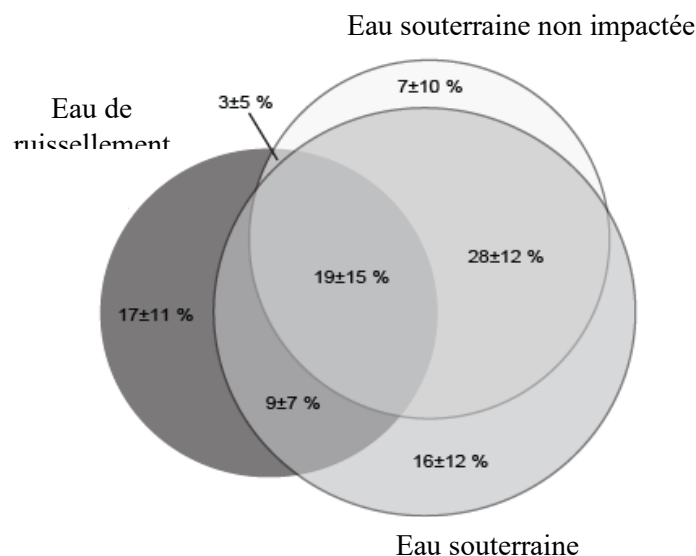


Figure 2. Diagramme de Venn montrant les pourcentages de pesticides détectés dans les trois types d'eaux et communs entre deux ou les trois types d'eaux.

Conclusions

Un nouvel échantillonneur passif adapté au déploiement dans les eaux souterraines a été conçu. La combinaison de l'échantillonnage passif et du criblage suspect après une analyse par LC-HRMS a permis la détection de 44 pesticides parmi les 1100 de la base de données, et 19 pesticides sur 20 ont ensuite pu être confirmés. Nos résultats montrent que les pesticides sont principalement détectés dans les eaux souterraines, et que ce fait n'est pas expliqué uniquement par l'infiltration des eaux de pluie. La contamination est donc probablement ancienne ou a eu lieu en amont du bassin d'infiltration. L'eau souterraine impactée n'est pas significativement plus contaminée que l'eau souterraine non impactée, ce qui suggère un faible transfert du bassin d'infiltration vers la nappe. Afin de mieux comprendre les mécanismes impliqués dans la migration des contaminants à travers le sol, d'autres applications sur le terrain seront réalisées avec une approche semi-quantitative.

Références

- (1) Lapworth, D. J.; Das, P.; Shaw, A.; Mukherjee, A.; Civil, W.; Petersen, J. O.; Goody, D. C.; Wakefield, O.; Finlayson, A.; Krishan, G.; et al. Deep Urban Groundwater Vulnerability in India Revealed through the Use of Emerging Organic Contaminants and Residence Time Tracers. *Environmental Pollution* 2018, 240, 938–949. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.053>.
- (2) Loos, R.; Locoro, G.; Comero, S.; Contini, S.; Schwesig, D.; Werres, F.; Balsaa, P.; Gans, O.; Weiss, S.; Blaha, L.; et al. Pan-European Survey on the Occurrence of Selected Polar Organic Persistent Pollutants in Ground Water. *Water Research* 2010, 44 (14), 4115–4126. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.05.032>.
- (3) Vulliet, E.; Cren-Olivé, C. Screening of Pharmaceuticals and Hormones at the Regional Scale, in Surface and Groundwaters Intended to Human Consumption. *Environmental Pollution* 2011, 159 (10), 2929–2934. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.04.033>.
- (4) Kurwadkar, S. Groundwater Pollution and Vulnerability Assessment. *Water Environment Research* 2017, 89 (10), 1561–1577. <https://doi.org/10.2175/106143017X15023776270584>.
- (5) Lopez, B.; Ollivier, P.; Togola, A.; Baran, N.; Ghestem, J.-P. Screening of French Groundwater for Regulated and Emerging Contaminants. *Science of The Total Environment* 2015, 518–519, 562–573. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.110>.
- (6) Fletcher, T. D.; Shuster, W.; Hunt, W. F.; Ashley, R.; Butler, D.; Arthur, S.; Trowsdale, S.; Barraud, S.; Semadeni-Davies, A.; Bertrand-Krajewski, J.-L.; et al. SUDS, LID, BMPs, WSUD and More – The Evolution and Application of Terminology Surrounding Urban Drainage. *Urban Water Journal* 2015, 12 (7), 525–542. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314>.

- (7) Winiarski, T.; Bedell, J.-P.; Delolme, C.; Perrodin, Y. The Impact of Stormwater on a Soil Profile in an Infiltration Basin. *Hydrogeology Journal* 2006, 14 (7), 1244–1251. <https://doi.org/10.1007/s10040-006-0073-9>.
- (8) Pitarch, E.; Cervera, M. I.; Portolés, T.; Ibáñez, M.; Barreda, M.; Renau-Pruñonosa, A.; Morell, I.; López, F.; Albarrán, F.; Hernández, F. Comprehensive Monitoring of Organic Micro-Pollutants in Surface and Groundwater in the Surrounding of a Solid-Waste Treatment Plant of Castellón, Spain. *Science of The Total Environment* 2016, 548–549, 211–220. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.166>.
- (9) Manamsa, K.; Crane, E.; Stuart, M.; Talbot, J.; Lapworth, D.; Hart, A. A National-Scale Assessment of Micro-Organic Contaminants in Groundwater of England and Wales. *Science of The Total Environment* 2016, 568, 712–726. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.017>.
- (10) Van Metre, P. C.; Alvarez, D. A.; Mahler, B. J.; Nowell, L.; Sandstrom, M.; Moran, P. Complex Mixtures of Pesticides in Midwest U.S. Streams Indicated by POCIS Time-Integrating Samplers. *Environmental Pollution* 2017, 220, 431–440. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.085>.
- (11) Charriau, A.; Lissalde, S.; Poulhier, G.; Mazzella, N.; Buzier, R.; Guibaud, G. Overview of the Chemcatcher® for the Passive Sampling of Various Pollutants in Aquatic Environments Part A: Principles, Calibration, Preparation and Analysis of the Sampler. *Talanta* 2016, 148, 556–571. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2015.06.064>.
- (12) Lissalde, S.; Charriau, A.; Poulhier, G.; Mazzella, N.; Buzier, R.; Guibaud, G. Overview of the Chemcatcher® for the Passive Sampling of Various Pollutants in Aquatic Environments Part B: Field Handling and Environmental Applications for the Monitoring of Pollutants and Their Biological Effects. *Talanta* 2016, 148, 572–582. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2015.06.076>.
- (13) Vermeirssen, E. L. M.; Dietschweiler, C.; Escher, B. I.; van der Voet, J.; Hollender, J. Uptake and Release Kinetics of 22 Polar Organic Chemicals in the Chemcatcher Passive Sampler. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 2013, 405 (15), 5225–5236. <https://doi.org/10.1007/s00216-013-6878-1>.
- (14) Shaw, M.; Mueller, J. F. Time Integrative Passive Sampling: How Well Do Chemcatchers Integrate Fluctuating Pollutant Concentrations? *Environmental Science & Technology* 2009, 43 (5), 1443–1448. <https://doi.org/10.1021/es8021446>.
- (15) Lissalde, S.; Mazzella, N.; Fauvelle, V.; Delmas, F.; Mazellier, P.; Legube, B. Liquid Chromatography Coupled with Tandem Mass Spectrometry Method for Thirty-Three Pesticides in Natural Water and Comparison of Performance between Classical Solid Phase Extraction and Passive Sampling Approaches. *Journal of Chromatography A* 2011, 1218 (11), 1492–1502. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2011.01.040>.
- (16) Petrie, B.; Youdan, J.; Barden, R.; Kasprzyk-Hordern, B. Multi-Residue Analysis of 90 Emerging Contaminants in Liquid and Solid Environmental Matrices by Ultra-High-Performance Liquid Chromatography Tandem Mass Spectrometry. *Journal of Chromatography A* 2016, 1431, 64–78. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2015.12.036>.
- (17) Leendert, V.; Van Langenhove, H.; Demeestere, K. Trends in Liquid Chromatography Coupled to High-Resolution Mass Spectrometry for Multi-Residue Analysis of Organic Micropollutants in Aquatic Environments. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 2015, 67, 192–208. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2015.01.010>.
- (18) Schymanski, E. L.; Singer, H. P.; Longrée, P.; Loos, M.; Ruff, M.; Stravs, M. A.; Ripollés Vidal, C.; Hollender, J. Strategies to Characterize Polar Organic Contamination in Wastewater: Exploring the Capability of High Resolution Mass Spectrometry. *Environmental Science & Technology* 2014, 48 (3), 1811–1818. <https://doi.org/10.1021/es4044374>.

Couplage d'approches analytiques innovantes pour évaluer l'état de contamination des milieux aquatiques par les pesticides (résumé long)

Margoum Christelle (1), Guillemain Céline (1), Mathon Baptiste (1), Mazzella Nicolas (2), Soulier Coralie (3), Togola Anne (3), Miega Cécile (1)

(1) *Irstea, UR RiverLy, centre de Lyon-Villeurbanne, 5 rue de la Doua CS 20244, 69625 VILLEURBANNE – christelle.margoum@irstea.fr*

(2) *Irstea, UR EABX, centre de Bordeaux, 50 avenue de Verdun – Gazinet,, 33612 Cestas cedex*

(3) *BRGM, 3 Avenue Claude Guillemin, 45100 Orléans 1*

Mots-clés : pesticides, milieux aquatiques, contamination, large échelle, échantillonnage passif, screening analytique

Introduction

La mise en œuvre de la directive-cadre sur l'eau (DCE) exige la surveillance des micropolluants dans les milieux aquatiques afin de prévenir tout dommage à la santé humaine et aux écosystèmes. Dans ce contexte, la détermination des niveaux de contamination des cours d'eau en micropolluants organiques s'appuie généralement sur des prélèvements ponctuels d'eau et une recherche ciblée d'une liste prédéfinie de substances (mères ou produits de transformation). Les échantillonneurs intégratifs passifs (EIP) ont fait l'objet de multiples travaux de développements et de mises en œuvre locales ces dernières années. Ces EIP sont désormais identifiés comme des outils pertinents pour améliorer cette surveillance. Par ailleurs, les stratégies analytiques reposant sur la spectrométrie de masse haute résolution couplée à la chromatographie liquide ou gazeuse (LC ou GC-HRMS) permettent d'envisager la détection d'une gamme élargie de contaminants (analyse non ciblée) par rapport à l'analyse quantitative ciblée par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem LC-MSMS (Hernández et al., 2019).

L'objet de l'étude présentée ici est d'évaluer l'apport de stratégie analytique innovante à large spectre couplée à l'échantillonnage intégratif passif pour améliorer l'estimation des niveaux de contaminations en pesticides d'eaux de surface continentales et marines sur le territoire français. Ce travail représente l'exploitation d'une partie des données acquises dans une étude nationale plus large menée dans le cadre du Réseau de Surveillance Prospective/Aquaref (Mathon et al., 2017).

Matériels et méthodes

Dans le cadre de cette étude large échelle, des campagnes de prélèvements ponctuels d'eau suivis d'une pré-concentration au laboratoire sur phase solide (SPE), couplées à des campagnes d'échantillonnage intégré in situ par POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Sampler) (Alvarez et al., 2004; Mazzella et al., 2011) sont mises en œuvre sur 20 cours d'eau répartis sur l'ensemble du territoire français, y compris en outre-mer. Ces campagnes ont été réalisées sur chacun des sites entre novembre 2017 et juin 2018, pour une durée de 2 semaines. Les sites ont été choisis pour couvrir différents niveaux et types de pressions chimiques (Figure 7).

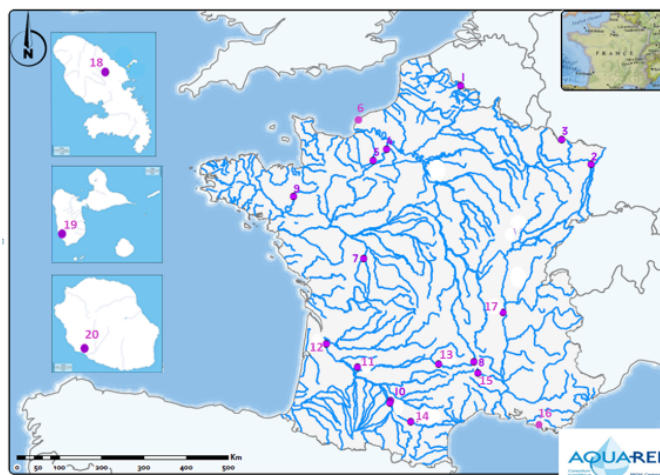


Figure 7 : répartition des 20 sites de prélèvements en cours d'eau sur l'ensemble du territoire français

La quantification de 49 pesticides largement utilisés sur le territoire français est réalisée par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (LC-MSMS, HPLC ultimate 3000, Dionex et API 2000, AB SCIEX). En parallèle, une approche d'analyse non ciblée est menée sur ces mêmes échantillons, avec un traitement des données dit suspecté (dénommé approche suspectée dans la suite) par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse haute résolution (LC-HRMS-QTOF, UPLC Acquity H Class et Xevo G2-S Q-TOF, Waters) pour rechercher la présence de 2025 pesticides et produits de transformation (bases de données interne Irstea et Pesticides Waters). La confirmation de la présence de ces substances est réalisée par injection des standards analytiques lorsque le laboratoire en dispose, ou par acquisition pour chaque composé suspecté des masses exactes, profils isotopiques, données de fragmentation et temps de rétention chromatographiques, ce qui correspond à minima au niveau de confiance 2 de la classification détaillée dans Schymanski et al. (2014).

Pour hiérarchiser les sites en fonction de leur niveau de contamination, nous avons choisi de sommer les intensités obtenues pour toutes les substances détectées en un point de prélèvement. Pour chacune des deux stratégies analytiques (approche ciblée ou suspectée), quatre classes de contamination sont ainsi définies relativement au site évalué comme le plus contaminé avec la stratégie analytique considérée (< 5%, 6-25%, 26-75 % et > 76%).

Résultats

Seuls les résultats obtenus avec les échantillonneurs POCIS sont pris en compte ici, dans la mesure où la fréquence de quantification des pesticides par cette technique d'échantillonnage est plus élevée qu'avec les échantillons d'eau ponctuels. L'ensemble des 49 pesticides pré-sélectionnés a été quantifié au moins une fois dans les extraits de POCIS par analyse ciblée LC-MSMS. En revanche, seulement 5% des 2025 pesticides recherchés par analyse suspectée en LC-HRMS ont été détectés dans au moins un POCIS. La comparaison des substances dont la présence a été mise en évidence avec les 2 approches montre que 22 sont communes, et 84 sont spécifiques à l'approche suspectée, mettant ainsi en évidence la complémentarité de ces 2 stratégies analytiques. Le classement par famille montre une répartition homogène des pesticides recherchés par analyses ciblée et suspectée (Figure 8). La famille la plus représentée est celle des herbicides, puis fongicides et insecticides. Les produits de transformation (ou métabolites) représentent la plus faible part des substances recherchées à partir des listes pré-établies dans les bases de données.

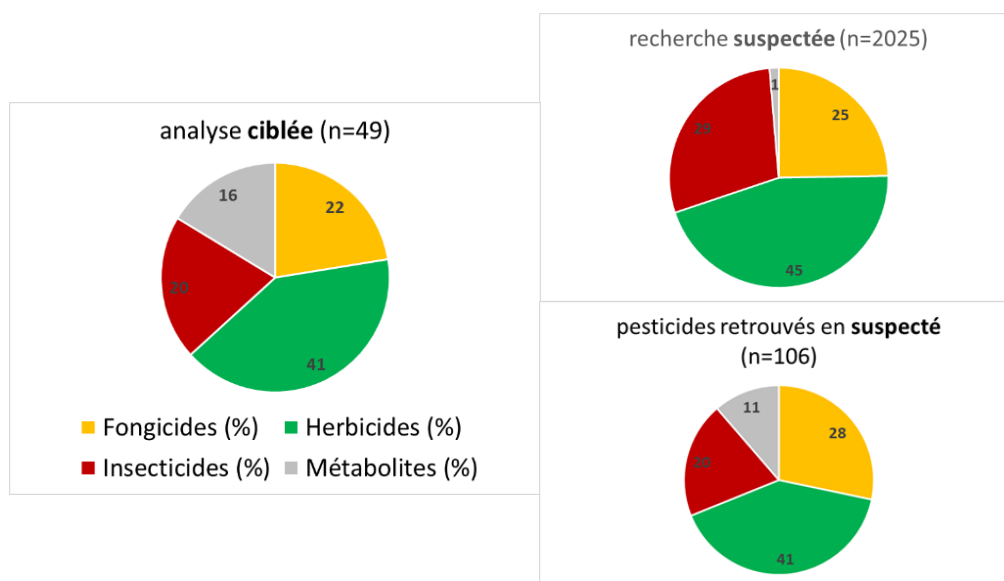


Figure 8 : répartition par famille des 49 pesticides recherchés par analyse ciblée dans les POCIS, des 2025 pesticides recherchés par approche suspectée et des 106 pesticides détectés par approche suspectée dans au moins 1 échantillon.

L'ensemble des données acquises sur la présence de pesticides dans les échantillonneurs POCIS permet d'obtenir une information globale sur l'état de contamination des différents sites en fonction des niveaux de pressions. Sur l'ensemble des 20 sites étudiés, l'analyse suspectée permet de mettre en évidence la présence de 3 substances nouvelles par site en moyenne (soit entre 0 et 13 substances suivant le site) en sus des pesticides quantifiés par analyse ciblée (LC-MSMS).

Dans un second temps, les résultats des analyses réalisées sur les extraits de POCIS ont été utilisés pour définir un classement des sites en fonction de leur niveau de contamination. Pour cela, nous proposons 4 classes d'intensité de contamination relative par rapport à l'intensité maximum évaluée sur le site le plus contaminé. Pour chaque site, les 4 classes de contamination, définies en pourcentage du niveau de contamination dans le site le plus contaminé, sont représentées par des barres de tailles différentes sur la figure 9.

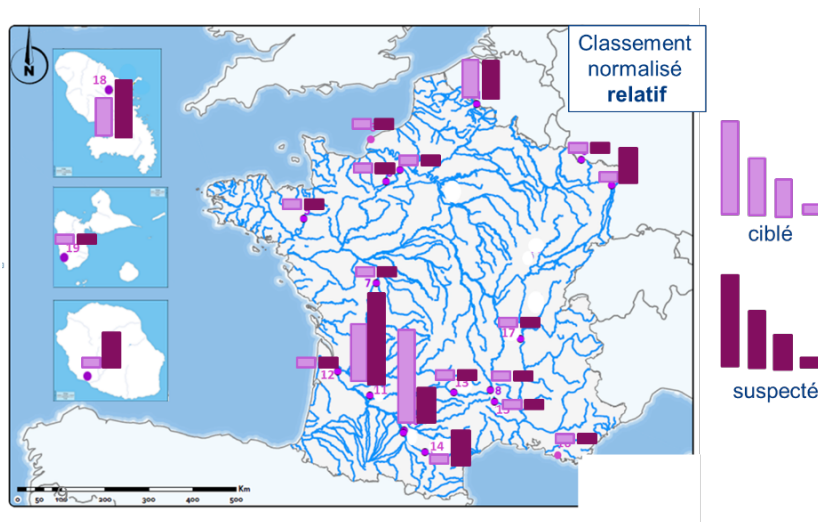


Figure 9 : classification relative (> 76%, 26-75%, 6-25% et <5% du site le plus contaminé) des niveaux de contamination des sites grâce aux intensités de contamination en pesticides évaluées par analyses ciblée et suspectée.

Cette première analyse globale basée sur une comparaison relative des intensités (sans normalisation des aires des pics chromatographiques obtenus) de contaminations observées sur les différents sites

indique une hiérarchisation homogène des niveaux de contamination en pesticides quelle que soit la stratégie analytique employée. Les sites ressortant comme les plus contaminés dans les 2 classements sont dans des régions de grandes cultures et surtout pour lesquels les prélèvements ont été effectués en mai-juin, périodes d'applications des pesticides sur les cultures. C'est pourquoi, cette première analyse des données ne doit être utilisée qu'en termes de comparaison de stratégies analytiques. Ainsi, le classement des sites 11 (Sud-Ouest) et 18 (Martinique) plus dégradé avec l'approche suspectée que ciblée s'explique principalement par la détection de substances spécifiques à des cultures (ex. imazalil) ou des produits de transformation (terbuméton déséthyl) qui n'ont pas été ciblés par analyse LC-MSMS. L'intérêt d'une recherche suspectée élargie prend alors tout son sens pour compléter les diagnostics de contaminations des milieux aquatiques, notamment pour les DROM où les cultures et les pesticides utilisés peuvent être très différents de la métropole. A contrario, le site 10 (Sud-Ouest) présente une très forte contamination en herbicide métolachlore, non détecté en analyse suspectée. Cette dernière observation met en exergue une forte limite de l'approche suspectée qui est dans notre cas nettement moins sensible (facteur de 10 à 100 suivant les substances) que l'analyse ciblée, et qui ne permet donc pas de détecter certaines substances pourtant bien présentes dans les échantillons.

Conclusion

Le déploiement large échelle en milieux aquatiques, couplant stratégies d'échantillonnages intégratives et analytiques innovantes, proposé dans le cadre de cette étude a permis d'évaluer de façon intégrée les niveaux de contaminations globales par les pesticides des 20 sites étudiés. La stratégie de comparaison des sites adoptée dans cette étude repose sur la prise en compte des intensités brutes des pics et pourra être améliorée en utilisant des traceurs analytiques pour normaliser les aires. L'approche suspectée par LC-HRMS mise en œuvre en complément de la quantification ciblée de 49 pesticides et produits de transformation a permis d'obtenir des informations complémentaires sur la présence effective de 84 autres substances, dont certaines spécifiques à un type de culture ou actuellement interdites d'utilisation en France, et ceci dans au moins un des 20 sites suivis. Néanmoins, cette nouvelle stratégie analytique nécessite encore un réel effort compte tenu de la sensibilité moindre des équipements utilisés et du besoin de développement d'une démarche qualité pour confirmer la nature des substances identifiées.

Par ailleurs, une approche suspectée par LC-HRMS sur une gamme élargie de contaminants organiques offre la possibilité de révéler simultanément la présence de familles autres que les pesticides, comme les produits à usage vétérinaires ou les pharmaceutiques, dans la mesure où les bases de données utilisées contiennent ce type de substances y compris les produits de transformation et sont établies en fonction des objectifs des études. Enfin, dans un contexte de surveillance des milieux aquatiques ou de mise en place de plans d'actions, le couplage des approches analytiques ciblée et suspectée peut également aider à identifier les périodes clés offrant la meilleure stratégie d'échantillonnage pour un site donné.

Références

- Alvarez, D.A., Petty, J.D., Huckins, J.N., Jones-Lepp, T.L., Getting, D.T., Goddard, J.P., Manahan, S.E. (2004) Development of a passive, in situ, integrative sampler for hydrophilic organic contaminants in aquatic environments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23, 1640-1648.
- Hernández, F., Bakker, J., Bijlsma, L., de Boer, J., Botero-Coy, A.M., Bruinen de Bruin, Y., Fischer, S., Hollender, J., Kasprzyk-Hordern, B., Lamoree, M., López, F.J., Laak, T.L.t., van Leerdam, J.A., Sancho, J.V., Schymanski, E.L., de Voogt, P., Hogendoorn, E.A. (2019) The role of analytical chemistry in exposure science: Focus on the aquatic environment. *Chemosphere* 222, 564-583.
- Mathon, B., Togola, A., Mazzella, N., Lardy-Fontan, S., Dabrin, A., Allan, I., Ghestem, J.P., Tixier, C., Gonzalez, J.L., Dherret, L., Yari, A., Richard, L., Moreira, A., Eon, M., Delest, B., Noel-Chery, E., El Mossaoui, M., Alasonati, E., Miège, C., (2017) Surveillance prospective – évaluation de la pertinence des échantillonneurs intégratifs passifs (EIP) pour la surveillance des milieux aquatiques – Campagnes in situ mises en oeuvre - Rapport Aquaref, p. 23p. + annexes.
- Mazzella, N., Coquery, M., Miège, C., Berho, C., Ghestem, J.-P., Togola, A., Gonzalez, J.-L., Tixier, C., Lardy-Fontan, S., (2011) Applicabilité des échantillonneurs passifs dans le cadre de la DCE. Aquaref, p. 80.

Apports des traceurs géochimiques à la compréhension des comportements intra-crue des pesticides présents dans une rivière guadeloupéenne (résumé court)

Grünberger Olivier (1), Ponchant Lise (2), Andrieux Patrick (2), Samouelian Anatja

(3), Michelot Jean-Luc (4), Bazajet Thierry (2), Nannette Jean-Baptiste (2), Voltz Marc (3)

⁽¹⁾ IRD, UMR LISAH (INRA, IRD, SupAgro) 2, place Pierre Viala 34060 Montpellier – olivier.grunberger@ird.fr

⁽²⁾ ASTRO Agrosystèmes tropicaux, INRA, 97170, Petit-Bourg (Guadeloupe), France – lise.ponchant@inra.fr; patrick.andrieux@inra.fr; thierry.bajazet@inra.fr; jean-baptiste.nannette@inra.fr

⁽³⁾ INRA, UMR LISAH (INRA, IRD, SupAgro) 2, place Pierre Viala 34060 Montpellier – anatja.samouelian@inra.fr; marc.voltz@inra.fr

⁽⁴⁾ CNRS UMR GEOPS (UPS, CNRS), Bâtiment 504, Rue du Belvédère Campus Universitaire d'Orsay 91405 Orsay jean-luc.michelot@u-psud.fr.

Mots clés : pesticides, géochimie, crues, rivière.

La protection phytosanitaire des systèmes agricoles tropicaux sur andosols est fréquemment basée sur un usage intensif des pesticides, potentiellement sources de contamination des ressources en eaux superficielles. Dans le cas des Antilles Françaises, un enjeu particulier lié à l'usage historique du Chlordécone (CLD) est présent mais ne doit pas faire oublier les préoccupations liées aux autres substances pesticides en usage aujourd'hui.

Les concentrations des contaminants agricoles dans les rivières présentent des évolutions dans le temps qui ont besoin d'être bien connues pour adopter les meilleures recommandations pour la préservation des ressources. Ces évolutions dépendent des calendriers de traitements, de la résilience des molécules incriminées et des contributions de différents réservoirs naturels ainsi que des cheminements des eaux. Pour la toxicologie environnementale, non seulement il est important de connaître les flux totaux (ou les concentrations pondérées par les débits) des substances actives et des métabolites, mais également, les logiques de distribution entre phases dissoutes et phases adsorbées, les pics de concentrations maximales atteintes et la simultanéité de présence entre différents contaminants.

Dans les eaux de rivières, les programmes de surveillance de la qualité des eaux s'appuient sur des protocoles de prélèvements manuels réguliers à des pas d'échantillonnage de la semaine à l'année, ou bien à l'aide d'échantillonneurs asservis aux débits moyennant sur une ou deux semaines. Or le climat et l'orographie produisent des crues à la fois fréquentes et brèves qui placent l'expérimentateur devant des choix difficiles sur les paramètres analysés vis-à-vis des volumes récoltés et du suivi des différentes phases des crues.

Dans un travail précédant (Crabit et al., 2016) l'analyse sur des périodes de dix jours des débits et des concentrations moyennes en CLD sur la rivière du Pérou a abouti à la conclusion d'un mécanisme de dilution entre des eaux en provenance du haut du bassin versant forestier (non pollué) et des eaux issues des terres agricoles (traitées) et des aquifères contaminés. Dans cette conception, les principales contributions des flux de CLD sont issues des périodes hors-crues.

Dans le présent travail l'objectif est de décrire simultanément les comportements en crue des différents pesticides présents et de relier les concentrations observées aux dynamiques de traceurs géochimiques pour établir un schéma de contributions différenciées des crues.

Une rivière du dispositif expérimental OPALE, en Guadeloupe, la Rivière du Pérou, a été suivie manuellement, lors d'une crue atteignant un débit de 8 m³.s⁻¹ le 11 octobre 2017, au travers de 20 prélèvements ponctuels d'une quinzaine de litres permettant la quantification des molécules pesticides

et de leurs métabolites. Du fait de la non-limitation en volume, il a été possible d'associer un grand nombre de paramètres. L'analyse des pesticides comprend la partie dissoute (eau filtrée) et particulaire (analyse du filtrat et différence avec l'eau brute pour la CLD et différence avec l'eau brute pour quelques échantillons choisis pour les autres pesticides). Les analyses des traceurs géochimiques comprennent les teneurs ioniques, la silice dissoute, les contenus en matières organiques dissoutes (eau filtrée) et particulaires (eau non filtrée et filtrats), les traceurs de la molécule d'eau et les teneurs en ¹³C et ¹⁴C du carbone inorganique dissous (CITD).

Alors même que les précipitations ayant donné lieu à la crue sont restreintes aux zones cultivées du bassin versant, les principaux résultats mettent en évidence des sollicitations de types d'eau bien marquées en liaison avec les phases hydrologiques pré-crue, pics de crues et phase de décrue. Du point de vue des teneurs en pesticides, la concentration en CLD est plus élevée dès le pic de crue et reste élevée dans les phases de décrue. Les quantités de CLD quantifiées dans la matière en suspension restent modérées (< 20%) par rapport aux parties dissoutes et montrent une décrue d'après pic. Dans les eaux filtrées, Glyphosate, AMPA, Asulam, ne sont plus détectés en fin de décrue, alors que les concentrations en HCH et 2,4-D montrent des évolutions plus aléatoires.

En conclusion, la crue étudiée a montré trois phases d'évolution des teneurs corrélées aux phases hydrologiques. Pour les substances actives, les plus fortes concentrations se sont produites pendant le pic de crue laissant suspecter à ce moment précis la vidange d'un réservoir de type « eau de sol » ou « nappe perchée » marquée par un CITD enrichi en ¹³C avec un temps de contact eau-roche important permettant la dissolution de la silice, des teneurs en isotope stables bien différenciées. La décrue voit les concentrations de la plupart des pesticides baisser sauf de la part de la CLD qui reste en concentration plus élevée qu'avant la crue.

Références

Crabit, A., Cattan, P., Colin, F., Voltz, M., 2016. Soil and river contamination patterns of chlordecone in a tropical volcanic catchment in the French West Indies (Guadeloupe). *Environ. Pollut.* 212, 615–626. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.02.055>

Biocides de la protection du bois utilisés en menuiserie extérieure : Développement de méthodes analytiques dans les compartiments bois (ASE GC-MS/MS) et eau (SPME GC-MS/MS) (résumé long)

Oussema Ouali^{1,2}, Karyn Le Ménach², Elisabeth Raphalen¹, Stéphane Legay¹, Hélène Budzinski²

(1) Institut Technologique FCBA (Laboratoire de chimie-écotoxicologie) - oussema.ouali@u-bordeaux.fr
stephane.legay@fcba.fr

(2) EPOC, Laboratoire de Physico- et Toxic-Chimie de l'environnement (UMR CNRS 5805), Université de Bordeaux - helene.budzinski@u-bordeaux.fr

Mots-clés : Biocides, Bois, Pesticides, Analytique, Environnemental

Contexte et objectifs

Les menuiseries extérieures sont soumises aux facteurs climatiques qui ont un impact direct sur leur durée de vie. L'usage du bois en tant que matériau requiert des exigences de qualité très variables selon leur niveau d'exposition à l'humidité, réparties en classes d'emploi selon la norme NF EN 335. La durabilité d'un bois est un facteur déterminant et se définit par sa capacité à résister aux agents biologiques comme le développement fongique (champignons et moisissures) ou encore les attaques d'insectes xylophages. Les menuiseries extérieures, appartenant à la classe d'emploi 3, se définissent par un usage en extérieur, sans contact avec le sol et exposé aux intempéries. Moyennant un traitement adapté, un bois insuffisamment durable peut obtenir une durabilité conférée, dans le but d'être utilisable pour une classe d'emploi souhaitée. Parmi les méthodes employées, le traitement chimique est le procédé le plus courant. Des produits de préservation à base de biocides, encadrés par le règlement européen 528/2012/CE, apportent aux bois traités la durabilité conférée recherchée.

Toutefois, la durée d'efficacité des bois traités est limitée dans le temps car les conditions climatiques entraînent une évolution des biocides. La durabilité des matériaux traités a fait l'objet de nombreuses études, dans le milieu urbain notamment sur des revêtements de façade (Burkhardt et al., 2008) ou encore dans le milieu résidentiel sur divers supports dont des bois en œuvre traités (Schoknecht et al., 2016). Ces études ont mis en évidence l'émission de biocides lors des épisodes pluvieux : son impact sur l'environnement est d'ailleurs évalué par le règlement biocide 528/2012/CE et les usages des produits biocides encadrés par des autorisations (ou non) de mise sur le marché.

De plus, il est également reconnu que les facteurs climatiques ont un impact sur la stabilité des biocides, entraînant des possibilités d'hydrolyse ou encore de photolyse pour les composés les plus sensibles aux dégradations abiotiques (Ruddick, 2008). Cependant, peu d'articles abordent la question des cinétiques de mobilité et dégradation des biocides dans le bois, alors que la compréhension des phénomènes permettrait d'optimiser les modalités de durabilité conférée. L'objectif de ces travaux est donc d'étudier des mécanismes d'évolution et de mobilité des biocides dans les bois traités et dans leurs eaux de lixiviation collectées de façon simultanée grâce à un essai de vieillissement naturel. Un traitement de surface a été effectué sur des bois destinés à être exposés en classe d'emploi 3.1, avec 3 formulations industrielles différentes. Des bacs de rétention en acier inox ont également été conçus pour acheminer les eaux de ruissellement de ces bois traités vers des bidons de collecte. En amont de ce suivi sur terrain, des méthodes d'extraction et d'analyse dans les compartiments bois et eau ont dû être développées. Cet article porte ainsi sur ces développements analytiques des biocides de la protection du bois.

Matériel et méthodes

Composés d'étude

Parmi les biocides organiques les plus utilisés du marché des formulations, six composés ont été choisis : perméthrine, cyperméthrine, fenpropimorphe, butylcarbamate d'iodopropynyle (IPBC), tébuconazole et propiconazole (cf. Figure 1). Des étalons internes (EI) sont utilisés pour la quantification des biocides à partir de leurs équivalents isotopologues (substitution par des atomes de deutérium ou de carbone 13) : cisperméthrine-13C6, trans-cyperméthrine-d6, fenpropimorphe-d3, IPBC-d9, tébuconazole-d6, propiconazole-d5.

Le pin sylvestre est une essence résineuse de référence dans les normes européennes dont l'aubier est reconnu pour sa bonne imprégnabilité et sa faible durabilité naturelle. Des sciures d'aubier de pin sylvestre non traité ont été obtenues par broyage à tamisage à 0,5mm pour les extractions de bois de cette étude. Des sciures de bois traités dits de référence (matériau de référence interne) ont également été utilisées pour contrôler les valeurs en propiconazole et tébuconazole, suivis par carte de contrôle interne.

Une eau ultra-pure milli-Q (MQ) est utilisée pour les essais de méthode eau. Des eaux de pluie témoins ont été utilisées pour étudier des possibles effets de matrice.

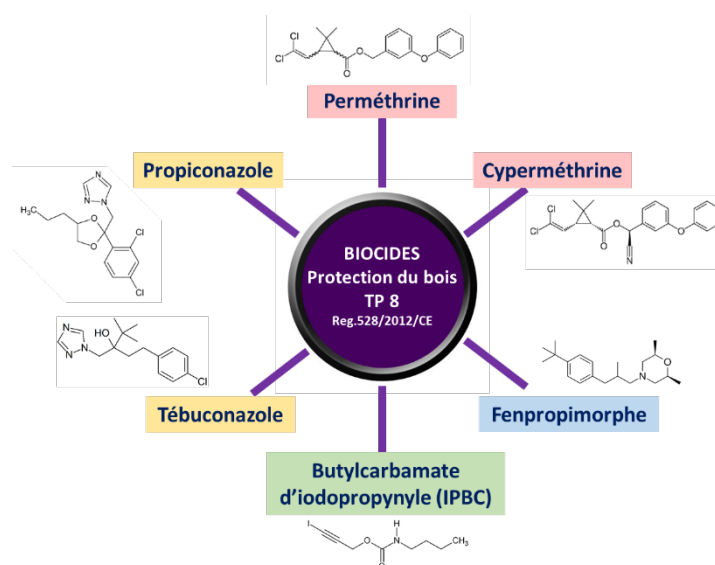


Figure 10: Biocides organiques de la protection du bois choisis pour les développements de méthode de l'étude.

Instrumentation

Un appareil de chromatographie gazeuse couplée à un spectromètre de masse en tandem (GC-MS/MS) est utilisé pour la réalisation des analyses. La séparation des composés est réalisée avec une colonne HP5MS-UI 30m x 0,25mm x 0,25 μ m (J&W Agilent). Un développement pour l'analyse des biocides cités plus-haut, et leurs isotopologues choisis comme étalons internes (EI), a été effectué en injection liquide par GC-MS/MS sur des solutions étalons dans l'acétate d'éthyle. Le mode d'injection est liquide pour les analyses d'extraits de bois (injection directe), tandis que l'injection est de type SPME (Solid Phase Micro Extraction) en ligne pour les analyses d'eau.

*Méthodes chromatographiques :

Méthode BOIS : Mode d'injection liquide, durée de méthode 30min.

Méthode EAU : Mode d'injection SPME (en ligne), durée de méthode 65min.

*Détection/Quantification MSMS : Multiple Reaction Monitoring (MRM) (cf. Tableau 1)

*Méthode de quantification : étalonnage interne

*Les transitions développées sont caractéristiques du marquage des étalons internes. Seul le couple IPBC/IPBC-d9 fait exception avec des transitions communes dû à la possibilité de les séparer par chromatographie, permettant un gain de sensibilité.

	Biocides	Transition de quantification TQ	EC (eV)	Transition de confirmation TC	EC (eV)
Composés natifs	IPBC	165,0 → 38,1	30	182,1 → 54	5
	Fenpropimorph	303,2 → 128	10	303,2 → 69,9	35
	Propiconazole	258,7 → 190,9	5	258,7 → 172,9	20
	Tebuconazole	249,7 → 124,9	25	249,7 → 152,9	10
	Permethrine	182,7 → 153	20	182,7 → 168	15
	Cyperméthrine	163 → 127	4	163 → 91	10
étalons internes	IPBC D9	165,0 → 38,1	30	182,1 → 54	5
	Fenpropimorph D5	306,2 → 128	15	306,2 → 69,9	35
	Propiconazole D5	264 → 172,8	10	264 → 191,8	5
	Tebuconazole D6	255,7 → 124,8	20	255,7 → 155,7	15
	cis Permethrine 13C6	188,7 → 159	20	189 → 174	8
	trans Cyperméthrine D6	168,8 → 95,9	20	168,8 → 132,9	5

Tableau 1: Transitions MS/MS des composés natifs et leur étalon interne.

Extractions et préparation d'échantillons

Pour le compartiment bois, l'extraction par solvant accéléré ASE (Dionex) a été choisie pour son automatisation et sa faible utilisation de solvant. Les sciures de bois traités sont pesées à $2g \pm 0,2g$ dans les cellules ASE. Une extraction est effectuée avec de l'acétone. Les extraits ASE recueillis sont concentrés à 0,5 mL par évaporateur de solvant (Turbovap) sous flux d'azote, avant d'être transvasés et complétés avec de l'acétate d'éthyle dans des fioles jaugées de 50ml. Dans le cadre du développement de méthode, des sciures non traitées ont été dopées par ajout d'un mélange des biocides d'étude préparés dans l'acétate d'éthyle.

Pour le compartiment eau de pluie, la micro-extraction en phase solide (SPME) a été choisie pour la grande sensibilité de cette méthode et la possibilité de travailler sur des faibles volumes d'eau, sans avoir recours à des solvants organiques d'extraction.

Les eaux sont transvasées à hauteur de 8mL et pesées dans des flacons SPME. Pour le développement de méthodes, des eaux ont été enrichies par ajout de quelques microlitres d'un mélange de biocides dans le méthanol.

Résultats

Limites de quantification et effet matriciel du bois

Des gammes en triplicatas ont été réalisées dans le solvant (acétate d'éthyle ou EA) et dans l'extrait de bois « matrice bois » afin de contrôler la spécificité de la méthode bois. Les étalons internes ont été ajoutés dans les flacons d'injection GC, à une concentration fixe de 20 $\mu\text{g/L}$. Aucune interférence n'a été relevée dans l'extrait de bois pour les transitions étudiées. Des limites de quantification (LQ) ont pu être obtenues par extrapolation des rapports signaux sur bruit. Bien que les LQ obtenues soient de l'ordre du $\mu\text{g/L}$ d'extrait, une variation claire entre les deux milieux est notable (cf. Figure 2) avec deux effets matriciels distincts.

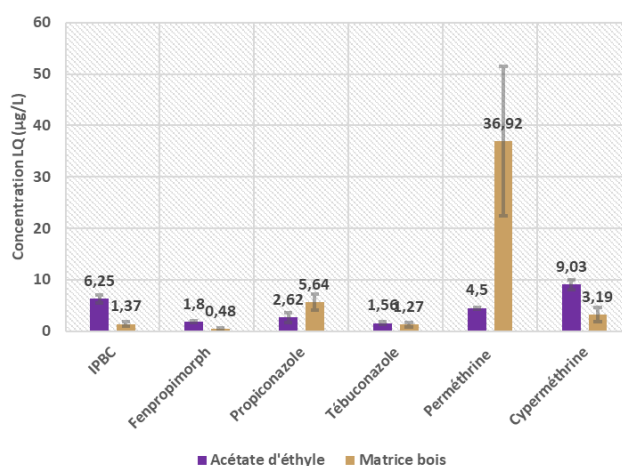


Figure 2 : Limites de quantification des biocides organiques dans le solvant EA et la matrice bois par analyse GC-MS/MS (transition TQ).

La matrice générée par l'extrait de bois est à l'origine d'un bruit de fond plus complexe qu'en solvant seul, ce qui augmente les LQ en extrait de bois, conséquence d'un rapport signal/bruit plus faible. Ce phénomène est présent sur certaines transitions comme celles de la perméthrine pour laquelle la LQ en extrait bois est près de 10 fois supérieure à la LQ solvant.

Un second effet matriciel, positif celui-là, se manifeste pour certaines molécules par une augmentation du signal et un gain en résolution des pics, ce qui a pour effet d'abaisser la LQ en extrait bois, conséquence d'un meilleur rapport signal/bruit. Ce phénomène, causé par la passivation du système chromatographique, est présent sur certaines transitions comme celles de l'IPBC dont la séparation de son étalon interne IPBC-d9 est meilleure, avec une LQ en extrait bois près de 4 fois inférieure à la LQ solvant.

Les limites de quantification sont donc de l'ordre de la dizaine de $\mu\text{g/L}$ de solution/extrait. Appliquées aux échantillons de bois traités broyés, les limites de quantification se rapportent à une centaine de ng/g de sciure de bois extraite.

Rendements d'extraction bois

Des coefficients d'extraction ont été obtenus sur 3 niveaux de dopage effectués: une valeur basse aux LQ définis précédemment, une valeur intermédiaire définie à $50 \mu\text{g/L}$ d'extrait et un niveau haut défini à $100 \mu\text{g/L}$ d'extrait. Les dopages des sciures de bois ont été réalisés en réplicas (5 extraits/niveau), 4 heures avant le lancement de la séquence ASE. Le bois de référence CQI a suivi le même protocole d'extraction et d'échantillonnage. Les rendements d'extraction ASE par acétone avec reprise dans l'acétate d'éthyle sont présentés ci-dessous (cf. Figure 3).

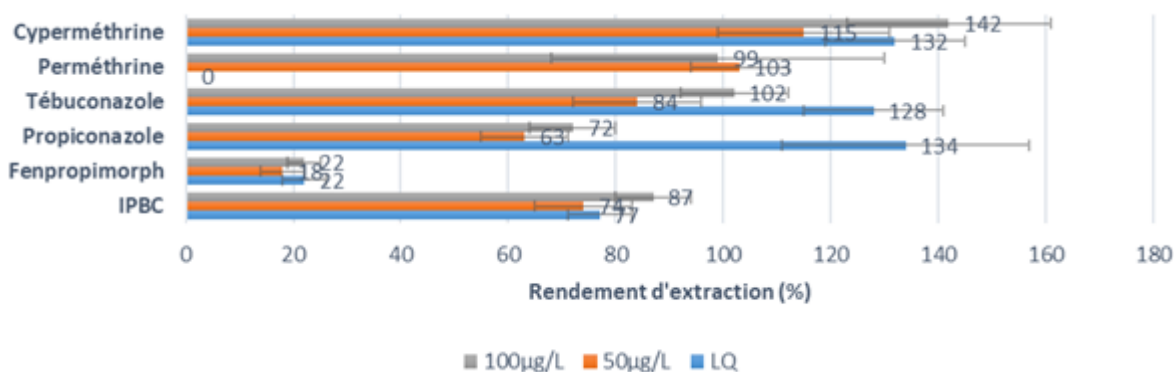


Figure 3 : Rendements d'extraction des bois par extraction ASE (acétone) obtenus par analyse GC-MS/MS.

Les rendements d'extraction moyens obtenus sont compris entre 70 et 130% pour l'ensemble des composés à l'exception du fenpropimorphe dont l'extraction à l'acétone n'aboutit qu'à un rendement moyen de 20%. L'analyse du bois de référence CQI a permis de valider l'étape d'extraction et de préparation de l'échantillon pour deux composés ($R_{\text{propiconazole}} : 86\%$, $R_{\text{perméthrine}} : 112\%$). Une nouvelle série d'extraction ASE avec du méthanol comme solvant d'extraction a été réalisée par la suite sur des bois dopés en triplicatas à la valeur intermédiaire de $50 \mu\text{g/L}$. Ce changement de nature de solvant a permis l'obtention de bons rendements d'extraction moyens à $83 \% \pm 7\%$ pour le fenpropimorphe.

Limites de quantification et effet matriciel de l'eau de pluie

Une première étape d'optimisation a permis de déterminer le choix d'une fibre SPME en polyacrylate (PA $85 \mu\text{m}$), parmi 3 fibres testées, offrant les meilleures capacités d'extraction sur les biocides étudiés.

Des eaux MQ enrichies à 3 niveaux de concentration (10, 50 et 100 ng/L) ont été utilisées dans le but d'obtenir des premières limites de quantification. Les étalons internes ont été ajoutés à la même concentration que les composés natifs. Des eaux MQ et des eaux de pluie ont ensuite été enrichies aux concentrations LQ en triplicatas. L'objectif était de confirmer les limites de quantification extrapolées à partir des premiers essais et de contrôler la présence d'interférents pour la matrice eau de pluie.

Les limites de quantification obtenues sont de l'ordre du nanogramme par litre d'eau (cf. Figure 4), avec une légère hausse dans les eaux de pluie enrichies dû à un bruit de fond plus conséquent que pour l'eau MQ. Aucune interférence de la matrice eau de pluie n'a été relevée.

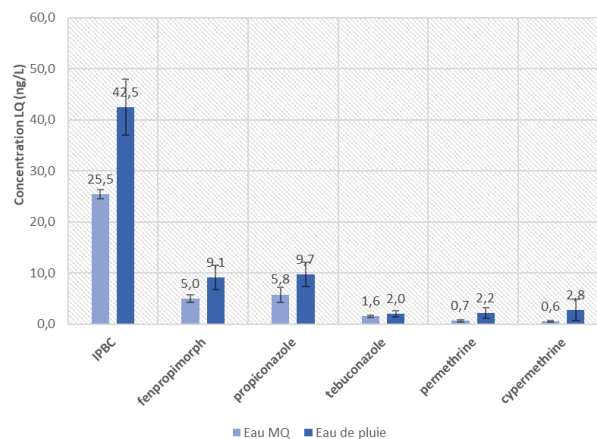


Figure 4 : Limites de quantification des biocides organiques dans l'eau MQ et eau de pluie par analyse SPME GC-MS/MS.

Conclusions et perspectives

Les travaux menés ont permis d'obtenir des méthodes d'extraction et d'analyse performantes pour les matrices bois et eau. La détection et quantification par MS/MS et son mode MRM garantissent la spécificité de la méthode pour la quantification des biocides. Dans la matrice bois, des différences de signaux sur bruit ont pu être observées entre extraits de bois et solvant, menant à des légères variations des limites de quantification. Des LQ ont été obtenues de l'ordre de la dizaine de $\mu\text{g/L}$ d'extrait de bois, équivalent à une centaine de $\mu\text{g/g}$ de sciure de bois. Les diverses étapes de dopage à 3 niveaux et extractions ASE avec de l'acétone ont permis de déterminer des rendements d'extraction concluants, à l'exception du fenpropimorphe. Ce dernier présente un rendement d'extraction satisfaisant avec une extraction ASE en utilisant du méthanol.

Les développements de méthodes réalisés pour les eaux ont abouti à des performances analytiques encore plus sensibles, grâce à l'utilisation d'un système d'extraction SPME en ligne et son procédé d'adsorption sur fibre. L'eau de pluie utilisée ne génère pas d'interférence en comparaison avec l'eau MQ. Des limites de quantification très basses ont été obtenues, de l'ordre du ng/L d'eau de pluie.

Dans les deux matrices (bois et eau), les concentrations d'essai de vieillissement naturel attendues sont bien supérieures aux LQ actuelles. En effet, les pourcentages de lixiviation retrouvés dans la littérature, appliqués aux surfaces de bois exposées, indiquent pour plusieurs biocides (Terbutryne, Diuron, Propiconazole) un ordre de grandeur allant du mg/L, pour les premières précipitations les plus concentrées, au $\mu\text{g/L}$ (Schoknecht et al., 2016). Pour le bois, à partir des quantités de produits de préservation appliqués pour l'étude de vieillissement, les concentrations de biocides attendues dans les sciures de bois seront de l'ordre de la dizaine de $\mu\text{g/g}$.

Ce double suivi en parallèle (bois, eau) permettra d'assurer une quantification des biocides dans le temps et d'établir un bilan massique de la répartition des biocides et de suivre leur évolution lors de l'exposition des bois traités. Des produits de dégradation des biocides organiques pourront également être recherchés dans le bois et l'eau, afin de mettre en évidence la dégradation des biocides liée aux conditions météorologiques.

Remerciements

Ces travaux sont financés par le Comité professionnel de développement des industries françaises de l'ameublement et du bois (CODIFAB).

Références

- Burkhardt, M., Zuleeg, S., Vonbank, R., Simmler, H., Lamani, X., Bester, K., Boller, M., 2008. Biocides in Facades Runoff and Storm Water of Urban Areas 8.
- Ruddick, J.N.R., 2008. Biocide Depletion: Chemical, Physical, and Photodegradation, in: Schultz, T.P., Miltz, H., Freeman, M.H., Goodell, B., Nicholas, D.D. (Eds.), Development of Commercial Wood Preservatives. American Chemical Society, Washington, DC, pp. 285–311. <https://doi.org/10.1021/bk-2008-0982.ch017>
- Schoknecht, U., Mathies, H., Wegner, R., 2016. Biocide leaching during field experiments on treated articles. Environ. Sci. Eur. 28, 6. <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0074-9>

Quelles approches de remédiation des sites industriels pollués seraient transposables aux pollutions diffuses agricoles ? (résumé court)

Estival Julie, Hiez David

Tauw France, 14 D rue Pierre de Coubertin, 21000 DIJON – j.estival@tauw.com

L'impact des traitements phytosanitaires des cultures sur l'environnement est évalué principalement au regard des concentrations en matières actives mesurées dans les eaux souterraines et les eaux de surface. Or la rémanence de ces produits pose question quant à l'impact résiduel sur les futures cultures au droit de ces sols, et affecte la qualité des eaux, y compris lorsque les pratiques sur les parcelles ont drastiquement évolué. Ces éléments nous amènent à nous interroger sur les actions possibles de remédiation qui permettraient d'accélérer la reconquête de la qualité du sol et des eaux souterraines et de surface.

Dans un autre domaine d'activité, la gestion des sites pollués par des activités industrielles bénéficie en France d'un retour d'expérience d'environ 25 ans. Débutée par des phases d'inventaires et d'analyses de risques qualitatives en vue de hiérarchisation à la fin des années 90, la politique de gestion a évolué en passant d'une gestion par le risque sanitaire systématique et détaillée à une gestion prescrivant la réduction de la charge polluante des zones les plus concentrées et une gestion par le risque (action sur la source et/ou action sur le transfert et/ou action sur l'usage des milieux) pour les zones marquées de manière plus diffuse.

Si l'on appliquait la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués à la problématique des pollutions diffuses d'origine agricole, on retiendrait comme source de pollution l'application des produits phytosanitaires. Par définition, on ne pourrait pas identifier de pollution concentrée (en raisonnant sur la répartition spatiale des concentrations en matières actives ; alors que la prise en compte de la variation saisonnière des concentrations, dans les eaux souterraines par exemple, permettrait sans doute de définir des pollutions concentrées). En revanche la migration « hors site » des matières actives, portant atteinte à des usages sensibles des milieux (non-conformité de l'eau destinée à la consommation humaine), conduirait à engager une démarche de gestion de ces pollutions (plan de gestion).

La finalité du plan de gestion est d'évaluer les actions envisageables sur la base d'une estimation de la masse de polluant en présence avec une analyse du bilan coûts-avantages de ces actions : la performance des options de gestion étant également jugée au regard du bilan environnemental des opérations de remédiation.

La connaissance du polluant en jeu est déterminante lorsqu'il s'agit de choisir une technique de remédiation. Or les pesticides comportent plusieurs familles de molécules avec des caractéristiques variées : il conviendrait alors de choisir les substances individuelles qui posent problème ou de travailler par familles de molécules (en utilisant des traceurs de ces familles).

La localisation et la quantification des volumes de polluant sont nécessaires pour concevoir et dimensionner les solutions techniques de traitement : les quantités appliquées peuvent être connues par des enquêtes agricoles, mais la quantité qui pénètre dans le sol (et est ensuite susceptible de migrer vers les eaux souterraines) n'est en général pas connue. S'agissant d'une pollution diffuse une cartographie très précise (intra parcellaire) des concentrations dans les sols présenterait sans doute peu d'intérêt, en revanche pour des pollutions historiques comme l'atrazine des sondages de sol avec des analyses à différentes profondeurs permettraient sans doute de connaître le « stock » encore présent dans le sous-sol.

La caractérisation du relargage dans les eaux souterraines pourrait être basée sur les propriétés physico-chimiques de la molécule, éventuellement couplée à une modélisation. Une approche géostatistique,

telle qu'elle est utilisée sur des sites industriels pollués mais à plus large échelle (bassin versant), serait intéressante à réaliser sur les concentrations en matières actives dans les eaux souterraines pour identifier des anomalies (et donc des zones de transfert plus actives). Cela pourrait conforter le calcul de la vulnérabilité réalisé dans les études BAC, spécialement lorsque le fonctionnement hydrogéologique du bassin versant est imparfaitement connu.

Une fois la localisation et la masse du polluant connues, plusieurs techniques de remédiation existent pour traiter les pesticides : confinement vertical, désorption thermique, lavage des sols, oxydation ou réduction chimique seraient des techniques de traitement des sols in situ peu adaptées à une pollution diffuse. La mise en place d'un piège hydraulique, pour confiner les eaux souterraines polluées, ne serait pas non plus envisageable à grande échelle sur une pollution peu concentrée. La barrière perméable réactive et la biodégradation dynamisée seraient des solutions de traitement des eaux souterraines qui pourraient être envisagées. Enfin, le pompage et traitement des eaux souterraines polluées sont aujourd'hui couramment pratiqués, lorsque les eaux captées et destinées à la consommation humaine sont traitées en station de potabilisation (sur charbon actif, filtre à sable, résine échangeuse d'ions ou autre procédé).

Cette approche pourrait aussi être appliquée aux milieux superficiels (sol - eaux de surface – sédiments) avec sans doute plus de possibilités de traitement des milieux contaminés.

La méthodologie nationale de gestion des sites et sol pollués n'est pas évidente à transposer en l'état à la problématique des pollutions diffuses agricoles. Toutefois le principe de mieux comprendre le comportement du polluant dans le sous-sol reste vrai, avec l'utilisation d'outils de cartographie, de modélisation, de géo statistique, de bilan massique. Dans un plan de gestion, le bilan coûts-avantages permet de sélectionner, parmi les techniques pertinentes, celles qui présentent les meilleures performances techniques et économiques au regard des bénéfices attendus (abattement de la pollution) et le meilleur bilan environnemental (bilan carbone, émissions de gaz à effet de serre, etc.). A l'instar des sites pollués, une approche spécifique à chaque situation semble nécessaire et il est difficilement envisageable de proposer une solution généralisable à tous les cas de figure.

Gestion des effluents phytosanitaires : développement d'un procédé de décontamination des emballages vides de pesticides *via* un bio-détergent (résumé court)

Ben Salem Asma (1), Chaabane Hanène (2), Lahbib Nada (2), Salghi Rachi (3), Fattouch Sami (1)

(1) *Laboratoire de biochimie alimentaire et moléculaire, Institut National des Sciences Appliquées et de Technologie (INSAT), Université de Carthage, Centre urbain du Nord, BP 6761080, Tunis Cedex 1080, Tunisie*

(2) *Laboratoire de bioagresseur et de protection intégrée en agriculture, Département de la protection des végétaux et de l'environnement, Institut National Agronomique de Tunisie (INAT), Université de Carthage, 43, rue Charles Nicolle Mahrajène, Tunis 1082, Tunisie*

(3) *Laboratoire d'ingénierie environnementale et de biotechnologie, ENSA, Université Ibn Zohr, Agadir, Maroc*

Les enjeux sanitaires, environnementaux et socio-économiques liés à l'utilisation massive de produits phytosanitaires présentent une préoccupation pour l'ensemble des acteurs intervenant dans les filières agricoles ainsi qu'environnementales. Face au nombre important d'acteurs concernés par l'usage des pesticides et les différents intérêts de chacun, nous sommes face à une situation de complexité pour gérer les pollutions diffuses d'origine agricole. C'est pourquoi le développement de dispositifs agro-environnementaux visant à la réduction et la gestion de l'usage des pesticides ainsi que les effluents phytosanitaires s'est avéré indispensable.

Dans ce contexte, la dégradation biotique des insecticides organophosphorés (OPs), en particulier le chlorpyrifos (CP) et le diméthoate (DIM), a suscité un intérêt pour leur utilisation à des fins de décontamination. En effet, l'objectif de cette étude était d'utiliser le potentiel dégradant de deux souches bactériennes dans le développement d'un procédé de décontamination des emballages vides de produits phytosanitaires (EVPP). Ces deux souches ont été précédemment isolées à partir d'un sol tunisien ayant reçu des traitements répétés par les deux insecticides OPs (CP et DIM) depuis plus de cinq ans. Elles ont été également caractérisés comme appartenant aux genres *Enterobacter* et *Serratia*.

Les cinétiques d'hydrolyse du CP et du DIM en absence ou en présence des deux souches bactériennes isolées, *Enterobacter cloacae* et *Serratia rubidaea*, ont montré le potentiel dégradant de ces deux souches telluriques. Un taux de dissipation du chlorpyrifos de 13% a été obtenu en milieu aqueux sans bactéries au bout de 2 heures tandis que les taux étaient d'environ 36% et 46,7% en milieu aqueux ensemencé par *Enterobacter cloacae* et *Serratia rubidaea*, respectivement. Le diméthoate a également été dissipé efficacement avec des taux voisins de 74,7% et 77,3% au bout de 2 heures en présence de *Serratia rubidaea* et *Enterobacter cloacae*, respectivement, contre 68,6% dans la solution aqueuse de contrôle.

D'autre part, ces deux souches bactériennes ont été utilisées pour la première fois dans la formulation d'un bio-détergent. Ce bio-détergent a été testé afin de décontaminer les emballages vides des deux OPs (chlorpyrifos et diméthoate). Ainsi, les résultats obtenus ont démontré leur efficacité. En effet, une réduction significative des résidus de pesticides dans les conteneurs présente une étape clé dans l'élimination appropriée des conteneurs de pesticides utilisés. La comparaison de cette nouvelle méthode avec celle recommandée par la FAO, notamment le triple rinçage à l'eau, a révélé que les teneurs en résidus dans les effluents de rinçage étaient inférieures à celles issues du triple rinçage.

En conclusion, cette étude a permis de développer un nouveau procédé de décontamination des EVPP. Ceci facilite le déclassement de ce type de déchets en déchets non dangereux permettant ainsi de les gérer dans un circuit de recyclage de plastique ordinaire.

Mots-clés : Bactéries, Bio-détergent, organophosphorés, effluents phytosanitaires, emballages vides de pesticides, gestion

Mesure de la rétention des pesticides par imagerie rapide (résumé court)

Boukhalfa Hassina Hafida (1), Belhamra Mohamed (1)

Université Mohamed khider – Biskra, Bp 145 RP 07000, BISKRA, Algérie– hassinaboukhalfa@gmail.com

L'étude de la rétention de pulvérisation doit prendre en compte les propriétés de surface de la cible et le comportement des gouttes lors de l'impact. Le but de cette expérience est de combiner simultanément une méthode conventionnelle basée sur le dosage d'un marqueur pour quantifier la rétention et la méthode d'imagerie pour observer le comportement des gouttelettes lors de l'impact et obtenir la contribution individuelle de chaque impact des gouttelettes sur la rétention effective.

Les mesures ont été effectuées avec une caméra rapide couplée à un rétro éclairage LED. La taille et la vitesse des gouttes ont été définies par analyse d'image. Les types d'impact des gouttes ont été déterminés par l'opérateur. Les essais ont été réalisés avec une buse Teejet 11003 montée sur une rampe mobile à la vitesse de 2 m/s. Deux agents tensioactifs (Break-Thru S240® et LI700®) ont été pulvérisés sur des feuilles d'orge coupées (0,3 cm²) au stade BBCH12 et comparés aux pulvérisations d'eau. Des proportions de volumes relatifs ont été calculées au sein d'une échelle d'énergie.

Après la pulvérisation, les feuilles échantillons ont été lavées dans une solution tampon pour quantifier le traceur fluorescent et donc le volume effectif de bouillie retenu par la feuille.

Le couplage de ces deux approches offre une compréhension approfondie de la façon dont les divers résultats d'impact contribuent à la rétention de pulvérisation par une feuille et le mode d'action des adjuvants sur le comportement des gouttelettes.

Mots-clés : pulvérisation, rétention, spectrofluorimétrie, ombroscopie.

La collection Pesticide Explorer - Dépistage et quantification rapide des résidus de pesticides à l'aide d'une solution complète de LC-MS/MS (résumé court)

Sales Susanne (1), T. Yang Charles (2), Reymond Marc (3), Giacalone Alain (3), Godula Michal (1)

(1) Thermo Fisher Scientific, Dreieich, Allemagne - susanne.sales@thermofisher.com

(2) Thermo Fisher Scientific, San Jose, California, USA

(3) Thermo Fisher Scientific, Villebon sur Yvette, France

Les pesticides sont des agents chimiques ou biologiques destinés à contrôler, éliminer ou repousser les plantes ou les animaux considérés comme nuisibles. Bien que les pesticides présentent des avantages tels que l'amélioration de la productivité et la protection contre les pertes de récoltes, certains pesticides présentent également des inconvénients, tels que la toxicité potentielle pour l'homme et d'autres espèces. En raison de l'utilisation généralisée de produits chimiques agricoles dans la production alimentaire et du contrôle difficile de la chaîne alimentaire internationale, les gens sont exposés à de faibles concentrations de résidus de pesticides par leur alimentation. L'identification et la quantification des résidus de pesticides dans les aliments et les produits alimentaires constituent donc un élément important du contrôle alimentaire de routine. L'analyse systématique des résidus de pesticides demeure l'une des tâches les plus difficiles en spectrométrie de masse.

Leur diversité chimique, le nombre de pesticides potentiellement utilisés (> 1100) et le large éventail de matrices sont les principaux défis de leur analyse. Pour l'analyse des pesticides, il est donc nécessaire de disposer de méthodes multiples fiables et validées, utilisant les derniers développements techniques.

Nous vous présentons ici la Thermo Scientific™ Pesticide Explorer™ Collection ; une solution complète pour l'analyse de ~600 résidus de pesticides par chromatographie liquide avec spectrométrie de masse quadripolaire (LC-MS/MS).

L'analyse a été réalisée sur un système Thermo Scientific™ UltiMate™ UltiMate™ 3000 RSLC HPLC couplé à un spectromètre de masse Thermo Scientific™ TSQ Quantis™. La séparation chromatographique a été réalisée sur une colonne Thermo Scientific™ Accucore aQ™ C18 Polar Endcapped LC. La procédure d'extraction QuEChERS a été appliquée à tous les échantillons examinés. Le poireau, représentant un légume à forte teneur en pigment, a été choisi comme matrice pour la validation.

La méthode a été testée selon les exigences de la norme SANTE11945/2015. Les paramètres analytiques tels que la linéarité, la spécificité, la LD, la LOQ, la précision et l'exactitude ont été évalués en utilisant le logiciel Thermo Scientific TraceFinder™ 4.1. Le résultat de la validation a montré des résultats satisfaisants puisque des LOQs $\leq 10 \mu\text{g}/\text{kg}$ ont été atteints pour un grand nombre des ~600 composés cibles dans le poireau. Les valeurs RSD pour la plupart des composés étaient inférieures à 20%.

La méthode a permis de mesurer ~ 600 composés en seulement 15 min. Les performances de la majorité des composés cibles sont conformes aux exigences réglementaires européennes. La méthode est disponible pour faciliter le transfert de méthode.

Effet de l'incorporation de charbon actif pour limiter le transfert de Chlordécone dans les sols (résumé court)

Louis-Thérèse Julian (1), Samouelian Anatja (2), Lagacherie Manon (2), Voltz Marc (2), Yacou Christelle (1), Gaspard Sarra (1)

⁽¹⁾ Laboratoire Covachim, EA 3592 Université des Antilles et de la Guyane, BP 250, 97157 Pointe à Pitre, Guadeloupe, France

⁽²⁾ UMR LISAH, Univ Montpellier, INRA, IRD, 2, place Pierre Viala 34060 Montpellier

Contexte et objectif

En contexte Antillais, l'utilisation massive de Chlordécone (CLD) entre les années 1972-1978 et 1982-1993 pour lutter contre le charançon du bananier a conduit à une contamination chronique et durable de l'écosystème. En effet, malgré des épandages anciens de la CLD les niveaux de contamination des écosystèmes et de la chaîne trophique restent élevés (Cabidoche et al., 2009 ; Gourcy et al., 2009), des eaux (Crabit et al., 2016 ; Della Rosa et al., 2017), et des organismes vivants (végétaux/animaux) (Coat et al., 2006). Récemment, la cartographie de la contamination des sols par la CLD à l'échelle de la Guadeloupe a été affinée par une approche couplant données historiques d'occupation du sol sur la période d'utilisation de la CLD et analyses de la qualité des cours d'eau comme révélateur de contamination des sols (Rochette et al., 2018). Par ailleurs, il a été montré que la contamination des végétaux par contact direct entre le sol pollué et les organes souterrains est la voie de contamination privilégiée pour les racines et tubercules cultivés sur les sols contaminés (Achard et al., 2007 ; Cadiboche et Lesueur-Jannoyer, 2012). L'ensemble de ces éléments souligne bien l'importance de mécanismes de mobilisation de la CLD des sols vers les autres compartiments de l'écosystème. Dans ce contexte, il est proposé d'étudier l'utilisation d'adsorbant éco-compatible pour limiter le transfert de la Chlordécone depuis les sols vers les eaux ou les plantes cultivées. Du fait de leur grande surface spécifique, les biochars et charbons actifs possèdent une grande capacité à adsorber les polluants organiques ou inorganiques (Durimel et al, 2008 ; Cabrera et al, 2011 ; Altenor et al, 2009 ; Yacou et al, 2018). L'objectif de cette étude est de quantifier l'impact de l'incorporation de charbon actif dans un sol contaminé pour limiter le transfert de la CLD vers la solution du sol. A notre connaissance, peu de travaux ont été réalisés sur ce sujet. Nous proposons ici une démarche expérimentale pour identifier les évolutions des propriétés d'adsorption des sols suite à l'incorporation de charbons actifs possédant des propriétés texturales et chimiques différentes.

Méthode

Les tests sont effectués à partir de 5 charbons actifs commerciaux différents (CACOMC1, CACOMFC2, CACOMFIL3, CACARS38, CAPICS23) et d'un charbon préparé à partir de biomasse et de deux sols, Andosol et Nitisol, caractéristiques des agroécosystèmes typiques des zones contaminées. Les charbons actifs utilisés possèdent une surface spécifique généralement supérieure à 900 m²/g et une distribution de pores caractérisée par la présence à la fois de micro et méso-pores.

Les expérimentations batch sont conduites pour des modalités charbons et sol et de mélange de charbon et sol en proportion équivalente. Les expérimentations sont conduites à partir de solutions de CLD à 50 µg/L marquée au ¹⁴C. L'adsorption et la désorption sont analysées successivement. Dans un premier temps, l'adsorption est quantifiée après un équilibre de 24 h (K_{dads}), ensuite la désorption (K_{d_{des}}). Suivant les limites de quantification, la désorption peut faire l'objet d'un cycle de désorption.

Résultats et discussion

Les analyses actuellement en cours de réalisation permettront de proposer une évolution des propriétés de rétention en fonction d'un gradient entre charbon, mélange de sol et charbon, et sol. Il est attendu des

résultats contrastés selon les différentes modalités expérimentales et les propriétés texturales et chimiques des charbons utilisés. Ces premiers tests permettront d'étudier l'effet de l'incorporation de charbon dans les sols. Par la suite, une analyse plus complète, reposant sur la détermination d'isothermes et de cinétiques de sorption et désorption, sera menée afin d'avoir une détermination plus fine des mécanismes de sorption/désorption.

Références

- Achard R., Cabidoche Y-M, Caron A., Nelson R., Duféal D., Lafont A., Lesueur-Jannoyer M. 2007. Contamination des racines et tubercules cultivés sur sol pollué par la chlordécone aux Antilles. Les Cahiers du Pram 45-50.
- Altenor S, Carene B, Emmanuel E, Lambert J, Ehrhardt JJ, and S. Gaspard (2009), Adsorption studies of methylene blue and phenol onto vetiver roots activated carbons prepared by chemical activation, Journal Hazardous Materials, 165, (1-3) 1029-1039
- Cabidoche, Y. M., Achard, R., Cattan, P., Clermont-Dauphin, C., Massat, F., & Sansoulet, J. (2009). Long-term pollution by chlordecone of tropical volcanic soils in the French West Indies: A simple leaching model accounts for current residue. *Environmental Pollution*, 157(5), 1697–1705. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.12.015>
- Cabidoche, Y.M., Lesueur-Jannoyer M., 2012. Contamination of Harvested Organs in Root Crops Grown on Chlordecone-Polluted Soils. *Pedosphere* 22(4), 562-571
- Cabrera A., Cox L., Spokas K.A., Celis R., Hermosín M.C., Cornejo J., Koskinen W.C. 2011. Comparative sorption and leaching study of the herbicides fluometuron and 4-chloro-2-methylphenoxyacetic acid (MCPA) in a soil amended with biochars and other sorbents *J. Agric. Food Chem.*, 59, pp. 12550–12560
- Coat, S., Bocquene, G., & Godard, E. 2006. Contamination of some aquatic species with the organochlorine pesticide chlordecone in Martinique. *Aquatic Living Resources* 19, 181–187.
- Crabit, A., Cattan, P., Colin, F. and Voltz. M., 2016. Soil and River Contamination Patterns of Chlordecone in a Tropical Volcanic Catchment in the French West Indies (Guadeloupe). *Environmental Pollution* 212, 615–626. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.02.055>.
- Della Rosa P. Jannoyer M. Mottes C., Plet J. Bazizi A. Arnaud L. Jestin A. Woignier T. Gaude M. et Cattan P., 2017. Linking current river pollution to historical pesticide use : insights for territorial management ? *Science of total environment* 574 (1232-1242)
- Durimel A., Altenor S., Miranda-Quintana R., Dumesnil P., Jauregui-Haza U., Gadiou R., Gaspard S. 2013. pH dependence of chlordecone adsorption on activated carbons and role of adsorbent physico-chemical properties *Chemical engineering journal*, 229, 239-249.
- Gourey, L., Baran, N., & Vittecoq, B. 2009. Improving the knowledge of pesticide and nitrate transfer processes using age-dating tools (CFC, SF6, 3H) in a volcanic island (Martinique, French West Indies). *Journal of Contaminant Hydrology* 108, 107–117.
- Rochette R., Andrieux P., Bonnal V., et Cattan P. 2017. Contamination des bassins versants de la Guadeloupe continentale par la chlordécone : Actualisation des connaissances et cartographie des zones à risque de contamination. Rapport Final 89p.
- Yacou, C., Altenor, S., Carene, B., Gaspard, S. 2018. Chemical structure investigation of tropical *Turbinaria turbinata* seaweeds and its derived carbon sorbents applied for the removal of hexavalent chromium in water. *Algal Research*, 34, pp. 25-36.

L'analyse des pesticides et des contaminants anioniques polaires par un nouveau flux de travail IC-MS/MS à échantillon unique, multi-analytique, robuste et sensible au résultat (résumé court)

Pigozzo Fausto (1), Fussell Richard (2), Guo Qilei (3), Yingchen Li (3), Blay David (4), Giacalone Alain (4) and Tao Bo (3)

(1) *Thermo Fisher Scientific, Strada Rivoltana, Milan, Italie*

(2) *Thermo Fisher Scientific, Stafford House, Hemel Hempstead, UK*

(3) *Thermo Fisher Scientific, Wangjing Lize Middle Street, Beijing, Chine*

(4) *Thermo Fisher Scientific, Avenue du Québec, Villebon, France*

Cette présentation fournit des informations sur le développement et la validation d'un nouveau flux de travail intégré « de l'échantillon aux résultats » pour la quantification fiable et sensible des pesticides anioniques polaires et des contaminants dans les aliments. Le flux de travail est basé sur l'utilisation de colonnes d'échange d'ions de grande capacité avec suppression de l'éluant de la post-colonne, couplées à un spectromètre de masse à triple quadripôle à haute sensibilité (IC-MS/MS). Cette évolution est importante parce que les pesticides anioniques polaires et les contaminants tels que le glyphosate, le perchlorate, le chlorate et d'autres contaminants semblables, sont souvent présents sous forme de résidus dans les aliments, mais ne sont pas toujours inclus dans les programmes de surveillance de la sécurité alimentaire, simplement parce qu'ils ne se prêtent pas à des méthodes multi-analyses génériques plus classiques.

L'introduction de la méthode QuPPE (Quick Polar Pesticides) (1), couramment utilisée, a constitué un grand pas en avant, mais elle représente toujours un défi analytique pour les laboratoires presque dix ans plus tard. L'absence d'une étape de séparation liquide et/ou d'une étape de nettoyage en phase solide entraîne des « extraits sales » contenant de fortes concentrations de matrices co-extractibles, ce qui rend difficile la séparation et la quantification précise des analytes dans les extraits QuPPE. Les analystes tentent d'atténuer ces problèmes en utilisant des étalons internes étiquetés et en analysant un seul extrait un certain nombre de fois à l'aide de différentes colonnes chromatographiques de faible capacité avec diverses conditions d'élution pour maximiser la couverture des analytes.

L'approche de flux de travail IC-MS/MS permet d'agrèger des méthodes distinctes en une seule analyse, ce qui améliore la productivité, tandis que les colonnes d'échange d'ions à haute capacité peuvent supporter des charges d'échantillons plus élevées, ce qui permet d'analyser des concentrations inférieures d'analytes polaires dans les matrices plus difficiles mais pertinentes, comme les produits de poireaux et de céréales.

Matériels et méthodes

L'extraction des échantillons était basée sur une modification de la méthode QuPPE. Après hydratation à l'eau, les échantillons ont été extraits avec du méthanol. L'extrait de l'échantillon a été placé dans un congélateur pendant 15 minutes, puis centrifugé (8000 tr/min, pendant 8 minutes) et une aliquote du surnageant est passée par une cartouche de prétraitement d'échantillon de 2,5 mL, Dionex™ OnGuard™ II RP. Enfin, l'extrait a été filtré à l'aide d'un Thermo Scientific™ Nalgene™ Nalgene™ 25 mm Syringe Filters, PES, 0,2 µm suivi d'une dilution (10 fois avec de l'eau désionisée) afin de permettre la détermination IC-MS/MS.

L'instrument et les composants de séparation du flux de travail comprennent : un système Dionex™ Integriion™ HPIC™ HPIC™, équipé d'un générateur d'éluant électrolytique et d'une cellule de conductivité couplé à un Thermo Scientific™ Dionex™ AS-AP Autosampler et Thermo Scientific™ TSQ Altis™ Triple Quadrupole Mass Spectrometer. La séparation a été réalisée à l'aide d'un Thermo

Scientific™ Dionex™ Dionex™ IonPac™ AS19-4 µm Guard, 2 × 50 mm couplé à un Thermo Scientific™ Dionex™ Dionex™ IonPac™ AS19-4 µm Analytical, une colonne 2 × 250 mm avec élution des analytes anioniques polaires par gradient d'hydroxyde de potassium. Un suppresseur d'anions à régénération dynamique ADRS 600 (2 mm) est installé après que la colonne ait converti le KOH en eau et avant que le flux d'éluant n'entre dans un détecteur de conductivité et un spectromètre de masse connectés en série. Le modificateur de solvant acétonitrile fourni par une pompe auxiliaire, via une jonction en T entre la cellule de conductivité et le spectromètre de masse, aide à une désolvatation plus efficace et augmente généralement la réponse de la plupart des analytes de 3-4 fois. Le volume d'injection de l'extrait nettoyé était de 25 µL. Le contrôle du système, l'acquisition et le traitement des données ont été effectués à l'aide de Thermo Scientific™ Chromeleon™ Chromatography Data System.

La réponse a été très différente pour les différents composés. La plage dynamique linéaire était excellente sur la plage testée, 4-200 ng/g d'analyte dans la matrice. L'approche d'étalonnage par appariement matriciel avec étalons internes (MMS+LIS), si disponible, et l'approche d'étalonnage par extraction matricielle (MES) sans utilisation d'étalons internes ont produit des résultats équivalents pour le poireau et de meilleurs résultats que l'étalonnage par appariement matriciel sans étalons internes (MMS) à 5 ng/g et 10 ng analyte/échantillon. En utilisant l'EEM, les taux de récupération apparents se situaient généralement entre 80 et 100 %, avec une répétabilité associée généralement < 15%, pour le chlorate, le perchlorate, le glufosinate, le N-acétylglufosinate, le 3-MPPA, le glyphosate, l'AMPA, le N-acétyl-AMPA, le Fosetyl-Al, l'acide phosphonique, l'éthéphon et HEPA, en une seule analyse. En outre, les rapports ioniques MS/MS, la stabilité du temps de rétention, la récupération et la précision des données étaient conformes aux critères de performance de la norme EU SANTE/11813/2017 (2).

Les résultats démontrent qu'un flux de travail basé sur IC-MS/MS peut surmonter les problèmes rencontrés avec les méthodes précédentes d'analyse des pesticides polaires. Le PCSI Dionex ne contient pas de métal, de sorte qu'aucun problème de chélation des métaux n'a été signalé avec les systèmes CLHP conventionnels. Les taux de récupération plus faibles observés avec l'approche d'étalonnage du SMM ne reflètent pas la performance de quantification de l'IC-MS/MS.

Références

- Anastassiades, M.; Kolberg, D. I.; Benkenstein, A.; Eichhorn, E.; Zechmann, S.; Mack, D.; Wildgrube, C.; Sigalov, I.; Dork, D.; Barth, A. Quick method for the analysis of numerous highly polar pesticides in foods of plant origin via LC-MS/MS involving simultaneous extraction with methanol (QuPPE-method), version 10.0; http://www.eurl-pesticides.eu/userfiles/file/EurlSRM/meth_QuPPE-PO_EurlSRM.pdf (accessed Jan 21, 2019).
- SANTE/11813/2017, Guidance document on analytical quality control and method validation procedures for pesticides residues analysis in food and feed, https://ec.europa.eu/food/sites/food/files/plant/docs/pesticides_mrl_guidelines_wrkdoc_2017-11813.pdf (accessed Dec 29, 2018).

Méthode alternative d'analyse d'herbicides dans les eaux souterraines : vers le développement de biocapteurs (résumé court)

Surribas Anaïs *(1), Noguer Thierry (1), Barthelmebs Lise (1)

(1) Université de Perpignan Via Domitia, Biocapteurs-Analyses-Environnement, 66860 PERPIGNAN France ; Laboratoire de Biodiversité et Biotechnologies Microbiennes, USR 3579 Sorbonne Universités (UPMC) Paris 6 et CNRS Observatoire Océanologique, 66650 Banyuls-sur-Mer – *anaïs.surribas@etudiant.univ-perp.fr

L'agriculture intensive pratiquée en France depuis les années 1960 est basée sur une mécanisation des techniques culturales mais aussi sur l'utilisation de produits phytosanitaires, qui, appliqués sur les surfaces cultivées, peuvent contaminer les nappes phréatiques par lessivage et les rivières par ruissellement. Ces phénomènes, accentués en automne lors de fortes pluies, peuvent ainsi provoquer une contamination ponctuelle des sources destinées à la production d'eau potable.

Pour pouvoir distribuer une eau potable respectant les valeurs limites réglementaires et ainsi assurer la bonne santé du consommateur, les pesticides sont contrôlés par des méthodes chromatographiques qui sont certes très sensibles, mais restent complexes et onéreuses et ne permettent pas de réaliser des analyses haute-fréquences, ni sur le terrain.

Afin de pouvoir effectuer un suivi régulier de la qualité de l'eau, il serait souhaitable d'utiliser une méthode d'analyse alternative aux méthodes classiques. L'objectif de ma thèse consiste à proposer un système analytique compact et complet pour une détection rapide, adaptée au terrain, avec un coût bien inférieur aux méthodes utilisées actuellement, afin de détecter certains herbicides retrouvés en période de fortes pluies dans les ressources en eau. La limite de détection devra être en dessous de la norme de potabilité correspondant à la valeur seuil de 0,1 µg/L par produit phytosanitaire.

Le principe de ce système de détection repose sur la technologie des biocapteurs. Ces outils analytiques offrent une solution alternative intéressante pour une application haute fréquence à des matrices environnementales, notamment pour l'analyse de produits phytosanitaires. Les biocapteurs sont composés d'un élément de reconnaissance biologique appelé biorécepteur, intégré à un élément physique, le transducteur, capable de traduire le phénomène de reconnaissance biologique en un signal directement quantifiable.

Aucun biocapteur spécifique n'ayant été encore développé pour les herbicides ciblés, nous devons sélectionner les biorécepteurs à utiliser, qui pourront être un anticorps, une protéine ou encore un aptamère. Nous utilisons comme transducteurs des électrodes sérigraphiées en carbone afin de réaliser une mesure électrochimique. Le principe de cette technique est basé sur le transfert de charges électriques entre le milieu réactionnel qui contient les réactifs électrochimiquement actifs et l'électrode sur laquelle les biorécepteurs sont immobilisés. L'amplitude du courant mesuré sera proportionnelle à l'interaction entre le biorécepteur et l'herbicide cible. Les biocapteurs développés seront caractérisés pour leur spécificité, leur sensibilité, leur limite de détection, ainsi que leur robustesse et leur adaptabilité sur le terrain.

Un tel dispositif permettrait une meilleure gestion de la qualité de l'eau, par exemple en interrompant le prélèvement des ressources pendant les courts épisodes de contamination sans avoir à mettre en place des solutions complexes et coûteuses de traitement.

Session 4 : *Efficacité ou impacts des pesticides sur les organismes végétaux et animaux*

Présentations orales :

- **Etude de l'efficacité de deux insecticides non homologués (Sulfoxaflor et du Diflubenzuron) pour lutter contre la cochenille du Figuier de Barbarie**
Zeitoun Rawan, Hayar Salem, Darazi Dalida, Makhoul Cyril, Majed Liliane, Zeaiter Lama, El Omari Khaled, Sylvie Dousset
- **Mise au point d'une méthodologie d'étude d'impacts en situation pratique des préparations phytopharmaceutiques sur les insectes de la vigne**
Quenin Hervé, Blanc Amandine, Bailly-Maitre Agnès
- **Quels protocoles pour évaluer les effets des pesticides chez l'abeille ?**
Sokolowski Michel
- **Effets de l'imidaclopride (confidor supra) sur l'étirage et la production de cire chez l'abeille domestique apis mellifera intermissa en conditions contrôlées**
Toudert-Djouber Fatima, Piou Vincent, Amrane Rachid, Treilhou Michel
- **Etude du devenir de la métribuzine (un herbicide) chez différents biotypes de morelle noire (Solanum nigrum)**
Kilinc Ozgur Kivilcim, Laurent François
- **Effet de la formulation sur la cinétique de dissipation des résidus de pesticides**
Majid Liliane, Hayar Salem, Zeitoun Rawan, Ghosn Mostafa, Sylvie Dousset
- **Caractérisation des pesticides dans les légumes cultivés sous serres agricoles au Liban : effet de la lumière et suivi des volatils**
Hamdache Samar, Sleiman Mohamad, Jaber Farouk, Richard Claire

Posters :

- **Impact des pesticides sur l'activité microbienne de dénitrification dans les eaux souterraines**
Michel Caroline, Baran Nicole, André Laurent, Joulian Catherine
- **Evaluation de la toxicité aiguë d'un pesticide (oberonr) sur un poisson *Gambusia Affinis* : paramètres de lethalite et activité de l'acétylcholinestérase**
Bengrait Meriem, Habes Dehbia, Soltani Noureddine
- **Effets des pesticides sur l'activité natatoire des larves d'huître creuse (*Magallana gigas*) exposées au stade embryo-larvaire**
Bringer Arno, Dubillot Emmanuel, Prunier Grégoire, Clérandeau Christelle, Lerebours Adelaïde, Thomas Hélène, Cachot Jérôme
- **Effet répulsif des extraits du thym *Thymus vulgaris* et du ricin *Ricinus communis* sur l'acarier *Tetranychus urticae* (Acari, Tetranychidae)**
Bouharroud R., Hormatallah A., El Assri M., Mokrini F.
- **Comparaison de la détoxification de la métribuzine par deux espèces d'Amarante**
Kilinc Özgür Kivilcim, Laurent François
- **Détermination des pesticides dans les moules, huîtres, sédiments et l'eau des Pertuis Charentais – Etude Pilote**
Lerebours Adélaïde, Parinet Julien, Receveur Justine, Jezequel Ronan, Thomas Hélène
- **Enquête de suivi sur les résidus de pesticides dans les raisins de table et évaluation des risques pour l'homme au Liban**
Sandikly Nahid, Hayar Salem, Millet Maurice

Etude de l'efficacité de deux insecticides non homologués (Sulfoxaflor et Diflubenzuron) pour la lutte contre la cochenille du Figuier de Barbarie (résumé long)

Zeitoun Rawan (1,2), Hayar Salem (1,2,3), Darazi Dalida (3), Makhoul Cyril (3), Majed Liliane (2,3), Zeaiter Lama (3), El Omari Khaled (4), Sylvie Dousset (5)

(1) Environmental Health Research Lab (EHRL), Department of Chemistry and Biochemistry, Faculty of Sciences, Section V, Lebanese University, Nabatieh, Lebanon – rawan.zeitoun@gmail.com

(2) Université Libanaise, Ecole Doctorale des Sciences et Technologies (EDST-PRASE), Campus Universitaire Rafic Hariri, Hadath-Mont Liban, Liban – shayar@cyberia.net.lb ; liliane.majed.lm@gmail.com

(3) Université Libanaise, Faculté des Sciences Agronomiques, Département de protection des plantes, Dekweneh-Beyrouth, Liban – dchoubaya_darazy@hotmail.com ; cyrilmakhoul@gmail.com ; zeaiter.lama@hotmail.com

(4) Quality Control Laboratories, Chamber of Commerce, Industry & Agriculture of Tripoli and North Lebanon – khaledo@cciat.org.lb

(5) Laboratoire Interdisciplinaire des Environnements Continentaux, Université de Lorraine / CNRS - BP 70239, 54506 Vandœuvre-lès-Nancy, France – sylvie.dousset@univ-lorraine.fr

Introduction

À l'heure actuelle, la cochenille cotonneuse sauvage *Dactylopius opuntiae* (Hemiptera, Dactylopiidae) est considérée comme le ravageur le plus envahissant du Figuier de Barbarie au Sud du Liban. La productivité fruitière et fourragère a été réduite à plus de 90% causant ainsi des dégâts économiques importants pour les agriculteurs locaux (Moussa *et al.*, 2017). Plusieurs substances sont conventionnellement connues pour pouvoir lutter contre la cochenille. Citons, le neem, l'huile d'orange, le D-limonène, l'huile minérale, l'huile végétale et les détergents neutres, qui se sont montrés efficaces pour une gestion prometteuse dans plusieurs pays tels que l'Éthiopie et le Brésil (Vigueras *et al.*, 2009 ; Borges *et al.*, 2013 ; Fitiwy *et al.*, 2016 ; Torres et Giorgi, 2018). En revanche, plusieurs aspects liés à l'efficacité, la logistique et les coûts dans les zones gravement infestées restent encore non résolus. Concernant les insecticides de synthèse, les néonicotinoïdes (thiaméthoxame, imidaclopride, thiaclopride, acétamipride), les pyréthroïdes (lambda-cyhalothrine, bifenthrine), les organophosphorés (chlorpyrifos, malathion, méthyl-parathion), les carbamates (carbaryl) et les pyréthroïdes (cyperméthrine) permettent également un contrôle curatif satisfaisant (Torres et Giorgi, 2018). Cependant, la plupart d'entre eux sont non réglementés par la Commission Européenne (EC, 2019). De plus, le carbaryl et la diméthoate ont récemment été interdits au Liban (Journal Officiel du Liban, 2019). De ce fait, la gestion potentiellement chimique de l'infestation dans le pays reste sérieusement entravée par l'absence de produits phytosanitaires homologués pour la culture, comme ce fut le cas au Brésil jusqu'en 2016 (Torres et Giorgi, 2018). Par conséquent, le risque d'introduction de ce ravageur extrêmement nuisible dans de nouvelles zones est élevé et nécessite des actions concertées.

Ainsi, ce travail de recherche à double objectif consistait d'une part à étudier l'efficacité de deux insecticides, l'un systémique (sulfoxaflor) et l'autre de contact (diflubenzuron), seuls ou en mélange avec une huile minérale, pour la gestion de la cochenille afin de contrecarrer l'utilisation de produits chimiques aléatoires et de pesticides à large spectre par les agriculteurs locaux ; et d'autre part à suivre la dissipation de résidus de ces insecticides au cours du temps dans les fruits et les cladodes dans un essai d'approuver leur utilisation sur la culture et de déterminer les délais minimaux entre l'application et la récolte pour la bonne santé des consommateurs.

Matériel et Méthodes

Evaluation de l'efficacité des insecticides

Applications des insecticides. Les insecticides utilisés sont les suivants : sulfoxaflor (nom commercial Closer® 240 SC), diflubenzuron (nom commercial Dimilin® 25% W/W) et huile minérale (nom commercial Spray oil 7-E, 99,1% W/W). Les cinq traitements suivants : (1) eau (témoin) ; (2) 0,8 g/L diflubenzuron ; (3) 0,8 g/L diflubenzuron + 10 ml/L huile minérale ; (4) 0,43 mL/L sulfoxaflor et (5) 0,43 mL/L sulfoxaflor + 10 mL/L huile minérale, ont été appliqués sur des cladodes infestés dans des conditions de laboratoire ($T=25\pm 4^{\circ}\text{C}$, $\text{HR}=58-65\%$). Chaque traitement a été effectué avec quatre répétitions. L'expérience a été répétée deux fois. A noter que le diflubenzuron et le sulfoxaflor sont tous les deux réglementés conformément aux spécifications européennes (Reg. (EC) No 1107/2009 (repealing Directive 91/414/EEC)).

Taux de mortalité et Analyse des données. Les taux de mortalité de la cochenille, notés après 12, 24, 36 et 48 heures d'application des insecticides, ont été enregistrés en tant qu'indicateur de l'efficacité des insecticides appliqués. L'analyse statistique a été réalisée à l'aide du logiciel statistique pour la science sociale (SPSS19.0). Les résultats ont été exprimés par la moyenne \pm erreur standard ($m \pm \text{ES}$).

Détermination des résidus des insecticides

Applications des insecticides. L'application des mêmes solutions d'insecticides que précédemment a été effectuée conformément aux bonnes pratiques agricoles dans des conditions de terrain normales ($T=19-35^{\circ}\text{C}$, $\text{HR}=55-75\%$), sur un verger expérimental de Figuier de Barbarie divisé en cinq blocs et n'ayant subi aucun traitement phytosanitaire avant l'étude.

Extraction des résidus des insecticides. À la fin de la pulvérisation des insecticides, 500 g de fruits et 500 g de cladodes ont été récoltés au hasard des plantes de chaque bloc à trois jours d'intervalle pendant 21 jours. Pour chaque date d'échantillonnage, les résidus des insecticides des échantillons prélevés en trois répétitions, y compris le témoin traité à l'eau, ont été extraits par la méthode validée QuEChERS (EN 1566) (Anastassiades *et al.*, 2003), puis quantifiés par LC-MS. Ainsi, la dissipation des résidus au fil du temps a été surveillée. Le protocole expérimental de l'extraction consistait tout d'abord à homogénéiser finement les échantillons collectés puis à peser 10 g de chacun et les transférer dans un tube de centrifugation où 10 mL d'acétonitrile, 4 g de MgSO_4 et 1g de NaCl y seront ajoutés. Le mélange est agité vigoureusement pendant 2 min, puis centrifugé à 4°C pendant 15 min à 2500 tr/min. Un aliquote de 6 mL de la phase acétonitrile est ensuite transféré dans un tube contenant 900 mg de MgSO_4 , 150 mg de PSA et 50 mg de GCB, et agité vigoureusement pour 1 min puis centrifugé pendant 3 min à 2500 tr/min. L'extrait isolé est filtré à travers un filtre de $0,45 \mu\text{m}$ pour être analysé par LC-MS.

Instruments et méthode analytique. L'identification et la quantification des résidus des insecticides ont été réalisées avec un système LC-MS de type Thermo Scientific™ Q Exactive™ Hybrid Quadrupole-Orbitrap Mass Spectrometer. La colonne chromatographique C_{18} (100x2,1mm, d_p 1,9 μm) opérait à un débit de 300 $\mu\text{L}/\text{min}$ sous un programme de gradient de phase mobile constituée d'eau, 0,1% d'acide formique et 10 mM de formiate d'ammonium (solvant A), et du méthanol, 0,1 % d'acide formique et 10 mM de formiate d'ammonium (solvant B). L'élution est effectuée selon le gradient suivant : 0-0,25 min : 98% A, 2% B, 0,25-10 min : 70% A, 30% B, 10-12,5 min : 0% A, 100% B et 13-18 min : 98% A, 2% B. La température de la colonne a été maintenue à 40°C et le volume d'injection était de 5 μL . La détection MS a été réalisée en mode d'ionisation positive et les conditions opératoires ont été optimisées pour la détection des résidus de diflubenzuron et de sulfoxaflor. L'acquisition des données a été réalisée en mode MRM. Les pesticides ont été caractérisés et quantifiés sur la base de leurs spectres de masse, en utilisant l'ion précurseur, l'ion fragmenté, et en comparant les schémas de fragmentation avec les standards analytiques et les courbes d'étalonnage de ces standards construits avec des niveaux de concentration de 5, 10, 20, 30, 50, 70 et 100 ppb dans l'acétonitrile.

Résultats et Discussion

Efficacité des insecticides utilisés

La figure 1 représente le taux moyen de mortalité de la cochenille dans les conditions de laboratoire.

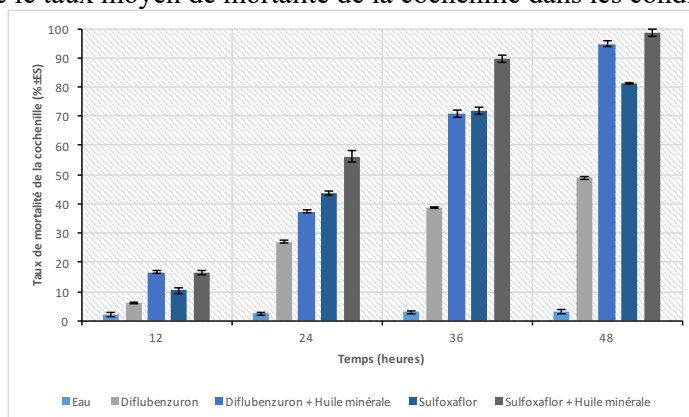


Figure 1. Moyenne de mortalité de la cochenille (%±ES) après 12, 24, 36 et 48 heures de traitement au diflubenzuron et au sulfoxaflor. Les résultats ont été obtenus à partir de deux expériences indépendantes, chacune effectuée avec quatre répétitions. Les valeurs diffèrent de manière significative parmi tous les traitements dans chaque expérience à $P \leq 0,05$.

Au début, deux à trois jours après la pulvérisation des insecticides, tous les insectes mâles étaient morts pour tous les traitements, y compris les témoins. En effet, les mâles ne peuvent vivre que quelques jours (Mow *et al.*, 1982). Ensuite, alors que le taux moyen de mortalité sur les cladodes traités avec de l'eau (témoin) était relativement faible et ne dépassait pas 3% après 48h de traitement, les cladodes traités au diflubenzuron et au sulfoxaflor ont montré des résultats prometteurs. Pour le diflubenzuron, le taux moyen de mortalité a atteint 49% après 48 heures. Le sulfoxaflor s'est avéré plus efficace, le taux moyen de mortalité était de 10% après 12 heures de traitement et a augmenté à 81% après 48 heures (Figure 1). L'ajout de l'huile minérale aux solutions des insecticides a amélioré leurs efficacités respectives, augmentant ainsi les taux de mortalité à 95% et 98% respectivement pour le diflubenzuron et le sulfoxaflor (Figure 1). L'huile minérale semblait agir comme un synergiste avec les insecticides. Parmi tous les traitements, les meilleures valeurs et l'action la plus rapide ont été celles obtenues avec le sulfoxaflor mélangé à l'huile minérale.

Taux de dissipation des résidus des insecticides

La figure 2 représente le pourcentage de résidus des deux insecticides au cours du temps dans les fruits et les cladodes du Figuier de Barbarie. Le jour 1 est considéré comme étant le temps t_0 où la teneur en résidus des insecticides représentait 100% par rapport aux valeurs calculées ultérieurement. Dans tous les cas, une dissipation d'allure exponentielle est observée tout le long des 21 jours de suivi, notamment pour les résidus de sulfoxaflor dans les cladodes.

Au premier abord, pour le diflubenzuron, il a été observé que la teneur initiale des résidus de l'insecticide était plus élevée, pour les fruits ainsi que pour les cladodes, lorsque l'insecticide était appliqué seul par comparaison aux valeurs obtenus lorsqu'il était appliqué en mélange avec l'huile minérale (Tableau 1). Ceci était probablement lié au fait que lors de la pulvérisation, les gouttelettes de la solution de diflubenzuron seul contenaient une quantité plus importante de la substance active que celle de diflubenzuron mélangé à l'huile minérale qui contenait évidemment la molécule active de l'insecticide et l'huile minérale qui y est associée.

De plus, la teneur des résidus de l'insecticide dans les cladodes était supérieure à celle dans les fruits (Tableau 1). En effet, le diflubenzuron étant un insecticide de contact, une grande adsorption de sa molécule active s'est ainsi produite sur la large surface ovoïde-allongée des cladodes. Les fruits, plus petits, de forme ovale et ressemblant à des baies ont eu, quant à eux, une moindre adsorption de la substance active lors de la pulvérisation.

Concernant les taux de dissipation, ils étaient dans tous les cas supérieurs à 61% et comparables entre les fruits et les cladodes pour les traitements similaires (Tableau 1). La forme des courbes obtenues était

de même assez semblable (Figure 2). Cependant, des différences ont été enregistrées entre le traitement au diflubenzuron seul et le traitement au diflubenzuron en mélange avec l'huile minérale.

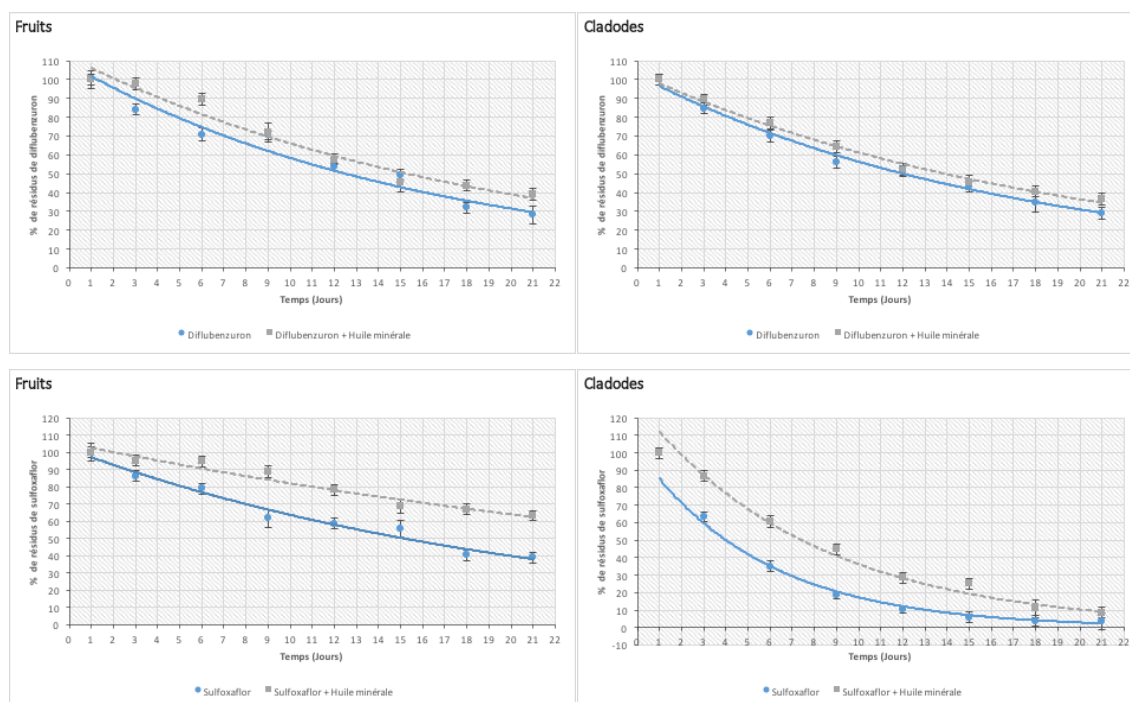


Figure 2. Dissipation des résidus de diflubenzuron et de sulfoxaflor dans les fruits et cladodes du Figuier de Barbarie. Les résultats ont été obtenus à partir de deux expériences indépendantes, chacune effectuée avec trois répétitions. Les valeurs diffèrent de manière significative parmi tous les traitements dans chaque expérience à $P \leq 0,05$.

En effet, la dissipation des résidus de l'insecticide était plus prononcée pour le traitement au diflubenzuron seul et les taux calculés étaient plus élevés dans ce cas, pour les fruits et pour les cladodes (Tableau 1). Le pourcentage des résidus restant après 21 jours de traitement se différencie ainsi de la même manière (Tableau 1). Toutes ces observations étaient probablement liées au caractère lipophile du diflubenzuron, exprimé par son coefficient de partage octanol/eau ($\log K_{ow}$), qui est de 3,89 (à 22°C, pH 3) (Rath *et al.*, 2015). En fait, le diflubenzuron était peut-être devenu plus stable en présence de l'huile minérale ajoutée, protégé ainsi contre la volatilisation et/ou la photodégradation et, par conséquent, ses résidus moins dissipés. A noter que l'insecticide utilisé dans ce cas simultanément avec l'huile minérale était plus efficace contre la cochenille (Figure 1).

Tableau 1. Teneurs initiales et taux de dissipation des résidus de diflubenzuron et de sulfoxaflor

Matrice	Traitement	Teneur en résidus d'insecticide ($\mu\text{g}/\text{kg}$) après 24 h d'application	% des résidus après 21 jours d'application	Taux de dissipation (%)
Fruit	Diflubenzuron	767.93	28.04	71.95
	Diflubenzuron + Huile minérale	383.11	38.97	61.03
	Sulfoxaflor	7024.77	39,03	60,97
	Sulfoxaflor + Huile minérale	7884,57	63.21	36.79
Cladode	Diflubenzuron	2694.95	28.85	71.15
	Diflubenzuron + Huile minérale	1685.69	36.71	63.29
	Sulfoxaflor	6232.43	3,62	96,38
	Sulfoxaflor + Huile minérale	7065,15	8,54	91,46

Pour le sulfoxaflor, il a été noté que la teneur initiale des résidus au premier jour de l'étude était comparable et du même ordre (entre 7884,57 et 6232,43 µg/kg) pour tous les traitements, tant pour les fruits que pour les cladodes (Tableau 1). Ceci était naturellement dû à la nature du sulfoxaflor qui est un insecticide systémique pouvant être distribué de manière presque homogène dans toute la plante. Quant à la dissipation de ses résidus, ils se sont également dissipés avec le temps et la dissipation a été plus prononcée pour les cladodes que pour les fruits et, supérieurs dans le cas du traitement au sulfoxaflor seul par rapport au traitement au sulfoxaflor mélangé à l'huile minérale (Tableau 1). Les courbes de dissipation des résidus au cours du temps pour les cladodes ont montré une diminution rapide des résidus de sulfoxaflor au cours des 12 premiers jours, qui devenait plus lente après 15 jours mais atteignait des taux supérieurs à 91%. En revanche, une diminution continue pendant les 21 jours de suivi a été observée pour les fruits, n'atteignant par contre que des taux plus faibles (Figures 2). Ainsi, après 21 jours de traitement, le sulfoxaflor semblait rester plus stable dans les fruits du Figuier de Barbarie par comparaison aux cladodes très riches en eau (teneur en eau 91%) (Sáenz *et al.*, 2002) et offrant davantage de dilution pour la molécule active. Ces observations étaient cohérentes avec la valeur du coefficient de partage octanol/eau de sulfoxaflor ($\log K_{ow}$) qui est de 0,802 (à 20°C) reflétant son caractère hydrophile.

D'ailleurs, les taux de dissipation calculés (Tableau 1) pour les deux insecticides ont montré que le sulfoxaflor dissipait moins que le diflubenzuron dans les fruits. L'inverse a été observé pour les cladodes.

Conclusion et Perspectives

Au Liban, les efforts de gestion de la cochenille qui s'est largement répandue sur le Figuier de Barbarie, se heurtent contre la barrière légale puisqu'aucun produit phytosanitaire n'est homologué sur la culture. Deux insecticides, le sulfoxaflor et le diflubenzuron, ont été testés et leurs efficacités étudiées. Le sulfoxaflor s'est prouvé plus efficace que le diflubenzuron. D'autre part, le suivi des résidus de ces insecticides dans les fruits pendant 21 jours a montré que le sulfoxaflor était plus persistant que le diflubenzuron. L'inverse a, par contre, été observé dans les cladodes. L'huile minérale ajoutée simultanément aux insecticides a renforcé l'efficacité de ceux-ci contre la cochenille mais a diminué leurs taux de dissipation respectifs. La cinétique de dissipation des résidus de ces insecticides reste encore à mieux élucider et nécessite l'étude de leurs temps de demi-vie respectifs et de l'analyse des métabolites qui en sont issus.

Remerciements

Les auteurs remercient l'Université Libanaise pour avoir financé ce projet.

Références

- Anastassiades, M., Lehotay, S.J., Stajnbaher, D., & Schenck, F.J. 2003. Fast and Easy Multiresidue Method Employing Acetonitrile Extraction/Partitioning and "Dispersive Solid-Phase Extraction" for the Determination of Pesticide Residues in Produce. *Journal of AOAC International*. 86(2), 412–431.
- Borges, L.R., Santos, D.C., Gomes, E.W.F., Cavalcanti, V.A.L.B., & Silva, I.M.M. 2013. Use of biodegradable products for the control of *Dactylopius opuntiae* (Hemiptera: Dactylopiidae) in cactus pear. *Acta Horticulturae*. 995, 379–386.
- European Commission, EC. 2019. <https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/public/?event=activesubstance.selection&language=EN>.
- Fitiwy, I., Gebretsadkan, A., & Araya, A. 2016. Management of cochineal (*Dactylopius coccus* Costa) insect pest through botanical extraction in Tigary, north Ethiopia. *Journal of the Drylands*. 6(2), 499–505, 2016.
- Journal Officiel du Liban No 15/2019, pp 1040–1041. <http://www.legallaw.ul.edu.lb/LawArticles.aspx?LawArticleID=1099779&LawId=280758>.
- Moussa, Z., Yammouni, D., & Azar, D. 2017. *Dactylopius opuntiae* (Cockerell, 1896), a new invasive pest of the cactus plants *Opuntia ficus-indica* in the South of Lebanon (Hemiptera, Coccoidea, Dactylopiidae). *Bulletin de la Société entomologique de France*. 122 (2), 173–178.
- Mow, V.C., Gunn, B.H. & Walter, G.H. 1982. Wind dispersal and settling of first-instar crawlers of the cochineal insect *Dactylopius austrinus* (Homoptera: Coccoidea: Dactylopiidae). *Ecological Entomology*. 7, 409–419.

- Rath, S., Friedlander, L., & Reuss, R. 2015. Residue evaluation of certain veterinary drugs. Diflubenzuron. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), 81st meeting 2015. FAO JECFA Monographs. Residue monograph prepared by the meeting of the joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA).
- Sáenz, C., Corrales García, J., Aquino Pérez, G. 2002. Nopalitos, mucilage, fiber, and cochineal. In : Nobel PS (ed) Cacti : Biology and uses, Berkeley, CA, USA, University of California Press, pp 211–234.
- Torres, J. B., & Giorgi J. A. 2018. Management of the false carmine cochineal *Dactylopius opuntiae* (Cockerell): perspective from Pernambuco state, Brazil. *Phytoparasitica*. 46(3), 331–340.
- Vigueras, A.L., Cibrian-Tovar, J., & Pelayo-Ortiz, C. 2009. Use of botanicals extracts to control wild cochineal (*Dactylopius opuntiae* Cockerell) on cactus pear. *Acta Horticulturae* 811:229-234

Mise au point d'une méthodologie d'étude d'impacts en situation pratique des préparations phytopharmaceutiques sur les insectes de la vigne (résumé long)

Quénin Hervé, Blanc Amandine, Bailly-Maitre Agnès

COTESIA, Société d'Expérimentation & Conseils Techniques en Protection Intégrée des Cultures, Le Bourg 64360 Lucq de Béarn, France – h.quenin@cotesia.fr ; a.blanc@cotesia.fr ; a.baillymaitre@cotesia.fr

Introduction

Afin de protéger la vigne, des traitements phytopharmaceutiques doivent être réalisés. L'essentiel de ces traitements sont fongicides (anti-mildiou et anti-oïdium principalement) : 16 traitements fongicides sur les 20,1 réalisés en moyenne au niveau national en 2016 (Agreste, 2019). L'étude a été réalisée dans le sud-ouest de la France (Pyrénées Atlantiques), dans le vignoble du Jurançon.

Avant attribution d'une Autorisation de Mise sur le Marché (AMM), le règlement 1107/2009/CE exige de mesurer l'impact d'une préparation phytopharmaceutique sur les insectes auxiliaires. Ces études d'écotoxicologie sont réalisées en conditions de laboratoire et/ou contrôlées (semi-field) et suivent les méthodologies OEPP et/ou OCDE et/ou CEB. Cependant, ces études sont effectuées sur des insectes modèles qui ne sont pas toujours représentatifs de la faune viticole. De plus, la mortalité des insectes est mesurée après exposition directe aux préparations phytopharmaceutiques sans tenir compte de leur dynamique de populations et de leur environnement (existence de zones refuges).

Dans le contexte actuel Ecophyto souhaitant favoriser l'agroécologie, une meilleure connaissance de l'impact des produits phytopharmaceutiques sur les insectes est primordiale. Aussi, la mise en œuvre d'une méthode permettant d'évaluer l'impact des préparations phytopharmaceutiques sur la faune présente en vigne, en situation pratique, nous est apparu nécessaire.

Matériel et méthodes

Collecte des insectes au D-VAC

Le prélèvement des insectes sur le terrain est réalisé à l'aide d'un aspirateur à insecte de type D-VAC, en effleurant le feuillage de la vigne, avec des mouvements de vagues de haut en bas. Les insectes collectés sont recueillis dans un filet fixé dans le cône du D-VAC, puis conservés dans de l'éthanol dans des pots identifiés. Chaque modalité comporte 4 parcelles élémentaires (= 4 répétitions), chacune constituée de 5 ceps de vigne échantillonnés ; dispositif en bloc de Fisher avec témoins inclus (conventionnels) ou exclus (biologique). Ce prélèvement est réalisé sur les deux faces de chaque parcelle élémentaire. Une vitesse d'avancement de 5 secondes / cep / face est fixé (25 s de collecte / face / parcelle élémentaire).

Analyse des prélèvements

De retour du champ, les prélèvements sont observés à la loupe trinoculaire. Dans un premier temps, le nombre total d'insectes par parcelle élémentaire est comptabilisé (tous ordres confondus). Puis, un dénombrement des insectes à l'ordre est effectué à toutes les dates de prélèvement sauf la première (avant application insecticide). L'identification des insectes collectés jusqu'à l'ordre permet de réaliser une étude d'impact des substances actives sur l'ensemble des ordres présents.

Modalités étudiées pour la recherche d'une référence écotoxique

En 2017, une recherche bibliographique a permis d'identifier 3 substances actives présentant le profil écotoxique le moins favorable principalement sur l'ordre des hyménoptères (A. Bailly-Maitre, 2017).

Ces trois substances (*Spinosad* contenue dans le SUCCESS 4, β -*Cyfluthrine* contenue dans le DUCAT et *Chlorpyrifos-méthyl* contenue dans le NUVAGRAIN 225EC) ont été comparées au témoin non-traité insecticide. Les vignes hébergeant les essais (y compris le témoin) furent protégées avec un programme fongicide afin d'assurer une protection vis à vis du mildiou et de l'oïdium. En 2017, les substances actives étaient comparées dans les essais. En 2018, les mélanges de substances actives faisaient l'objet des essais. Sur les deux années, 6 essais ont été réalisés : 2 essais en agriculture biologique et 4 essais en agriculture conventionnelle.

Le tableau 1 détaille les modalités étudiées, les timings d'application et les notations.

code essai	modalité	préparation	dose /ha	timing	Applications	Prélèvements
ST17CP01AUX01 agriculture biologique	Témoin non-traité					-3 JAT-A 13-juin 3 JAT-A 19-juin
	<i>Spinosad</i>	SUCCESS 4	0,2l	A	16-juin	-2 JAT-B 28-juin
	<i>Spinosad</i>	SUCCESS 4	0,1l	B	30-juin	3 JAT-B 03-juil
	<i>Spinosad</i>	SUCCESS 4	0,1l	C	13-juil	-1 JAT-C 12-juil
	<i>Spinosad</i>	SUCCESS 4	0,2l	A	16-juin	4 JAT-C 17-juil
	<i>Spinosad</i>	SUCCESS 4	0,1l	B	30-juin	14 JAT-C 27-juil
ST17CP02AUX01 ST17CP02AUX02 agriculture conventionnelle	Témoin non-traité					-3 JAT-A 13-juin 3 JAT-A 19-juin
	<i>Spinosad</i>	SUCCESS 4	0,2l	A	16-juin	3 JAT-A 19-juin
	<i>Spinosad</i>	SUCCESS 4	0,1l	B	30-juin	-1/-2 JAT-B 28/29-juin
	β - <i>Cyfluthrine</i>	DUCAT	0,7l	A	16-juin	3 JAT-B 03-juil
	β - <i>Cyfluthrine</i>	DUCAT	0,7l	B	30-juin	12 JAT-B 12-juil
	<i>Chlorpyrifos méthyl</i>	NUVAGRAIN 225EC	1,5l	A	16-juin	
ST18CP02AUX01 agriculture biologique	Témoin non-traité					
	<i>Pyréthrine</i>	PYREVERT	1,5l	A	18-juin	0 JAT-A 18-juin
	<i>Pyréthrine</i>	PYREVERT	1,5l	B	28-juin	-1 JAT-B 27-juin
	<i>Spinosad</i>	SUCCESS 4	0,2l	A	18-juin	8 JAT-B 06-juil
	<i>Pyréthrine</i>	PYREVERT	1,5l	A	18-juin	13 JAT-B 11-juil
	<i>Spinosad</i>	SUCCESS 4	0,1l	B	28-juin	
ST18CP03AUX01 ST18CP03AUX02 agriculture conventionnelle	Témoin non-traité					
	β - <i>Cyfluthrine</i>	DUCAT	0,7l	A	28-29-juin	
	<i>Spinosad</i>	SUCCESS 4	0,2l	A	28-29-juin	
	<i>Chlorpyrifos méthyl</i>	NUVAGRAIN 225EC	1,5l	A		
	β - <i>Cyfluthrine</i>	DUCAT	0,7l	B	11-juil	
	<i>Spinosad</i>	SUCCESS 4	0,1l	B	11-juil	
	<i>Chlorpyrifos méthyl</i>	NUVAGRAIN 225EC	1,5l	B		-2 JAT-A 25/27-juin
	β - <i>Cyfluthrine</i>	DUCAT	0,7l	A	28-29-juin	7 JAT-A 06-juil
	<i>Spinosad</i>	SUCCESS 4	0,2l	A	28-29-juin	2 JAT-B 13-juil
	β - <i>Cyfluthrine</i>	DUCAT	0,7l	B	11-juil	16 JAT-B 27-juil
	<i>Spinosad</i>	SUCCESS 4	0,1l	B	11-juil	
	<i>Pyréthrine</i>	PYREVERT	1,5l	A	28-29-juin	
<i>Spinosad</i>	SUCCESS 4	0,2l	A	28-29-juin		
<i>Pyréthrine</i>	PYREVERT	1,5l	B	11-juil		
<i>Spinosad</i>	SUCCESS 4	0,1l	B	11-juil		

Résultats et discussions

Etude du nombre d'insectes totaux collectés par essai :

La figure 1 présente la somme totale des insectes (hémiptères, thysanoptères, coléoptères, diptères, collemboles, psocoptères, hyménoptères, névroptères) collectés par parcelle (moyenne des collectes sur 5 ceps, 4 répétitions par modalité) à 7 dates, sur parcelles témoin non-traitées ou traitées *Spinosad* à 2 ou 3 dates.

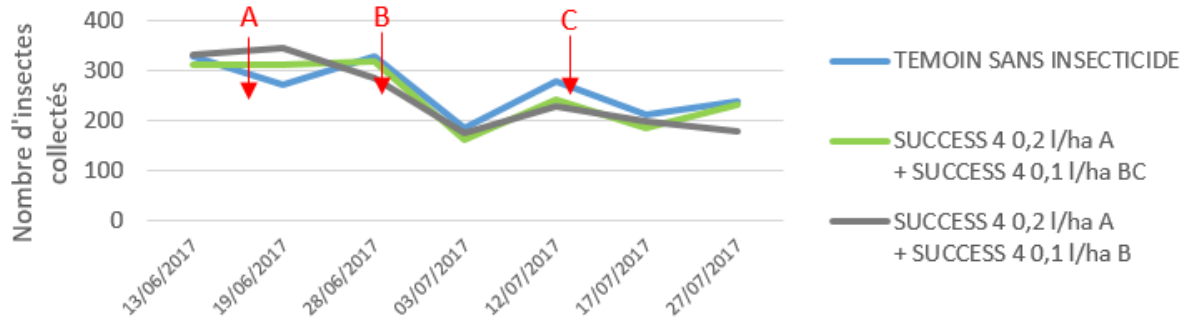


Figure 1 : Nombre moyen total d'insectes collectés par parcelle (4 répétitions) dans l'essai ST17CP01AUX01

Dans cet essai, la population totale d'insectes sur les parcelles témoin non-traitées est élevée mais fluctue toute la saison, avec une tendance à la baisse, en particulier lors du prélèvement du 03/07 suite à une pluie (24 mm) et au froid (14°5 en moyenne) du 29/06 au 01/07. Malgré 3 applications insecticides, aucun prélèvement ne fait apparaître de différence notable entre témoins non-traités et insecticides. Les figures 2 et 3 présentent la somme totale des insectes collectés par parcelle à 5 dates, sur parcelles témoin non-traitées ou traitées *Spinosad* ou β -*Cyfluthrine* ou *Chlorpyrifos-méthyl* à 2 dates.

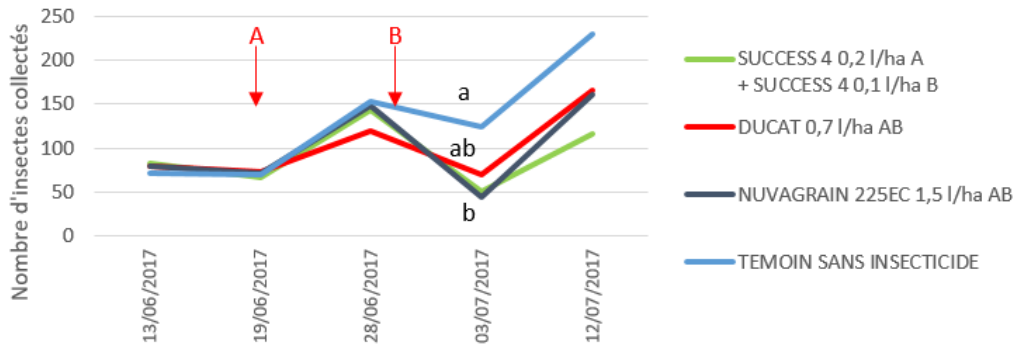


Figure 2 : Nombre moyen total d'insectes collectés par parcelle (4 répétitions) dans l'essai ST17CP02AUX01

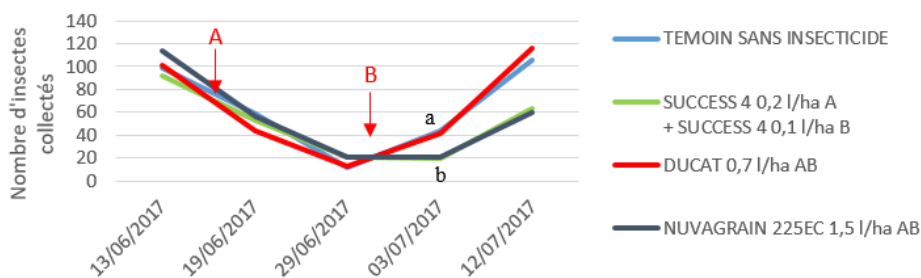


Figure 3 : Nombre moyen total d'insectes collectés par parcelle (4 répétitions) dans l'essai ST17CP02AUX02

Les essais ST17CP02AUX01 et ST17CP02AUX02 montrent des populations d'insectes comparables en début d'essai, qui diminuent en juin avant d'augmenter en fin de cycle, sur les parcelles témoin non-traitées comme traitées insecticides. Cette augmentation des populations en juillet est probablement la conséquence des conditions météorologiques avec des températures fraîches de juin à mi-juillet puis plus chaudes fin juillet. Sur les 2 sites, la population totale augmente en fin de saison mais avec des dynamiques de population différentes. Sur l'essai ST17CP02AUX01, des thysanoptères, coléoptères et psocoptères sont observés, en plus des hémiptères, diptères, collemboles et hyménoptères présents sur les deux sites. Cette composition variable des populations peut-être à l'origine de cette différence en saison.

Sur les deux essais, les prélèvements effectués le 03/07 (3 JAT-B) montrent les écarts les plus importants entre parcelles témoin non-traitées et parcelles traitées insecticides. A cette date, *Spinosad* et *Chlorpyrifos-méthyl* présentent une population statistiquement inférieure au témoin.

La figure 4 présente la somme totale des insectes collectés par parcelle à 4 dates, sur parcelles témoin non-traitées ou traitées *Pyréthrine* ou *Pyréthrine* + *Spinosad* à 2 dates.

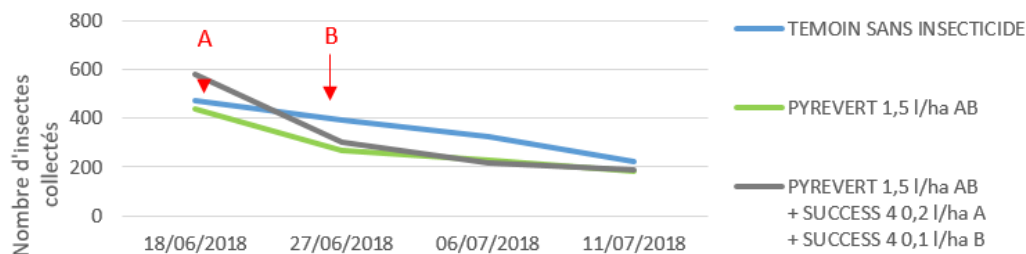


Figure 4 : Nombre moyen total d'insectes collectés par parcelle (4 répétitions) dans l'essai ST18CP02AUX01

Dans l'essai ST18CP02AUX01, la population d'insectes décroît tout au long de la saison. Toutefois, les modalités insecticides se distinguent de la modalité non-traitée dès le 27/06 (9- JAT-A). L'écart entre les témoins non-traités et les parcelles traitées insecticides est maximum au 06/07 (8 JAT-B).

La figure 5 présente la somme totale des insectes collectés par parcelle à 4 dates, sur parcelles témoin non-traitées ou traitées *Spinosad* et/ou β -*Cyfluthrine* et/ou *Chlorpyrifos-méthyl* et/ou *Pyréthrine* à 2 dates.

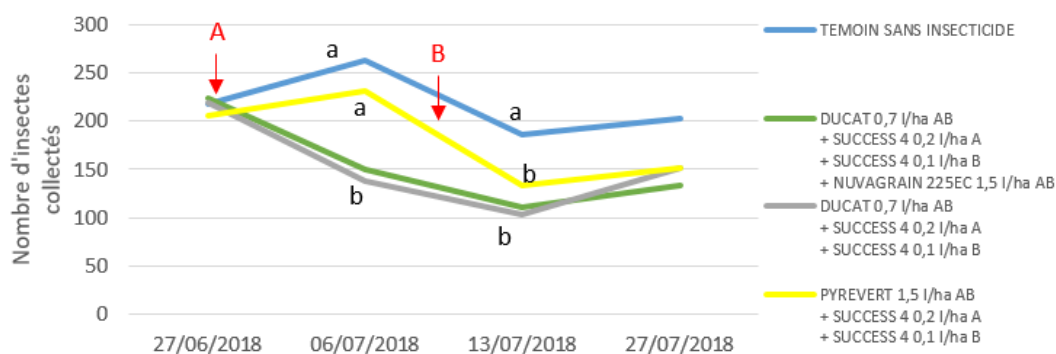


Figure 5 : Nombre moyen total d'insectes collectés par parcelle (4 répétitions) dans l'essai ST18CP03AUX01

Dans l'essai ST18CP03AUX01, la population totale d'insectes augmente fortement le 6 juillet sous l'effet des fortes températures (17° min et 35° max) enregistrées du 27 juin au 03 juillet. Un épisode pluvieux les 4 et 5 juillet (24,2 mm) avec des températures plus fraîches (15° min) provoqua une chute des populations le 13 juillet, avant une remontée visible en fin d'essai le 27 juillet. Le mélange *Pyréthrine* + *Spinosad* est moins impactant au 06/07 que les 2 autres mélanges.

La figure 6 présente la somme totale des insectes collectés par parcelle à 4 dates dans l'essai ST18CP03AUX02, sur parcelles témoin non-traitées ou traitées *Spinosad* et/ou β -*Cyfluthrine* et/ou *Chlorpyrifos-méthyl* et/ou *Pyréthrine* à 2 dates. Dans cet essai, la population totale d'insectes reste élevée le 6 juillet sous l'effet des fortes températures du 27/06 au 03/07. L'épisode pluvieux de début juillet provoqua ici aussi une chute des populations d'insectes. Dans cet essai, l'écart entre les parcelles témoin non-traitées et les parcelles traitées insecticides est observable le 13/07 (2 JAT-B).

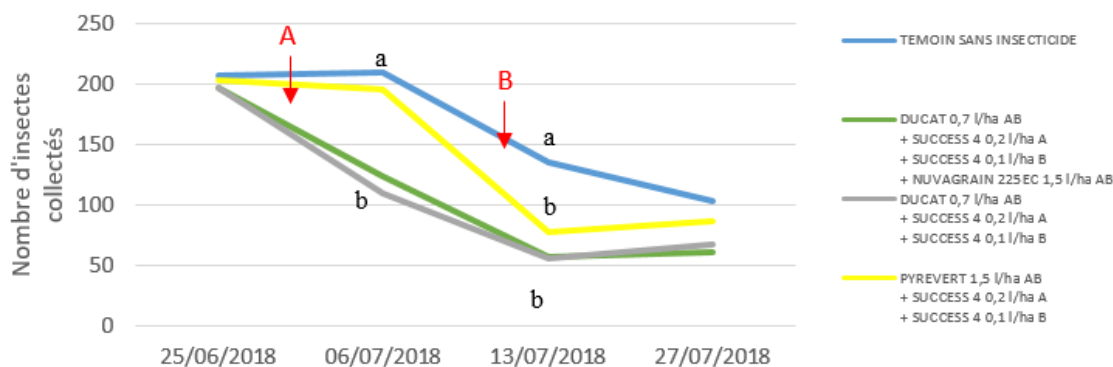


Figure 6 : Nombre moyen total d'insectes collectés par parcelle (4 répétitions) dans l'essai ST18CP03AUX02

Etude de la réduction d'insectes mesurée par ordre et par essai :

Pour les 5 essais montrant un impact des insecticides sur la population totale d'insectes, la date montrant les écarts les plus importants est sélectionnée (de 2 JAT-B à 8 JAT-B). En fonction de la population d'insectes identifiée, un pourcentage de réduction est calculé pour chaque ordre (moyenne du pourcentage de réduction par rapport au témoin sur les 4 répétitions de chaque modalité).

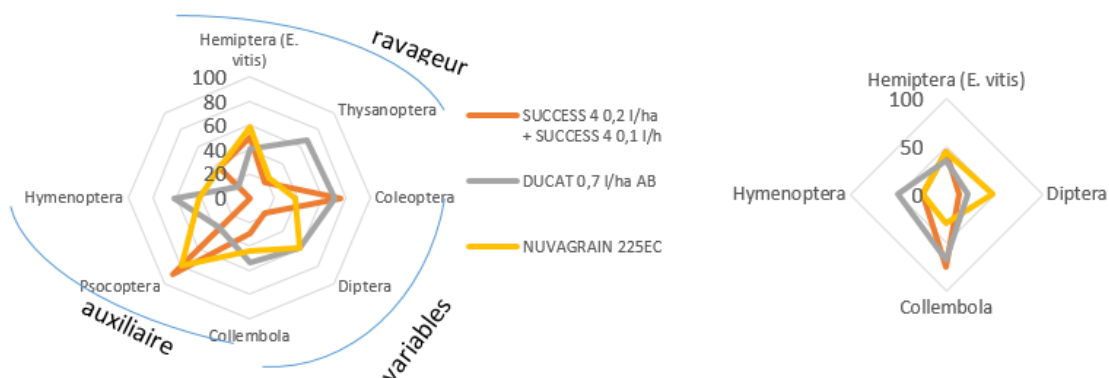


Figure 7 : Pourcentage moyen de réduction des populations d'insectes dans les essais ST17CP02AUX01 (à gauche) et ST17CP02AUX02 (à droite) à 3 JAT-B

Les figures 7 à 9 présentent les pourcentages de réduction de population pour 5 essais.

Dans l'essai ST17CP02AUX01, le β -Cyfluthrine, le Spinosad (et le Chlorpyrifos-méthyl dans une moindre mesure) réduisent les populations de collemboles. Le Chlorpyrifos-méthyl, le β -Cyfluthrine (et le Spinosad dans une moindre mesure) réduisent les populations de diptères. Le β -Cyfluthrine diminue les populations d'hyménoptères.

Dans l'essai ST17CP02AUX02, le β -Cyfluthrine et le Spinosad (et le Chlorpyrifos-méthyl dans une moindre mesure) réduisent les populations de collemboles. Le Chlorpyrifos-méthyl (et le β -Cyfluthrine et le Spinosad dans une moindre mesure) réduit les populations de diptères. Le Spinosad et le Chlorpyrifos-méthyl diminuent les populations d'hémiptères (*Empoasca vitis* majoritaire). Le β -Cyfluthrine impacte les hyménoptères.

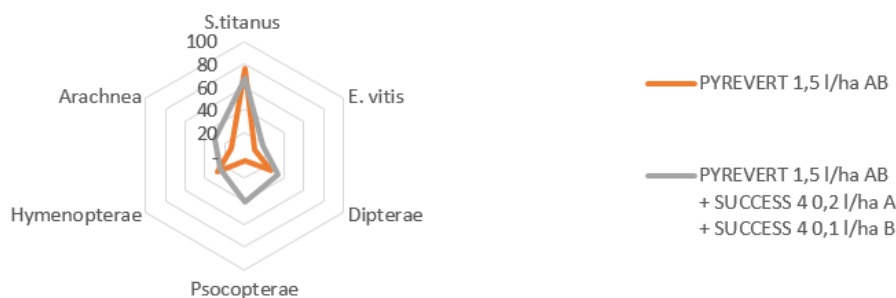


Figure 8 : Pourcentage moyen de réduction des populations d'insectes dans l'essai ST18CP02AUX01 à 8 JAT-B

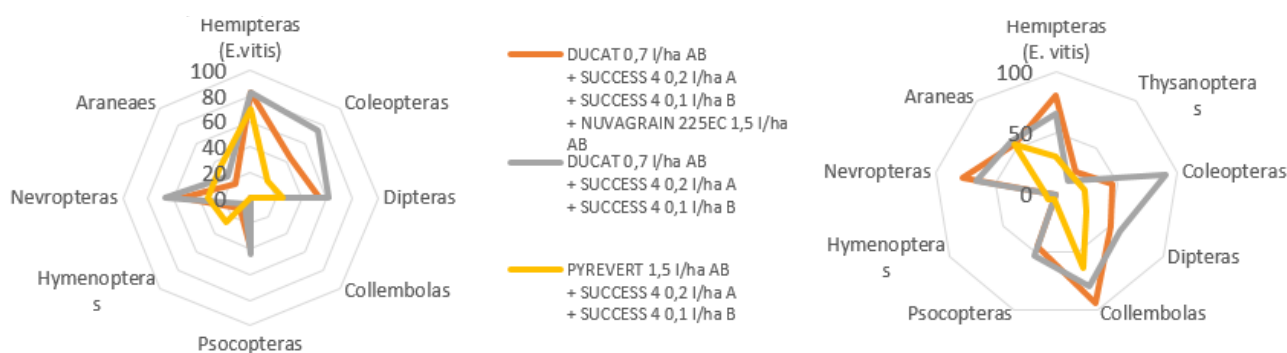


Figure 9 : Pourcentage moyen de réduction des populations d'insectes dans les essais ST18CP03AUX01 (à gauche) et ST18CP03AUX02 (à droite) à 2 JAT-B

Dans l'essai ST18CP02AUX01, la *Pyréthrine* seule et la *Pyréthrine* + *Spinosad* réduisent les populations de diptères et d'hémiptères (majoritairement *Scaphoideus titanus*).

Dans l'essai ST18CP03AUX01, les mélanges ' β -Cyfluthrine + Spinosad + Chlorpyrifos-méthyl', ' β -Cyfluthrine + Spinosad' et '*Pyréthrine* + Spinosad' réduisent les populations de collemboles. Le mélange ' β -Cyfluthrine + Spinosad + Chlorpyrifos-méthyl', ' β -Cyfluthrine + Spinosad' diminuent les populations d'hémiptères (*E. vitis* majoritaire), de diptères, de coléoptères et de psocoptères.

Dans l'essai ST18CP03AUX02, les mélanges ' β -Cyfluthrine + Spinosad + Chlorpyrifos-méthyl', ' β -Cyfluthrine + Spinosad' et '*Pyréthrine* + Spinosad' réduisent les populations d'hémiptères (*E. vitis* majoritaire). Les mélanges ' β -Cyfluthrine + Spinosad + Chlorpyrifos-méthyl', ' β -Cyfluthrine + Spinosad' (et '*Pyréthrine* + Spinosad' dans une moindre mesure) réduisent les diptères, les névroptères et psocoptères. Aucun mélange ne diminue fortement la population d'hyménoptères.

Conclusions et perspectives

En conclusion de l'étude des pourcentages de réduction des populations d'insectes, sur les 2 essais conduits en 2017 montrant une réduction de population d'insectes, Chlorpyrifos-méthyl, Spinosad et β -Cyfluthrine ont montré des effets sur certains ordres d'insectes ravageurs et potentiellement auxiliaires ou neutres. En 2018, pour que la réduction d'insectes soit significative, ces molécules ont été associées (mélange). Ainsi, en comparaison avec les insecticides seuls, une réduction plus significative d'ordres est observée en associant *Pyréthrine* et Spinosad. Une réduction d'un plus grand nombre d'ordres a été mesurée en associant β -Cyfluthrine et Spinosad. L'ajout du Chlorpyrifos méthyl à cette association n'apporte pas d'impact supplémentaire.

Par comparaison entre le témoin non-traité insecticide et une référence écotoxique (*Pyréthrine* et *Spinosad* ou β -Cyfluthrine et *Spinosad*), il est envisageable d'évaluer l'impact sur les populations d'insectes en vigne des préparations phytopharmaceutiques en situation pratique.

Références

- Bailly-Maitre, Agnès, (2017). Validation méthodologique de l'étude d'impact de préparations phytosanitaires sur la faune auxiliaire dans le vignoble du Juraçon. Mémoire de fin d'étude, Ingénieur agronome, option PPE, Montpellier SupAgro. 59 p.
- Bassino, P et Milaire, H.G., 1982. Méthode pratique d'essais en vergers destinée à connaître l'effet à court terme d'insecticides, d'acaricides et fongicides sur la faune. Végéphyt, Commission des Essais Biologiques. Méthode n°99. 17p.
- Kreiter, Serge, Sentenac, Gilles, Auger, P., Bonafos R., Ravoux M., Baillo M., Blanc D., Lagouarde P, Malbrunot P., Ruelle B., Tranchefort G., Valentin G., Weber M, 2004. Méthode pour l'évaluation des effets non intentionnels à moyen terme sur les Phytoseiidae (=Typhlodromes) de la vigne des préparations phytopharmaceutiques utilisées en traitement des parties aériennes. 2004. S.l. : Végéphyt, Commission des Essais Biologiques. Méthode n°167.
- Quénin Hervé et Blanc Amandine, 2017. Mise au point d'une méthodologie d'étude d'impacts des préparations phytosanitaires sur les insectes en vigne. AFPP, 11^{ème} Conférence Internationale sur les ravageurs et auxiliaires en agriculture (octobre 2017)
- Reboulet Jean Noël, Les auxiliaires entomophages : Reconnaissance, Méthodes d'observation, Intérêt agronomique, 3^{ème} édition. ACTA Edition 1999 – 135 p.
- AGRESTE 2019 <http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Dossier2019-2>

Quels protocoles pour évaluer les effets des pesticides chez l'abeille ? (résumé court)

Michel Sokolowski (1)

(1) Université de Picardie – Jules Verne, 1, rue des Louvels, 80000 Amiens – michel.sokolowski@u-picardie.fr

L'autorisation de mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques requiert la démonstration de l'absence, ou de la faible toxicité, de ces molécules chez un ensemble d'espèces non ciblées, incluant les abeilles. Un certain nombre de tests sont ainsi requis concernant, par exemple, l'évaluation de la toxicité orale chez les abeilles, et plus récemment chez les bourdons. Dans le but d'évaluer la DL50, les tests légaux de toxicité orale aiguë (OCDE, 1998 ; OCDE, 2017) impliquent la mise en cagettes de groupes d'abeilles alimentées de manière continue avec des nourrisseurs et la mortalité est mesurée quotidiennement, tout comme la prise alimentaire globale.

Si de tels protocoles sont indéniablement utiles pour avoir une première idée de la toxicité d'une molécule chez l'abeille et le bourdon, nous pensons cependant que ceux-ci n'offrent qu'une description bien trop sommaire du caractère toxique des molécules. A nos yeux, leurs limitations trouvent principalement leur source dans la manière dont les abeilles sont exposées à la nourriture, y compris au sirop contenant le pesticide. En effet, exposer les abeilles à une quantité illimitée de nourriture de surcroît disponible en accès libre est sans rapport avec la manière dont des butineuses sont exposées aux sources naturelles de nectar et où une quantité énorme de travail doit être effectuée pour ne donner accès qu'à de très petits volumes de nectar. Autrement dit, le « prix » du nectar dans les fleurs naturelles est sans commune mesure avec celui du sirop délivré en laboratoire.

Des innovations technologiques mises au point récemment dans notre laboratoire autorisent maintenant la manipulation expérimentale du prix du sirop chez l'abeille et le bourdon. En effet, nous avons mis au point un nouveau dispositif de dosage robuste et pratique permettant de contrôler les quantités de sirop délivrées lors des visites à une « fleur » artificielle dotée d'un capteur. De plus, grâce à son automatisation poussée, la technologie est telle que des expériences s'étalant sur de longues périodes sont maintenant possibles. Le « prix » du sirop peut être manipulé avec la proportion de visites accompagnées par la distribution de sirop ainsi qu'avec le volume délivré. Plus le volume est petit, plus le prix est important. De même, moins il y a de fleurs qui contiennent du sirop, et plus le prix est important également. Dans une série d'expériences menées récemment, nous avons ainsi étudié l'effet du prix du sirop sur la consommation d'abeilles et de bourdons. Un effet spectaculaire du prix a été observé, tant sur la consommation que sur l'effort global fourni par les abeilles pour se procurer le sirop. Lorsque nous examinons maintenant l'influence du prix sur la toxicité non létale de divers néonicotinoïdes, nous constatons pour certains d'entre eux que celle-ci peut être affectée par le prix.

Si nos tests n'ont porté jusqu'à maintenant que sur la toxicité non létale, nos résultats laissent penser néanmoins que les DL50 pourraient également être affectées par le prix de la ressource en nectar et que les protocoles standards pourraient aboutir à des sur ou parfois aussi des sous-évaluations de ces DL50 en relation avec les conditions du milieu.

Effets de l'imidaclopride sur la production et l'étirage de cire chez l'abeille domestique *Apis mellifera intermissa* en conditions contrôlées (résumé court)

Toudert Fatima (1,2), Piou Vincent (2), Amrane Rachid (1), Treilhou Michel (2)

(1) Département d'Agronomie, Faculté des Sciences Biologiques et des Sciences Agronomiques, Université Mouloud Mammeri de Tizi-ouzou, Tizi-ouzou, Algérie – fatimtou79@yahoo.fr

(2) Equipe BTSB-EA 7417, Université de Toulouse, Institut National Universitaire Champollion, Place de Verdun, 81012, Albi, France - fatimtou79@yahoo.fr

La wilaya de Tizi-Ouzou est une région montagneuse en Algérie, qui compte parmi les plus importantes zones apicoles du pays avec 108 950 colonies. Malheureusement, à l'instar des autres pays où les mortalités d'abeilles sont importantes avec 33,8% pour les Amériques, 30% pour l'Espagne, 26% pour la Belgique, 28% pour la Suède et 30% pour l'Italie, l'Algérie enregistre pour sa part au moins 30% de pertes. Les apiculteurs de la wilaya de Tizi-Ouzou signalent ainsi des affaiblissements et des mortalités inhabituels des colonies d'abeilles évalués à 37% en moyenne, en particulier aux niveaux des ruchers situés à proximité de zones agricoles où l'imidaclopride est très utilisé.

L'Imidaclopride est très toxique envers les abeilles : il a été montré qu'il peut affecter le comportement et la physiologie des insectes. L'objectif de la présente étude est un volet original qui n'a jamais été traité : il s'agit de la détermination des effets de l'ingestion chronique, d'un sirop contaminé à des doses sub-létales avec du « Confidor®Supra », sur le comportement d'étirage et de production de la cire par l'abeille domestique *Apis mellifera intermissa*. La cire est destinée à la construction des rayons au sein desquels le couvain sera élevé et où seront entreposées les provisions (miel, pollen, pain de miel). Sa production est donc cruciale pour le développement de la colonie.

Après avoir déterminé la DL50 de l'imidaclopride sur *A. mellifera intermissa*, nous avons testé trois doses sub-létales. Ces travaux ont permis d'enregistrer la mortalité, la consommation de sirop et la masse de la cire produite en fonction de la dose.

Il ressort que la DL50 est de 37,4 ng par abeille de printemps âgée de 2 jours, ce qui est compatible avec les valeurs publiées pour *A. mellifera mellifera*. Comme le montre la figure 1, nous avons mis en évidence que les trois doses testées (0,175 mg.L⁻¹, 0,087 mg.L⁻¹ et 0,035 mg.L⁻¹) ont un effet sur la consommation de sirop et la production de la cire. Les abeilles exposées à l'imidaclopride consomment moins de sirop et produisent moins de cire que les abeilles témoins. La diminution de la production de cire est clairement induite par l'exposition des abeilles à l'imidaclopride, ce qui aura un impact conséquent sur le développement des colonies et sur leurs productions. Il sera intéressant d'étudier les aspects physiologiques de cette diminution de la production de cire.

Mots clés : Imidaclopride, capacité cirière, abeille mellifère tellienne, *Apis mellifera intermissa*

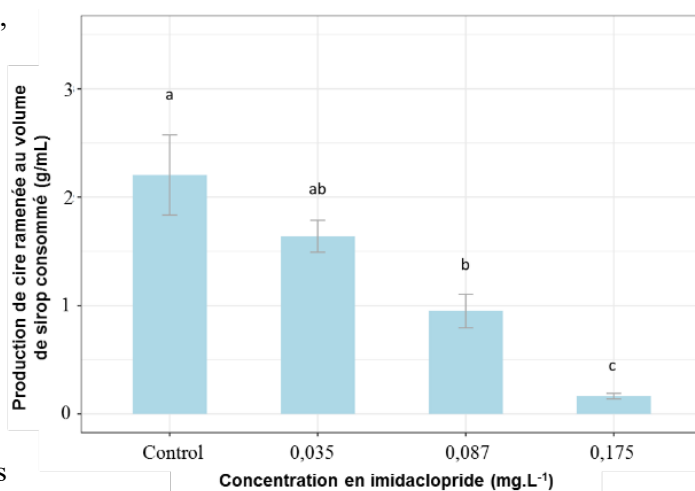


Figure 1. Rapport de la quantité de cire produite par la quantité de sirop consommée (moyenne ± SE), en fonction des concentrations d'imidaclopride administrées aux abeilles. Les différentes lettres indiquent que les ratios sont significativement différents entre les doses (analyse Posthoc, p ajusté <0,05)

Etude du devenir de la métribuzine (un herbicide) chez différents biotypes de morelle noire (*Solanum nigrum*) (résumé court)

Kilinc Özgür Kivilcim (1, 2), Laurent François (2)

(1) Université Süleyman Demirel, Isparta, Turquie ozgur.kilinc@yahoo.fr

(2) UMR 1331 TOXALIM INRA-ENVT-INP EI Purpan-UPS. 180, chemin de Tournefeuille – BP 93173 F-31027 TOULOUSE

La métribuzine est un herbicide appartenant à la famille chimique des triazinones. Elle est utilisée en pré- ou post-levée pour lutter contre les adventices dans les cultures de pommes de terre. La molécule agit en inhibant la photosynthèse en se liant à la protéine D1 du photosystème II, inhibant ainsi le transfert des électrons nécessaires à cette photosynthèse. Toutefois, cette substance active n'est pas efficace, dans la plupart des cas, pour lutter contre la morelle noire, une solanacée comme la pomme de terre, et cause des pertes importantes de récolte, notamment en Turquie.

La tolérance à la métribuzine, l'absorption et la métabolisation de cet herbicide ont été étudiées sur des systèmes simplifiés en salle climatisée pour 4 biotypes différents de morelle noire récoltée sur des parcelles cultivées ou non. Nous avons évalué la tolérance des divers biotypes en considérant leur capacité d'adsorption de la métribuzine, le taux de transfert de la molécule vers les parties aériennes en distinguant feuillages (cible principale de l'activité) et tiges, puis en étudiant le métabolisme dans les différents organes. Ces analyses ont été réalisées en utilisant de la métribuzine radiomarquée au carbone 14 et à l'aide de diverses méthodes radiométriques (autoradiographie, radio-chromatographie HPLC, etc.).

Les biotypes issus de sols agricoles, ayant déjà subi des traitements de métribuzine, présentent une tolérance plus élevée que les biotypes issus de sols non cultivés. La capacité d'absorption racinaire de la métribuzine par la morelle noire est intense et le transfert vers les organes cibles élevé. Ce comportement est lié à la forte hydrophilie de cette molécule ($K_{ow} = 1,6$). Toutefois, les études autoradiographiques montrent une compartimentation des résidus de métribuzine dans le végétal avec une rétention de la radioactivité dans les tissus conducteurs. Les valeurs obtenues pour la concentration de métribuzine au niveau du tissu cible sont très différentes selon les biotypes étudiés, avec des différences nettes de la concentration critique au niveau des feuilles.

La métribuzine est rapidement métabolisée, en quelques jours, et peu de métribuzine est retrouvé dans les feuilles et les tiges. Cependant, nous montrons une métabolisation différenciée entre tissus racinaires et tissus aériens avec l'apparition dans les racines, aux côtés de divers résidus conjugués hydrophiles, d'un métabolite très lipophile, dans les feuilles uniquement des résidus conjugués apparaissent.

Conclusions

La tolérance des biotypes issus de sols cultivés peut être mise en relation avec leur plus faible capacité de translocation de la molécule vers la cible tissulaire, les chloroplastes. Ceci peut être mis en relation d'une part avec la capacité très active de détoxification de l'herbicide au niveau racinaire et d'un potentiel de ségrégation racinaire et au niveau des tiges également remarquable (rétention dans les tissus vasculaires) réduisant ainsi fortement le transfert de la substance active vers ces chloroplastes.

Pour cet herbicide, vis à vis de la morelle noire, un traitement en post-levée avec la métribuzine pourrait s'avérer plus efficace par une atteinte plus directe de la cible cellulaire, par une pénétration foliaire, contournant ainsi la rétention et la métabolisation vasculaire (racines et tiges).

Mots clés : Métribuzine, Morelle noire, détoxification, transfert, tolérance

Effet de la formulation sur la cinétique de dissipation des résidus de pesticides (résumé court)

Majid Liliane (1,2), Hayar Salem (1,2,3), Zeitoun Rawan (1,3), Ghosn Mostafa (2), Sylvie Dousset (4)

(1) Université Libanaise, Ecole Doctorale des Sciences et Technologies (EDST-PRASE), Campus Universitaire Rafic Hariri, Hadath-Mont Liban, Liban – shayar@cyberia.net.lb; liliane.majed.lm@gmail.com

(2) Université Libanaise, Faculté des Sciences Agronomiques, Département de Protection des Plantes, Dekweneh-Beyrouth, Liban – ghosn91@gmail.com

(3) Environmental Health Research Lab (EHRL), Department of Chemistry and Biochemistry, Faculty of Sciences, Section V, Lebanese University, Nabatieh, Lebanon – rawan.zeitoun@gmail.com

(4) Laboratoire Interdisciplinaire des Environnements Continentaux, Université de Lorraine / CNRS, BP 70239, 54506 Vandœuvre-lès-Nancy, France - sylvie.dousset@univ-lorraine.fr

Ayant un rôle fondamental dans la dilution, la dispersion, l'adhésion sur la surface végétale, la stabilité et la dégradation des produits phytosanitaires, l'impact des « inertes » sur l'efficacité des pesticides ne peut pas être négligé. Les matières actives peuvent se trouver sur le marché sous différentes formulations. Il existe peu d'études sur le rôle de la formulation et le taux de résidus de pesticides notamment en viticulture. Ainsi, l'objectif de cette étude est de comparer l'effet de la formulation de deux insecticides et d'un fongicide sur la dissipation de leurs résidus dans les fruits et les feuilles de vigne. Ainsi, sur une parcelle de vigne (3 dunums) un modèle factoriel 3x2 a été implémenté, où chaque plot formé de 14 plantations a été traité à la dose mentionnée sur l'étiquette de la formulation en occurrence et selon les BPA par un des produits suivant : Imidaclopride (SL 20 cc/hl), Imidaclopride (WDG 12,5 g/hl), Diflubenzuron (WP-Chine 40 g/hl), Diflubenzuron (WP-Europe 40 g/hl), Difénoconazole (EC-Chine 20 cc/hl), Difénoconazole (EC-Europe 20 cc/hl). Ces différentes modalités de traitements sont séparées les unes des autres par des zones tampons qui correspondent à des ceps traités mais non échantillonnés. Les échantillons de raisins et de feuilles ont été collectés tous les deux à trois jours pour déterminer leurs taux résiduels en pesticides. L'ensemble des extractions a été effectué selon la méthode QuEChERS EN 15662 et l'analyse a été réalisée en LC-MS-MS. Il n'y a pas de différence significative des teneurs en résidus entre les différentes formulations testées et pour les 3 matières actives étudiées. Dans le cas de l'application de l'Imidaclopride, la dissipation des résidus a été plus poussée dans le cas de la formulation en WDG (Granule à disperser dans l'eau) en comparaison avec la formulation SL (concentré soluble). Par ailleurs, les teneurs en résidus de pesticides dans les raisins étaient inférieures aux Limites Maximales de Résidus (LMR) fixées par la Commission Européenne pour l'ensemble des résultats obtenus. Dans le cas de l'Imidaclopride, le taux des résidus a été inférieur à la LMR (2 ppm) dès le 4^{ème} et 10^{ème} jour de l'application pour les formulations WDG et SL respectivement.

Mots-clés : Viticulture, Résidus de pesticides, Formulation, SL, WDG, QuEChERS, LCMSMS

Caractérisation des pesticides dans les légumes cultivés sous serres agricoles au Liban: Effet de la lumière et Suivi des volatils (résumé court)

Hamdache Samar (1, 2), Sleiman Mohamad (1), Jaber Farouk (2), Richard Claire (1)

(1) *Université Clermont Auvergne, CNRS, SIGMA Clermont, Institut de Chimie de Clermont-Ferrand, F-63000 Clermont-Ferrand, France- samar.hamdache@uca.fr*

(2) *Université Libanaise, Laboratoire d'Analyse de Pesticides et de Polluants Organiques, Commission Libanaise de l'Energie Atomique, B. P. 11- 8281, Riad El Solh ,1107 2260 Beyrouth, Liban*

Pour s'affranchir des conditions climatiques, une grande partie des cultures sont effectuées dans des serres agricoles. L'environnement protégé des serres stimule la croissance et la reproduction des ravageurs ce qui oblige les agriculteurs à traiter les plantes par les pesticides plus fréquemment que pour les cultures en plein champs. La pollution des sols, des cultures et de l'air par les phytosanitaires de ces espaces semi-clos sera donc plus importante que celle des atmosphères ouvertes. En plus des pesticides eux-mêmes, peuvent être présents dans les serres leurs produits de dégradation. Cette problématique des pesticides est particulièrement importante au Liban pour plusieurs raisons. C'est le premier consommateur de pesticides au Moyen Orient. Les serres agricoles y sont très répandues. Il y a un manque de contrôle sur les pratiques agricoles.

Un des objectifs de ce travail a été de caractériser l'air des serres et la contamination des légumes par les pesticides et leurs produits de dégradation après la pulvérisation. Dans ce contexte, nous avons suivi sur 6 jours l'évolution de la phase gazeuse et les quantités de pesticides présents dans les légumes dans une serre agricole au Liban Nord dans la région de Menyeh. Les produits de dégradation ont été identifiés après extractions et analyses des échantillons de légumes cultivés (tomates, concombres et poivrons verts). Des échantillons d'air ont été prélevés sur des tubes adsorbants puis analysés par désorption thermique et GC-MS. Un deuxième objectif a été de déterminer si la photochimie jouait un rôle dans la dégradation des pesticides.

Les analyses de la phase gazeuse n'ont permis de détecter aucun des pesticides pulvérisés (Thiophanate-méthyl, acétamipride, bifénazate, imidacloprid). Les terpènes, les alcanes et les aldéhydes ont été les principaux groupes de volatils détectés en phase gazeuse de la serre. Le suivi des abondances de ces volatils par GC-MS a montré que la pulvérisation des pesticides induit l'augmentation de leurs quantités en phase gazeuse. Dans les poivrons verts et les concombres, les quantités après 6 jours de pulvérisation de pesticide dépassaient largement les MRLs (Limite de résidu maximale) imposées pour chaque pesticide. Plusieurs produits de dégradation du bifénazate et du thiophanate-méthyl ont été détectés dans les concombres par HPLC-MS. Le rinçage de la peau des poivrons verts, des concombres et des tomates collectés indiquait l'existence de plusieurs photoproduits issus du bifénazate et du thiophanate-méthyl sur les poivrons et du bifénazate, du thiophanate-méthyl et de l'imidaclopride sur les concombres et les tomates. Cela démontre que des réactions photochimiques sont possibles même dans une serre agricole.

Parallèlement à ces suivis dans la serre, on a accordé une grande importance à la compréhension du comportement photochimique du bifénazate, un acaricide très peu étudié retrouvé dans de grandes quantités dans les légumes analysés. Le bifénazate subit une auto-oxydation dans l'eau et dans des solvants protiques, mais pas dans l'acétonitrile ou sur une surface apolaire. La photolyse du bifénazate a eu lieu dans toutes les matrices, mais à des vitesses très différentes. Même si le BIF- diazène est le principal produit, quel que soit le milieu, des produits mineurs sont spécifiques à chaque situation. Les expériences les plus intéressantes ont été réalisées sur la peau de poivrons verts. Les photo-produits formés sur ce support ont été trouvés dans l'eau, dans l'acétonitrile et sur la cire¹. Ceci montre que la réactivité du bifénazate varie considérablement avec le milieu réactionnel d'un point de vue cinétique et analytique.

Cette étude peut contribuer à une meilleure prise en compte de la pollution dans une serre agricole. Les résultats obtenus démontrent la nécessité de mise en place de mesures de contrôle plus rigoureuses vis-à-vis de l'utilisation des pesticides dans les serres agricoles, spécifiquement au Liban.

Enfin, la réalisation d'études complémentaires pour mieux comprendre l'effet de la lumière et des saisons sur l'exposition des consommateurs et des agriculteurs sera essentielle.

Remerciements:

Mme. Samar Hamdache remercie l'Union des Municipalités de la région de Menyeh, Liban Nord, pour leur financement.

Références

Hamdache, S.; Sleiman, M.; de Sainte-Claire, P.; Jaber, F.; Richard, C. Unravelling the Reactivity of Bifenazate in Water and on Vegetables: Kinetics and Byproducts. *Sci. Total Environ.* 2018, 636, 107–114.

Impact des pesticides sur l'activité microbienne de dénitrification dans les eaux souterraines (résumé court)

Michel Caroline (1), Baran Nicole (2), André Laurent (1,3), Jouliau Catherine (1)

(1) BRGM, Direction Eau Environnement et Ecotechnologies, 3 avenue Claude Guillemin 45060 Orléans cedex c.michel@brgm.fr; l.andre@brgm.fr; c.jouliau@brgm.fr

(2) BRGM, Direction des Laboratoires, 3 avenue Claude Guillemin 45060 Orléans cedex n.baran@brgm.fr

(3) Université d'Orléans, CNRS, BRGM, UMR 7327 Institut des Sciences de la Terre d'Orléans, 45071 Orléans, France

Les aquifères représentent un écosystème sensible et stratégique, qui doit être protégé (EU 2006). Les microorganismes des aquifères, de par leurs fonctions, contribuent à la fourniture d'un ensemble de services écosystémiques, comme la dégradation des contaminants et le cycle des nutriments (Griebler et Avramov, 2015), notamment celui de l'azote. Ils participent ainsi au bon état qualitatif des nappes d'eau. Il est donc important d'établir si ces services écosystémiques sont altérés par la présence de polluants, en particulier les pesticides qui peuvent migrer dans les sols, vers les nappes d'eaux souterraines. Outre les pesticides et contaminants utilisés, il est aussi primordial d'étudier les molécules filles issues de la dégradation des molécules mères. En effet, dans certains cas, la concentration de ces molécules filles est plus importante que celles des molécules mères. Leur présence est très souvent le résultat d'une dégradation continue des molécules mères présentes au niveau du sol. A ceci s'ajoute le fait que leur dégradation est limitée et/ou que ces métabolites peuvent être plus hydrophiles.

Dans les sols et les eaux de surface, de nombreuses études ont démontré un certain nombre d'effets secondaires des pesticides sur les communautés microbiennes en termes de composition et de fonctions (King et al., 2016 ; Zhang et al., 2016). En effet, la présence de pesticides a un impact sur l'abondance microbienne, la présence ou l'absence d'espèces microbiennes à travers, par exemple, la sélection de celles capables de dégrader les pesticides, l'expression de certains gènes principalement liés au cycle de l'azote (nitrification, dénitrification), et la diversité des activités enzymatiques liées aux cycles P, C, S N. Ces impacts peuvent être positifs ou négatifs et dépendent (1) de facteurs physicochimiques comme le type de sol, la concentration en pesticides, la coexistence avec d'autres pesticides ou d'autres contaminants, la présence de matière organique, la biodisponibilité qui varie en fonction de la (bio)dégradabilité/persistance et des processus d'adsorption/désorption de chaque pesticide), et (2) de facteurs biologiques tels que la structure de la communauté microbienne ou les processus microbiens actifs lors des études. Il a également été démontré que dans certains cas, les métabolites issus de la transformation biologique ou physico-chimique ont un impact plus important que la molécule mère (Sardar and Kole, 2005). Les communautés microbiennes impliquées dans le cycle de l'azote, et notamment la communauté dénitrifiante, semblent particulièrement impactées en présence de pesticides.

Très peu d'études ont par contre été réalisées sur l'impact des pesticides sur les communautés microbiennes dans les eaux souterraines (Mauffret et al., 2017). Pourtant, la co-existence de nitrate et de pesticides dans de nombreux aquifères pose la question de l'impact des pesticides sur la communauté dénitrifiante. En effet, même si cette communauté n'est pas intentionnellement ciblée par les pesticides, l'activité de dénitrification pourrait néanmoins être affectée par la présence de ces molécules. Un impact négatif des pesticides sur la dénitrification entraînerait alors une accumulation de nitrate dans les eaux souterraines.

L'objectif de ce travail est ainsi d'étudier l'impact des pesticides sur l'activité de dénitrification dans les eaux souterraines. Pour cela, des essais en batch (conditions anoxiques) ont été réalisés au laboratoire à partir de prélèvements d'eaux souterraines dans des piézomètres dans un bassin hydrogéologique historiquement soumis à une importante pression agricole (André et al., 2011). De par l'historique du site, les eaux de certains piézomètres présentent des teneurs relativement élevées en nitrate (60-90 mg/L). L'impact de 2 pesticides (S-métolachlore et propiconazole) et de leurs molécules filles (ESA-

Métolachlore et 1, 2, 4 triazole, respectivement) sur l'activité de dénitrification a été testé à 2 concentrations, 2 et 10 µg/L. L'impact des pesticides a été étudié en suivant les paramètres suivants : activité de dénitrification (dosage nitrate, nitrite, N₂O), biodiversité bactérienne, biomasse bactérienne, abondance des gènes narG et napA codant des nitrates réductases.

Les résultats de plusieurs séries de batch réalisés sur des eaux à différentes dates montrent que le S-métolachlore n'a pas d'effet sur la dénitrification aux 2 concentrations testées. Par contre l'ESA-métolachlore (principalement à 10 µg/L), le propiconazole et le 1, 2, 4 triazole (aux 2 concentrations testées) ont un impact sur l'activité de dénitrification. Cet impact peut, en fonction de la date du prélèvement de l'eau souterraine, correspondre à une activation ou à un ralentissement de la cinétique de dénitrification. L'analyse de la biodiversité bactérienne des eaux du site montre qu'elle varie temporellement pour un même piézomètre, ce qui suggère que la composition de la communauté microbienne de l'aquifère influence la nature de l'impact des pesticides sur la dénitrification.

Le projet est cofinancé par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne et le BRGM.

Références

- André L, Pauwels H, Dictor M-C, Parmentier M, Azaroual M (2011) Experiments and numerical modelling of microbially-catalysed denitrification reactions. *Chem Geol* 287: 171-181
- EU (2006). Directive 2006/118 of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration. *Official Journal of the European Union L372*: 1-19.
- Griebler C, Avramov M (2015) Groundwater ecosystem services: a review. *Freshwater Sci* 34(1): 355-367
- King R, Brain R, Back J, Becker C, Wright M, Djomte V, Scott W, Virgil S, Brooks B, Hosmer A, Chambliss C (2016) Effects of pulsed atrazine exposures on autotrophic community structure, biomass, and production in field-based stream mesocosms. *Environ Toxicol Chem* 35: 660-675
- Mauffret A, Baran N, Joulain C (2017) Effect of pesticides and metabolites on groundwater bacterial community. *Sci Tot Environ* 576: 879-887.
- Sardar D, Kole R (2005) Metabolism of chlorpyrifos in relation to its effect on the availability of some plant nutrients in soil. *Chemosphere* 61: 1273-1280.
- Zhang M, Xu Z, Teng Y, Christie P, Wang J, Ren W, Luo Y, Li Z (2016) Non-target effects of repeated chlorothalonil application on soil nitrogen cycling: the key functional gene study. *Sci Tot Environ* 543: 636-643.

Evaluation de la toxicité aigue d'un pesticide (Oberon®) sur un poisson *Gambusia Affinis* : paramètres de létalité et activité de l'acétylcholinestérase (résumé court)

BENGRAIT Meriem, HABES Dehbia, SOLTANI Nouredine

Laboratoire de Biologie Animale Appliquée

Département de Biologie, Faculté des Sciences, Université Badji Mokhtar

23000-Annaba (Algérie)

Le spiromesifen est un insecticide/acaricide appartenant à une nouvelle classe de pesticides dérivés de l'acide tectronique spirocyclique considérés comme des inhibiteurs de la synthèse des lipides. Il est largement utilisé en Algérie pour lutter contre les insectes et les acariens ravageurs des cultures. Les moustiques sont généralement contrôlés par des insecticides conventionnels. La lutte biologique est une alternative à la lutte chimique. Plusieurs espèces de poissons ont été utilisées dans la lutte biologique contre les moustiques dont la plus connue est *Gambusia affinis* (Baird et Girard, 1845). La présente étude, en continuité avec les travaux antérieurs, vise à évaluer en conditions de laboratoire les risques écotoxicologiques de ce pesticide à l'égard de cet agent de lutte biologique de référence. Une formulation commerciale de ce produit (Oberon® 240 SC) a été testée à différentes concentrations (4, 8, 12 et 16 µg matière active/L) additionnées à l'eau d'élevage des poissons adultes durant la période de repos sexuel durant une exposition de 96 h. Les concentrations létales de l'Oberon en exposition aigüe ont été déterminées (Mâles : CL50 = 102 µg/L et CL90 = 316,6 µg/L ; Femelles : CL50 = 138,6 µg/L et CL90 = 589,2 µg/L). Les effets sub-létaux (Mâles : CL10 = 0,28 µg/L et CL25 = 0,96 µg/L ; Femelles : CL10 = 1,63 µg/L et CL25 = 3,36 µg/L) ont été par la suite envisagés sur un biomarqueur de neurotoxicité : l'acétylcholinestérase. Les résultats montrent que les mâles de cette espèce de poisson sont plus sensibles que les femelles et que l'activité de l'acétylcholinestérase est inhibée par l'Oberon. Ce pesticide est susceptible de présenter des effets secondaires sur ce poisson culiciphage non ciblé.

Mots clés : Pesticides, Spiromesifen, Poisson, *Gambusia affinis*, Toxicité, Acétylcholinestérase.

Effets des pesticides sur l'activité natatoire des larves d'huître creuse (*Magallana gigas*) exposées au stade embryo-larvaire (résumé court)

Bringer Arno (1), Dubillot Emmanuel (1), Prunier Grégoire (1), Clérandeau Christelle (2), Thomas Hélène (1)*, Cachot Jérôme (2)*

⁽¹⁾ Littoral Environnement et Sociétés (LIENSs), UMR 7266, CNRS-Université de La Rochelle, 2 rue Olympe de Gouges, F-17042 La Rochelle Cedex 01, France.

⁽²⁾ Université de Bordeaux, Laboratoire EPOC, UMR 5805, F-33600 Pessac, France.

* contribution égale

Dans le cadre du projet AQUAECOs (Amélioration de la QUALité Environnementale dans les zones CONchylicoles) porté par le Comité Régional de la Conchyliculture (CRC17) et le Parc Naturel Marin (AFB), nous étudions l'effet des pesticides sur les zones de productions conchylicoles des Pertuis-Charentais. Le modèle d'étude utilisé est l'huître creuse (*Magallana gigas*). Dans le début des années 2000, des relations avaient commencé à se faire entre les apports terrigènes (pesticides notamment) et les mortalités importantes de bivalves dans les secteurs conchylicoles placés aux débouchés de fleuves/estuaires. Dans les Pertuis-Charentais, des pics de concentrations sporadiques mais significatifs d'herbicides ont été enregistrés en sortie de Seudre, dans certaines zones de production du Bassin de Marennes Oléron ou au débouché des canaux de marais littoraux (au sud de la Charente). Des mesures effectuées en estuaire de Charente ont porté sur les molécules suivantes : le métolachlore, le glyphosate et son métabolite, l'AMPA. Jusqu'à onze molécules sont parfois détectées simultanément dans le Bassin de Marennes Oléron, représentant des concentrations de près de 20 µg.L⁻¹ de pesticides (2004). Avec près de 130 000 tonnes d'huîtres creuses produites et commercialisées en France chaque année, le secteur conchylicole charentais représente le premier bassin de production français (22% de la production nationale). L'activité induit aux alentours de 25 000 emplois directs et son chiffre d'affaires annuel est d'environ 300 M€ (l'essentiel étant réalisé dans le secteur de Marennes-Oléron).

Afin de comprendre le potentiel impact des pesticides sur l'huître creuse, des expositions préliminaires ont été réalisées sur des embryons d'huître, durant 24 h, afin d'ensuite analyser le comportement de nage des larves (éclos durant les 24 h d'exposition). Les expositions ont été réalisées en conditions contrôlées de laboratoire. Les embryons sont obtenus par fécondation à partir de géniteurs matures provenant d'écloserie (France Naissain, Vendée). Ces embryons sont ensuite dispatchés en microplaques 24-puits suivant différentes conditions. De l'eau de mer filtrée à 0,2 µm est utilisée pour les expositions. Les microplaques sont ensuite placées en étuve à 24 °C durant 24 h. Après incubation, les microplaques sont récupérées et placées sous microscope (ZEISS Axio Observer Z1, x10) afin d'enregistrer le déplacement des larves (vidéos de 2 min) sous chaque condition d'exposition. Les vidéos sont ensuite converties et analysées avec ImageJ (Software 1.51) grâce à un plugin de tracking permettant de capturer et d'enregistrer les déplacements de chaque larve présente sur la vidéo. Dans cette étude nous avons retenus la variable : vitesse maximale enregistrée (µm.s⁻¹).

Pour nos premières expositions, nous avons testés des pesticides retrouvés de manière constante dans l'environnement marin : le Glyphosate et sa solution commerciale (RoundUp), l'Isoproturon et le Chlorothalonil. Le Glyphosate (herbicide) est mesuré à hauteur de 0,1 jusqu'à 0,85 µg.L⁻¹ au niveau de la Charente et jusqu'à 1,3 µg.L⁻¹ en sortie de Seudre. Au niveau de la Sèvre-Niortaise et du Marais Poitevin on retrouve des valeurs maximales mesurées pour l'Isoproturon (herbicide, inhibiteur de la photosynthèse) de 2,67 µg.L⁻¹ et de 0,18 µg.L⁻¹ pour le Chlortoluron (herbicide).

Les premiers résultats nous montrent peu d'effets du Glyphosate sur le comportement de nage des larves d'huîtres creuses après 24 h d'exposition. Sa solution commerciale, le RoundUp, quant à elle semble entraîner une diminution de la vitesse maximale de nage enregistrée en lien avec l'augmentation des

concentrations. On retrouve le même effet en exposant les embryons au Chlorothalonil avec une diminution, plus légère, de la vitesse mesurée.

Par la suite, quatre nouvelles molécules de pesticides, présentes dans les Pertuis-Charentais, ont été sélectionnées pour des expositions embryo-larvaires d'huîtres creuses : le Nicosulfuron (herbicide), le Chlotholuron (herbicide), la Boscalid (fongicide) et la Cyperméthrine (insecticide). Les trois premiers ont pu être testés à différentes concentrations : 0,01 µg.L⁻¹ ; 0,1 µg.L⁻¹ ; 1 µg.L⁻¹ et 10 µg.L⁻¹. Les concentrations mesurées dans l'environnement des Pertuis-Charentais (au niveau de la Charente, Seudre et Sèvre-Niortaise) sont comprises entre 0,01 et 1 µg.L⁻¹ pour ces trois pesticides. Le comportement de nage des larves a été enregistré et la vitesse maximale a été comparée entre les différentes conditions d'exposition.

Ces résultats vont permettre de mieux appréhender les effets toxicologiques des pesticides les plus retrouvés, ces dernières années, dans les Pertuis-Charentais, sur les stades précoces de développement de l'huître creuse.

Effet répulsif des extraits du thym *Thymus vulgaris* et du ricin *Ricinus communis* sur l'acarien *Tetranychus urticae* (Acari, *Tetranychidae*) (résumé long)

Bouharroud R. (1), Hormatallah A. (2), El Assri El M. (2), Mokrini F. (1)

(1) Institut National de la recherche Agronomique, Centre Régional d'Agadir, Maroc.

(2) Institut Agronomique & Vétérinaire Hassan II, Complexe Horticole d'Agadir, Maroc.

Introduction

Au Maroc, la culture de tomate occupe une place très importante dans le contexte socio-économique national. Néanmoins, la culture de tomate est sujette à diverses attaques de bio agresseurs, dont l'acarien *Tetranychus urticae*. Afin de respecter les exigences sanitaires, les cahiers des charges imposés par les marchés importateurs en matière de gestion des pesticides et le respect de leurs LMRs...et ainsi éviter les phénomènes de résistance, de nouvelles méthodes alternatives basées sur la recherche de produits « bio-insecticides » d'origine végétale sont testées. C'est dans ce cadre que les extraits de *Thymus vulgaris* L et *Ricinus communis* L ont été testés pour leurs effets acaricides sur les adultes de *Tetranychus urticae* Koch dans les conditions de laboratoire.

Matériels et Méthodes

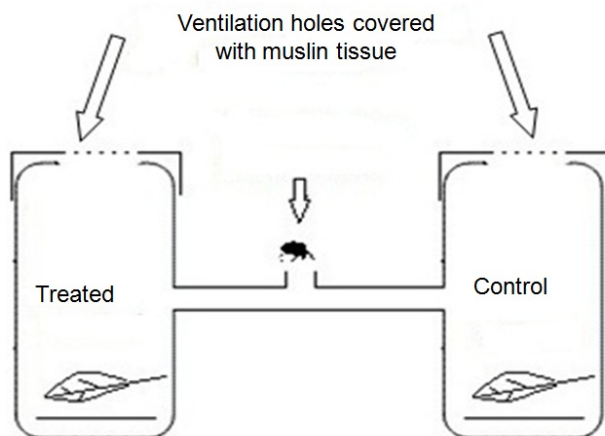
Les adultes d'acarides *Tetranychus urticae* ont été collectés sur un élevage en masse en culture de tomate non traitée avec un nombre de générations dépassant 50 générations. Les feuilles de tomates nécessaires pour les bioessais ont été collectées sur une culture de tomate sous serre au domaine expérimental Melk Zhar sise à la commune de Belfaa et qui relève de l'INRA-Agadir.

Extraits de plantes

Les extraits des 2 espèces, thym (*Thymus vulgaris*) et ricin (*Ricinus communis*), ont été obtenus après séchage à 40°C dans une étuve. Le broyat des feuilles de *T. vulgaris* et des graines de *R. communis* a été tamisé pour l'obtention d'une poudre fine qui est ensuite remise à l'étuve pour un dernier séchage à 40°C jusqu'à stabilisation du poids. Ensuite, 20 g de chaque poudre sont macérés dans 200 mL des 2 solvants organiques (Ethanol et Méthanol) pendant 24h puis le macérât est filtré par un papier Whatman N°1. Le produit final est obtenu après 3 opérations de macération-filtration. Le filtrat est évaporé par un évaporateur rotatif (ROTAVAPOR BUCHI R-205). L'extrait sec obtenu est stocké à 4°C jusqu'à utilisation.

A partir de l'extrait initial (100%), des concentrations diluées de l'ordre de 80%, 20%, 10%, 2% et 1% ont été préparées.

Le dispositif adopté (Figure 1) pour les tests de répulsion était celui utilisé par Qessaoui et al. (2017) qui consiste à confectionner 2 boîtes reliées par un tuyau transparent, chaque boîte contenant une feuille traitée ou non (témoin). Un "choice test" décrit par Pascual -Villalobos et Robledo (1998) a été adopté. Cette technique consiste à trapper quatre folioles de tomate dans chaque concentration préparée et les autres folioles dans l'eau distillée (témoin) pendant 20 secondes et les déposer sur un papier buvard pour les sécher à l'air libre durant 5 minutes. Quinze adultes de *T. urticae* ont été déposés dans le trou au milieu du tuyau qui relie les 2 boîtes (Traitement et témoin).



Qessaoui et al., 2017

Figure 1: Dispositif adopté pour les tests répulsifs.

Les boîtes sont ensuite déposées en conditions de température de $26 \pm 2^\circ\text{C}$, d'humidité relative $70 \pm 5\%$ et de photopériode (16:8). L'évaluation est faite toutes les 24h pendant 3 jours. Le dispositif expérimental est un dispositif complètement aléatoire et l'essai est répété 3 fois avec 4 boîtes pour chaque concentration. Un indice de répulsion a été calculé en utilisant la formule de Pascual -Villalobos et Robledo (1998) :

$$\text{RI} = [(C-T)/C+T] \times 100$$

RI : indice de répulsion

C : nombre des adultes de *T. urticae* compté dans la boîte qui contient la feuille témoin

T : nombre des adultes de *T. urticae* compté dans la boîte qui contient la feuille traitée par la concentration préparée.

Les données ont été soumises à une analyse de la variance à 2 facteurs, suivie par une comparaison des moyennes en utilisant le test Tukey (T) en cas de différence significative entre les traitements ($P \leq 5\%$). Toutes les analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel statistique MINITAB.

Résultats et Discussion

Les extraits des feuilles de *T. vulgaris* ont montré un effet répulsif supérieur à celui de *R. communis* contre les adultes de *T. urticae*. Cette plante, caractérisée par sa teneur en thymol, est considérée comme un des chémotypes bénéficiant d'une large distribution géographique. La présence du thymol, qui est un composé phénolique majeur du thym (Cowan, 1999 ; Ozcan et Chalcha, 2004) à côté des flavonoïdes (Takeuchi et al, 2004), peut être la cause de l'effet répulsif de cette plante. On a constaté que l'extrait méthanolique du thym a donné un effet répulsif pour les concentrations (10%, 20% et 80%) par rapport à celui extrait par l'éthanol qui a marqué un effet répulsif uniquement pour 2 concentrations (20% et 80%). Cependant, l'extrait éthanolique a pu enregistrer un indice de répulsion dépassant 34% pour la concentration la plus élevée (Figures 2 et 3).

Figure 2 : Evolution des moyennes des indices de répulsion due à l'extrait éthanolique de *T. vulgaris* par éthanol contre les adultes de *T. urticae*.

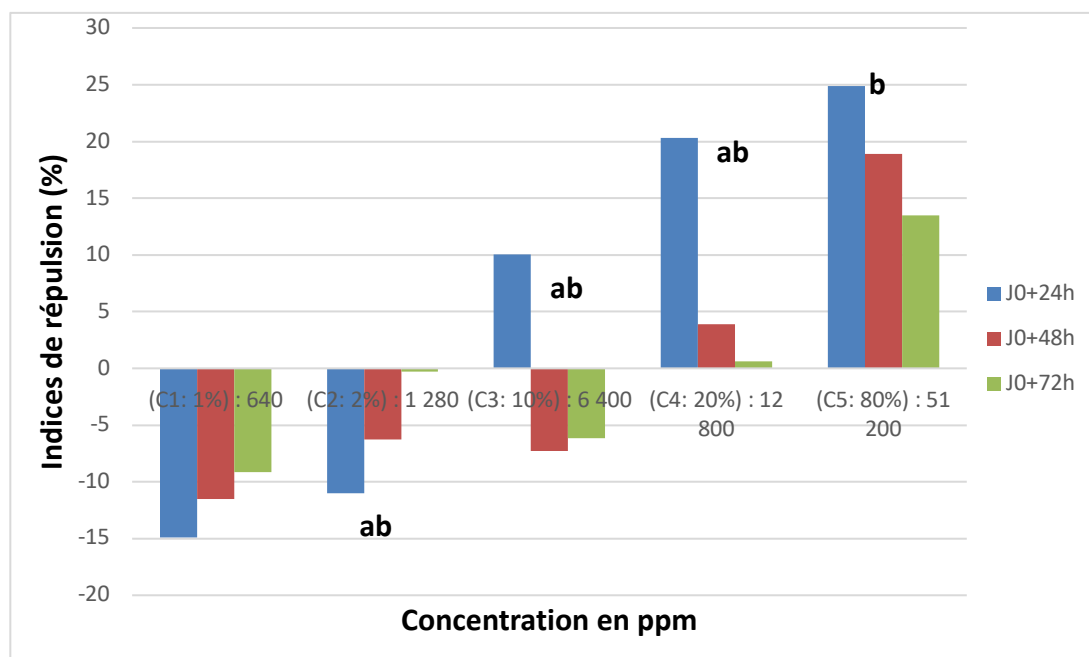


Figure 3: Evolution des moyennes des indices de répulsion de l'extrait méthanolique de *T. vulgaris* contre des adultes de *T. urticae*

Les extraits de *R. communis* ont aussi révélé un effet répulsif contre *T. urticae* en utilisant les 2 types de solvants (éthanol et méthanol). D'après ces résultats, on a constaté que les extraits méthanolique et éthanolique ont causé un effet répulsif moyen pour les 4 concentrations (2%, 10%, 20% et 80%). En effet, l'extrait éthanolique a pu enregistrer un indice de répulsion qui dépasse 20% pour la concentration la plus élevée (80%) et les concentrations (2%, 10%, 20% et 80%) de l'extrait méthanolique ont montré des indices de répulsion qui dépassent 10%. Ces graines contiennent de la ricine qui est une substance glycoprotéique toxique (Plovéche, 1996) et qui est probablement le responsable de cet effet répulsif obtenu (Figures 4 et 5).

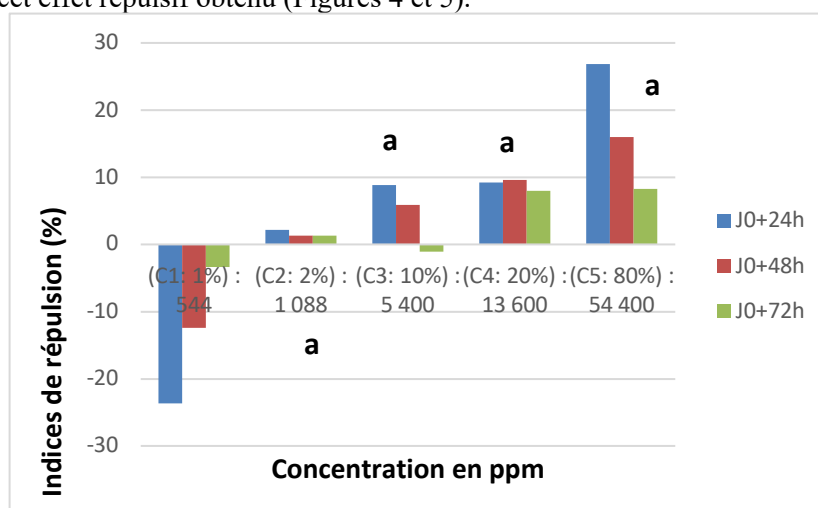


Figure 4: Evolution des moyennes des indices de répulsion due à l'extrait éthanolique de *R. communis* par éthanol contre les adultes de *T. urticae*

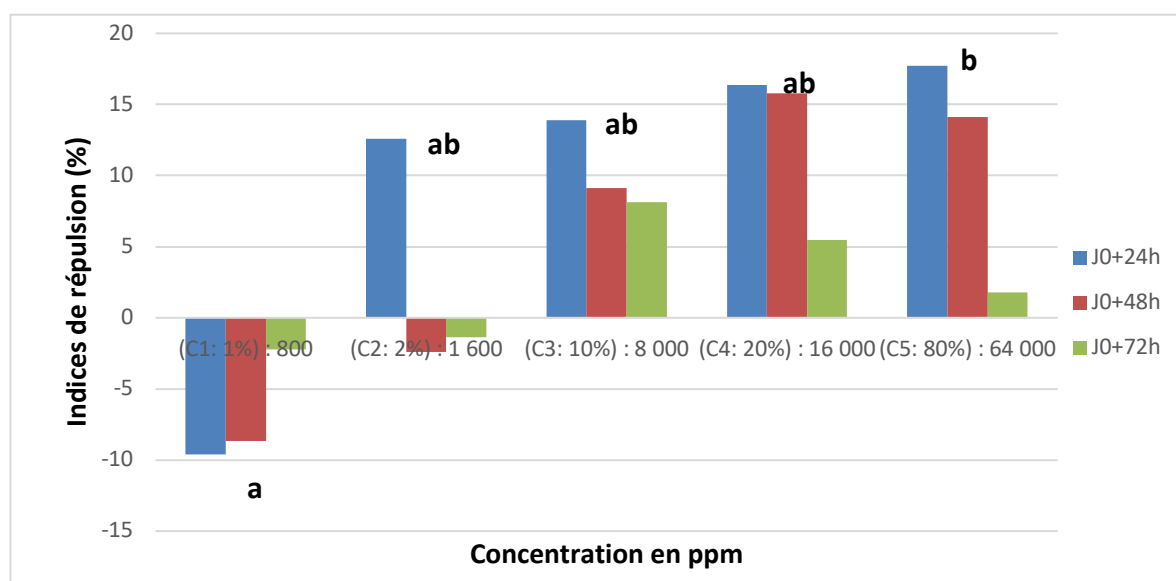


Figure 5: Evolution des moyennes des indices de répulsion de l'extrait méthanoliques de *R. communis* contre des adultes de *T. urticae*.

Références

- Cowan, 1999 Plant products as antimicrobial agents. *Clinical microbiology review*.12 (4): 564- 570.
- Ozcan, M. et Chalchat, J-C. 2004 Effect of collection period on the flavour profiles of the leaves of myrtle tree (*Myrtus communis* L.) growing wild in Turkey. *Research Journal of Chemical and Environmental Sciences* 8(1):70-73.
- Pascual -Villalobos and Robledo, 1998 Screening for anti-insect activity in Mediterranean plants. *Industrial Crops and Products* 8:183-194.
- Plovêche, 1996 Culture du ricin en Europe.ingénieries- EAT- N°6. P :49- 58. Rees S.B. et Harborne J.B., 1985. The role of sesquiterpene lactones and phenolics in the chemical defence of the chicory plant. *Phytochem.* 24:2225- 2231.
- Qessaoui R., Bouharroud R., Amarraque A., Ajerrar A., Mayad E. H., Chebli B., Dadi M., Elaini R., El Filali F. and S.A. Walters. 2017 Ecological applications of *Pseudomonas* as a biopesticides to control Two-spotted mite *Tetranychus urticae*: chitinase and HCN production. *Journal of Plant Protection Research*, Volume 57, Issue 4: 409-416.
- Takeuchi H., Lu Z.G. et Fujita T., 2004. New monoterpenes glycoside from the aerial parts of thyme (*Thymus vulgaris* L). *Bioscience, biotechnology and biochemistry*, 68 (5): 1113- 1134.

Comparaison de la détoxification de la métribuzine par deux espèces d'Amarante (résumé court)

Kilinc Özgür Kivilcim (1, 2), Laurent François (2)

(1) Université Süleyman Demirel, Isparta, Turquie, ozgur.kilinc@yahoo.fr

(2) UMR 1331 TOXALIM INRA-ENVT-INP EI Purpan-UPS. 180, chemin de Tournefeuille – BP 93173 F-31027 TOULOUSE

La métribuzine, un herbicide triazinone, est enregistrée en Turquie pour le contrôle de différentes adventices, mono et dicotylédones dans les cultures de pomme de terre en application de pré- ou de post-levée. Durant les 30 dernières années, son utilisation principale a été comme herbicide de post-levée pour le contrôle des dicotylédones. La pomme de terre est l'une des cultures vivrières les plus couramment cultivées en Turquie, et l'Amarante réfléchie (*Amaranthus retroflexus*) est l'une des adventices les plus courantes en Turquie, en particulier dans les champs de pommes de terre de la région de Niğde (centre Turquie).

L'Amarante réfléchie a été contrôlée avec succès par une application précoce de métribuzine jusqu'à l'année 2000. Au cours des cinq dernières années, le contrôle de *A. retroflexus* mais aussi de *A. hybridus* avec la métribuzine appliquée en post-levée n'a pas été satisfaisant chez certains cultivateurs. La résistance aux triazines a été rapportée dans plus de 20 pays pour des biotypes de plus de 58 espèces, et dans la majorité des cas, la résistance était due à la modification de la protéine D1 du centre réactionnel PSII de la photosynthèse. Mais ceci n'a jamais été démontré pour la métribuzine. En raison de ces récents échecs de lutte et d'une utilisation probablement excessive de la métribuzine, la tolérance à cet herbicide était suspectée. Les objectifs de cette étude étaient d'étudier et de déterminer la base de cette tolérance et de comparer la réponse à la métribuzine de différents biotypes de *A. retroflexus* et *A. retroflexus*.

La capacité de pénétration de la métribuzine par les racines et son transfert vers les feuilles, l'organe cible, dans les deux adventices ont été comparés en utilisant de la métribuzine 14C. Cette étude fait apparaître qu'une intense pénétration est possible par les racines et un faible transfert vers les espaces cibles. Après les analyses radio-HPLC, au niveau des racines, des tiges et des feuilles uniquement, des métabolites de métribuzine ont été identifiés 15 jours après traitement.

Les valeurs obtenues pour la concentration de métribuzine au niveau des feuilles sont très différentes dans les biotypes étudiés. Les biotypes ayant déjà subi des traitements de métribuzine bénéficient d'une tolérance élevée dont nous montrons qu'elle est associée à une capacité très active de détoxification de l'herbicide et d'un potentiel de ségrégation racinaire et de tige. La tolérance comparée des 2 espèces est en cours de détermination.

Mots-clés : Métribuzine, *Amaranthus retroflexus* spe, *Amaranthus hybridus* spe, métabolisation, tolérance.

Détermination des pesticides dans les moules, huîtres, sédiments et l'eau des Pertuis Charentais – Etude Pilote (résumé court)

Lerebours Adélaïde (1), Parinet Julien (2), Receveur Justine (3), Jezequel Ronan (3), Thomas Hélène (1)

(1) Université de La Rochelle, 2 rue Olympe de Gouges, 17000 La Rochelle – adelaide.lerebours@univ-lr.fr

(2) Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES), 14 rue Pierre et Marie Curie, 94701 Maisons Alfort – julien.parinet@anses.fr

(3) Centre de documentation, de recherche et d'expérimentations sur les pollutions accidentelles des eaux (CEDRE), 715 rue Alain Colas, 29218 BREST – Ronan.Jezequel@cedre.fr

Les pertuis charentais, zones de transition entre l'océan atlantique et le continent, forment un écosystème littoral unique et favorable à la conchyliculture. La baie de l'aiguillon compte parmi les deux plus grands producteurs de moules en France avec 8000 tonnes de moules produites par an. Le bassin de Marennes d'Oléron est le premier bassin de production française d'huîtres creuses avec près de 130 000 tonnes d'huîtres produites chaque année. Cependant, ce secteur est menacé par d'importantes mortalités annuelles depuis 2008. Les causes de ces mortalités seraient multi-factorielles impliquant des facteurs biologiques et chimiques dont les pesticides mais elles restent aujourd'hui à élucider.

Un des objectifs du projet AQUAECOs (Amélioration de la QUALité Environnementale en zones Conchylicoles) porté par le Comité Régional de la Conchyliculture (CRC17), l'agence pour la biodiversité (AFB) et la région Nouvelle-Aquitaine vise à connaître l'influence des pesticides sur la qualité environnementale des Pertuis Charentais et la santé des moules et des huîtres, espèces sentinelles d'un intérêt économique majeur. Dans le cadre de ce projet, un suivi spatio-temporel d'un an couplant analyses chimiques et biologiques est prévu. Il permettra de connaître les niveaux de contamination aux pesticides dans l'eau, les sédiments et les organismes ainsi que leurs effets sur la santé des organismes. Afin de sélectionner les 10 pesticides les plus pertinents pour ce suivi, une étude pilote, large spectre, a pour but de déterminer le plus grand nombre de pesticides retrouvés dans les 3 matrices ciblées. Les résultats feront l'objet d'une comparaison avec ceux issus d'une revue de la littérature qui a permis d'identifier les pesticides retrouvés les plus fréquemment au niveau des bassins versants de la Sèvre, de la Charente et de la Seudre. Les résultats de l'étude pilote large spectre feront l'objet de la présentation.

Les échantillons biologiques de moules, d'huîtres, d'eau et de sédiments au niveau des sites majeurs de production conchylicole et influencés par les estuaires de la Sèvre, la Charente et la Seudre ont été collectés en janvier 2019. Les pesticides contenus dans les tissus biologiques ont été extraits par la méthode QuEACHERS (Quick, Easy, Cheap, Efficient, Rugged and Safe). Ceux contenus dans les sédiments ont été extraits par incubation au bain à ultra sons. Les molécules contenues dans les extraits issus des tissus biologiques et des sédiments ainsi que dans l'eau ont ensuite été isolées par la méthode d'extraction SBSE (Stir Bar Sorptive Extraction) pour l'analyse en TD-GC-MS/MS. La méthode permet l'analyse de 30 pesticides apolaires. Une partie des extraits issus de la méthode QuEACHERS est conservée et analysée en LC_HRMS/MS à l'aide du kit LC Multiresidue Pesticide Kit (Restek) permettant l'analyse de 200 molécules polaires. Les méthodes incluent un grand nombre de molécules non mesurées jusqu'à présent dans les Pertuis Charentais et celles les plus fréquemment mesurées sur les bassins versants et les plus toxiques vis-à-vis des larves de bivalves commercialisées.

Cette étude large spectre innovante permet de mieux comprendre le devenir d'un grand nombre de pesticides dans les différents compartiments de l'environnement et de mettre en lumière les plus importants vis-à-vis de leur toxicité chez les bivalves. Cette étude pilote génère de nouvelles données essentielles pour les scientifiques, les professionnels des filières conchylicoles et les acteurs locaux dont le CRC17 et l'AFB.

Enquête de suivi sur les résidus de pesticides dans les raisins de table et évaluation des risques pour l'homme au Liban (résumé court)

Sandikly Nahid (1, 3), Hayar Salem (1, 2) et Millet Maurice (3)

1Université Libanaise, Ecole Doctorale, EDST-PRASE, Campus Universitaire Rafic Hariri, Hadath - Liban – sandikly.nahid@hotmail.com

2Université Libanaise, Faculté des Sciences Agronomiques, Dépt. Protection de Cultures, Dekwaneh - Liban – shayar@cyberia.net.lb

3Université Strasbourg, Institut de chimie et procédés pour l'énergie, l'environnement et la santé (ICPEES), CNRS UMR 7515, 1 rue Blessig, 67084 Strasbourg Cedex, France - mmillet@unistra.fr

Au Liban, l'analyse de 588 échantillons de raisins de table frais a été effectuée par campagne d'échantillonnage en 2012 pour détecter la présence de pesticides dans 3 régions agricoles majeures différentes : la vallée de la Bekaa, Baalbeck-Hermel et le Nord Liban. Les analyses ont été effectuées par chromatographie en phase liquide couplée à une spectrométrie de masse (LC-MS/MS) après une procédure d'extraction multi-résidus efficace, sûre et économique (QuEChERS). Les résultats ont été évalués selon les limites maximales de résidus (LMR) pour chaque pesticide, conformément aux règlements de l'UE. Des résidus de pesticides supérieurs aux LMR ont été détectés dans 18,45% des échantillons et 81,55% contenaient des résidus en dessous de la LMR, tels que Thiophanate-méthyl, Cyperméthrine, Difénoconazole, Acétamipride et Tétraconazole. Sur les 220 pesticides étudiés, 44 ont été détectés (54,5% de fongicides, 41% d'insecticides et 4,5% d'herbicides et acaricides), le Cyprodinil, l'Azoxystrobine, le Thiophanate-méthyl, le Difénoconazole, la Cyperméthrine et le Carbendazime étant les principaux résidus de pesticides. Les résidus de pesticides les plus fréquemment trouvés appartiennent aux familles chimiques Triazole, Strobilurine et Benzimidazole, où 68,2% sont systémiques et 31,8% ont des modes d'action de contact. Evidemment, aucun des pesticides organochlorés n'est présent dans les échantillons de raisins de table libanais. L'échantillonnage de la production montre la présence de résidus de pesticides : 59% dans la vallée de la Beka, 24,9% au Nord Liban et 16,1% à Baalbeck-Hermel. Lors de l'évaluation du risque d'exposition de l'homme aux résidus de pesticides, des études ont montré que : 7 sont probablement cancérigènes, 2 mutagènes, 15 perturbateurs hormonaux suspectés, 13 toxines pour le développement ou la reproduction, et 5 sont des neurotoxines. Sur la base des résultats ci-dessus sur la prévalence des résidus de pesticides dans les raisins de table, le Ministère Libanais de l'Agriculture a réussi à interdire 18 pesticides afin de réduire le risque potentiel pour la santé des consommateurs, qui sont malheureusement encore autorisés en Europe. La nécessité d'une surveillance régulière des résidus de pesticides, puis d'une sensibilisation des agriculteurs à des pratiques plus sûres en matière de pesticides, en particulier la nécessité de respecter les intervalles de pré-récolte recommandés, sont fortement préconisées.

Mots-clés : Raisin de table, résidus de pesticides, LMR, LC-MS/MS, évaluation du risque.

Session 5 : *Evaluation de l'exposition et des impacts en santé humaine*

Présentations orales :

- **Evaluation de l'exposition humaine aux résidus de pesticides à l'aide de bracelets en silicone**
Joly L., Aerts R., Szternfeld P., Tsilikas K., De Cremer K., Castelain P., Aerts J.M., Van Orshoven J., Somers B., Hendrickx M., Andjelkovic M., Van Nieuwenhuyse A
- **Activation par les pesticides des récepteurs humains et du zebrafish Pregnane**
Garoche Clémentine, Grimaldi Marina, Creusot Nicolas, Boulahtouf Abdelhay, Bourguet William, Aït-Aïssa Selim, François Brion, Balaguer Patrick
- **Implication du zinc dans la modulation de la fonctionnalité des monocytes/macrophages humains induite *in vitro* par le zirame**
Parny Méliissa, Pipy Bernard, Treilhou Michel
- **Evaluation des risques pour les riverains lors de pulvérisations de pesticides**
Rémy Suzanne, Ruthy Ingrid
- **Diminution de l'exposition des agriculteurs par l'amélioration de elurs pulvérisateurs : démarche de co-construction avec les acteurs de terrain**
Gallien Marc, Perrin Jean Luc, Grimbuhler Sonia
- **Effets de pesticides sur la santé de leur utilisation par les maraichers de Santa, Cameroun**
Abdulai Assan Nkuh, Tarla D.N.

Posters :

- **Quels sont les dangers sanitaires des usages agricoles des pesticides autorisés en Algérie ?**
Bettiche Farida, Grunberger Olivier, Bengouga Khalila, Tahar Chaouche Souad, Chaib Warda, Mancer
- **Risques d'exposition des agriculteurs aux pesticides à Biskra - Algérie**
Boukhalfa Hassina Hafida, Guehiliz Naoual, Deghnouche Kahramen
- **Procédure d'homologation des produits phytopharmaceutiques : Prise en compte de l'exposition aux produits phytopharmaceutiques dans l'air – explication pour les promeneurs et riverains**
Laurent Sonia, Maillet-Mezeray Julie
- **Etude des effets toxiques d'un mélange de trois pesticides sur l'histologie de testicule et l'épididyme chez le rat**
Bouabdallah Narimene, Mallem Leila, Abdennour Cherif

Evaluation de l'exposition humaine aux résidus de pesticides à l'aide de bracelets en silicone (résumé long)

L. Joly (1), R. Aerts (2,6), P. Szternfeld (1), K. Tsilikas (1), K. De Cremer (3), P. Castelain (4), J.M. Aerts (7), J. Van Orshoven (6), B. Somers (6), M. Hendrickx (5), M. Andjelkovic (1), and A. Van Nieuwenhuysse (2,8)

1. *Scientific Service Contaminants Organics and Additives, Sciensano, Brussels, Belgium – laure.joly@sciensano.be*
2. *Scientific Service Health and Environment, Sciensano, Brussels, Belgium*
3. *Operational Directorate Food, Medicines and Consumer Safety, Sciensano, Brussels, Belgium*
4. *Scientific Service Toxicology, Sciensano, Brussels, Belgium*
5. *Scientific Service Mycology and Aerobiology, Sciensano, Brussels, Belgium – laure.joly@sciensano.be*
6. *Division Forest, Nature and Landscape, Department Earth and Environmental Sciences, University of Leuven (KU Leuven), Leuven, Belgium - raf.aerts@sciensano.be*
7. *Measure, Model & Manage Bioresponses (M3-BIORES), Division Animal and Human Health Engineering, Department of Biosystems (BIOSYST), University of Leuven (KU Leuven), Leuven, Belgium*
8. *Environment and Health, Department of Public Health and Primary Care, University of Leuven (KU Leuven), Leuven, Belgium*

Introduction

Les pesticides et les substances actives biocides sont largement utilisés en agriculture, dans l'industrie ou directement par les particuliers. L'exposition aux résidus de pesticides (PRs) dans l'environnement, les aliments et l'eau peut constituer une menace potentielle pour la santé humaine [1,2]. Le dépistage de ces PRs dans les denrées alimentaires, les aliments pour animaux ainsi que le suivi de l'exposition humaine à ces PRs jouent donc un rôle essentiel dans la protection de la santé publique.

Pour mesurer l'exposition de la population aux résidus de pesticides, les matrices humaines avec prélèvement invasif comme le sang, le sérum ou par prélèvement non invasif comme l'urine, les cheveux, la sueur, la salive, le lait maternel sont généralement utilisées [3].

En parallèle, différents types d'échantillonneurs passifs (en silicone, polyéthylène, mousse de polyuréthane) ont également été utilisés dans différentes études pour évaluer, aussi bien, l'exposition environnementale que l'exposition individuelle à différents types de contaminants (polluants organiques persistants, pesticides, diphényléthers bromés, retardateurs de flammes organophosphorés et autres substances potentiellement nocives) [4,5].

Dans notre étude [6], ce type de dispositif non invasif contribuant à des mesures moins gênantes pour les volontaires a été testées dans des conditions de vie quotidienne réalistes concernant l'exposition aux pesticides analysables par chromatographie liquide.

Méthodologie

Conception de l'étude

Une étude transversale, prospective et non interventionnelle, a été menée sur un groupe de 30 volontaires (16 hommes et 14 femmes). Le protocole de cette étude a été examiné et approuvé par le comité d'éthique sociale et sociétale de l'université de Louvain (numéro de protocole SMEC G-2016 09 636). Des bracelets en silicone à faible coût disponibles dans le commerce (pdc Healthcare, Nivelles, Belgium; wristbands.com) ont préalablement été nettoyés suivant une procédure adaptée de O'Connell et al. [4]. Les volontaires ont porté ces bracelets de façon continue pendant 5 jours pendant toutes leurs activités quotidiennes. Dans le même temps, 42 bracelets de contrôle ont été utilisés : 30 contrôles de

l'environnement résidentiel extérieur de chaque participant, 4 contrôles de l'environnement professionnel, 8 contrôles de l'air « pur » (foret) et 6 bracelets nettoyés servant de blanc.

Méthode d'analyse des pesticides

Une méthode multi-résidus a été développée pour contrôler la présence ou l'absence d'environ 200 résidus de pesticides sur les bracelets et les quantifier [7]. Les résidus de pesticides ont été extraits avec 3 extractions successives à l'acétate d'éthyle puis le volume a été réduit à 200 μ L et repris dans un mélange eau/méthanol d'environ 1 mL. Les analyses ont été réalisées sur un système de chromatographie en phase liquide (Waters, Milford, MA) couplée à un spectromètre de masse (Quattro Premier, Waters, Milford, MA) avec une colonne ACQUITY UPLC BEH C18 column (1.7 μ m, 2.1 \times 100 mm) (Waters, Milford, MA). Des blancs procédures, ainsi que des échantillons de contrôle, ont été réalisés à chaque série. La limite de quantification de la méthode est d'un ng de résidu de pesticides par bracelet.

Questionnaires

Des questionnaires ont été remplis par tous les participants et ont permis de récolter des informations sur les données personnelles, les données démographiques et celles portant sur leur exposition extérieure quotidienne. Suite aux résultats obtenus, les participants ont fourni des informations supplémentaires sur la possession d'un animal de compagnie et son traitement éventuel avec des produits chimiques ainsi que sur leurs choix alimentaires (produits biologiques par rapport aux produits conventionnels et produits végétariens par rapport aux produits conventionnels).

Analyses statistiques

Les fréquences de détection des résidus de pesticides ont été comparées entre les bracelets portés et les bracelets stationnaires en utilisant des tests du khi-deux pour des échantillons indépendants. Pour le nombre de PRs, un modèle log-linéaire de Poisson a été utilisé, avec comme facteurs le sexe, les habitudes tabagiques et les choix de nourriture et comme covariables l'âge, l'indice de masse corporelle, le nombre d'averses et la distance totale parcourue.

Résultats et discussion

Quantité de pesticides détectés sur les bracelets

Il y a eu au total 163 détections de 31 pesticides dans les 30 bracelets portés. Les 6 bracelets servant de blancs ne contenaient aucun pesticide. Il y a eu 8 détections de DEET et 1 azoxytrobin dans les 8 bracelets disposés dans la forêt. 5 composés (9 détections) ont été quantifiés sur les 4 bracelets de contrôle de l'environnement professionnel et 12 composés (37 détections) sur les 30 contrôles de l'environnement résidentiel extérieur. Sur les 31 résidus détectés, 15 (48%) le sont uniquement dans les bracelets portés. Le nombre de pesticides détectés dans les bracelets portés est donc significativement plus important (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 34.61$; $p < 0.001$) que celui des bracelets de contrôle.

Type de pesticides détectés dans les bracelets

Les résidus détectés correspondaient aux familles suivantes : 16 fongicides (52%), 8 insecticides (26%), 2 herbicides (6%), 3 dérivés de pesticides (10%), 1 insecticide répulsif (3%) et 1 pesticide synergiste (3%).

Le pesticide le plus détecté est le DEET (N,N-diethyl-meta-toluamide), un insecticide répulsif. La détection de celui-ci dans 93% des bracelets portés et dans 81% des contrôles démontre sa persistance dans l'environnement. Le bracelet portant plus de 10 000 ng appartenait à une personne allergique aux piqûres d'insectes et possédant un diffuseur de cet insecticide.

Le piperonyl butoxide est un pesticide synergiste qui est ajouté aux formulations, en particulier de pyréthroides pour augmenter leur efficacité. La détection de ce pesticide dans 63% des bracelets portés et environ 10% des contrôles n'a pu être reliée à la détection de pyréthroides, ceux-ci n'ayant pas été recherchés dans cette étude.

Les deux fongicides les plus détectés sont l'azoxystrobine et le thiabendazole dans respectivement environ 50% et 40% des bracelets portés et 2% des contrôles.

4 participants ont rapporté utiliser des produits pour les animaux de compagnie (fipronil, imidacloprid, methoprene, selamectine, flumethrine). Les 2 pesticides recherchés avec notre méthode (fipronil et imidacloprid) ont bien été détectés sur les bracelets de ces personnes.

Cependant, le fipronil et son métabolite le fipronil sulfone ont été détectés dans les bracelets de 8 participants dont 4 ont répondu ne pas avoir de contact avec les produits utilisés pour les animaux de compagnie. Ces résultats pourraient potentiellement avoir une relation avec l'incident fipronil ayant eu lieu dans la filière avicole en Europe à la même période [8].

Association entre le nombre de pesticides détectés et les différentes variables incluses dans le questionnaire

L'analyse statistique a montré que le tabagisme ($p = 0.014$) et les habitudes alimentaires favorisant la consommation de légumes ($p = 0.014$) étaient associés à des nombres plus élevés et à des concentrations cumulées plus élevées de résidus de pesticides dans les bracelets. L'influence provenant des autres variables comme le sexe, l'âge, l'indice de masse corporelle, le nombre d'averses et la distance totale parcourue n'a pu être montrée. Le lien entre l'exposition à la fumée de tabac et aux résidus de pesticides a déjà été démontré par une autre étude [9]. La consommation de légume a, quant à elle, déjà été associée à la détection de pesticides (ou de leurs métabolites) dans les urines [10,11].

Nos résultats suggèrent que l'environnement n'est pas le seul contributeur à l'exposition aux résidus de pesticides dans notre groupe d'étude. L'alimentation joue un rôle dans le nombre de pesticides détectés sans que nous puissions déterminer si cela est dû à un contact entre le bracelet et l'alimentation ou par l'excrétion de sueur contenant des pesticides sur le bracelet. Dans tous les cas, ces résultats ne remettent pas en cause les bénéfices pour la santé d'un régime riche en fruits et légumes [12].

Conclusion

Les résultats de cette étude suggèrent que les bracelets en silicone pourraient être des échantillonneurs non invasifs pratiques pour le dépistage de l'exposition d'une population à des résidus de pesticides. Cependant, il conviendrait de ne pas les mettre en contact direct avec la peau lorsque l'étude a pour but de se concentrer sur l'exposition environnementale.

Références

- [1] Koutros S., Beane Freeman L. E., Lubin J. H., Heltshe S. L., Andreotti G., Barry K. H., DellaValle C. T., Hoppin J. A., Sandler D. P., Lynch C. F., Blair A., Alavanja M. C. 2013. Risk of total and aggressive prostate cancer and pesticide use in the Agricultural Health Study. *Am. J. Epidemiol.*, 177 (1), 59–74.
- [2] Mamane A., Raherison C., Tessier J. F., Baldi I., Bouvier G. 2015. Environmental exposure to pesticides and respiratory health. *Eur. Respir.Rev.*, 24 (137), 462–473.
- [3] Esteban M., Castaño A. 2009. Non-invasive matrices in human biomonitoring: a review. *Environ. Int.*, 35 (2), 438–449.
- [4] O'Connell S. G., Kincl L. D., Anderson K. A. 2014. Silicone wristbands as personal passive samplers. *Environ. Sci. Technol.*, 48 (6), 3327–3335.
- [5] Lipscomb S. T., McClelland M. M., MacDonald M., Cardenas A., Anderson K. A., Kile M. L. 2017. Cross-sectional study of social behaviors in preschool children and exposure to flame retardants. *Environ. Health*, 16, 23.
- [6] Aerts R., Joly L., Szternfeld P., Tsilikas K., De Cremer K., Castelain, P., Aerts JM., Van Orshoven J., Somers B., Hendrickx M., Andjelkovic M., Van Nieuwenhuysse A., 2018. Silicone Wristband Passive Samplers Yield Highly Individualized Pesticide Residue Exposure. *Environmental Sciences & Technology* 52(1):298-307.

- [7] Hanot V., Gosciny S., Deridder M. 2015. A simple multi-residue method for the determination of pesticides in fruits and vegetables using a methanolic extraction and ultra-high-performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry, Optimization and extension of scope. *Journal of Chromatography A*, 1384, 53–66.
- [8] Federal Agency for the Safety of the Food Chain. Fipronil in eggs. <http://www.afsca.be/businesssectors/foodstuffs/incidents/fipronil/>.
- [9] Khan Z. Z., Girame R., Utture S. C., Ghosh R. K., Banerjee K. 2015. Rapid and sensitive multiresidue analysis of pesticides in tobacco using low pressure and traditional gas chromatography tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. A*, 1418, 228–232.
- [10] Berman T., Göen T., Novack L., Beacher L., Grinshpan L., Segev D., Tordjman K. 2016. Urinary concentrations of organophosphate and carbamate pesticides in residents of a vegetarian community. *Environ. Int.*, 96, 34–40.
- [11] Cequier E., Sakhi A. K., Haug L. S., Thomsen C. 2017. Exposure to organophosphorus pesticides in Norwegian mothers and their children: Diurnal variability in concentrations of their biomarkers and associations with food consumption. *Sci. Total Environ.*, 590, 655–662.
- [12] Valcke M., Bourgault M. H., Rochette L., Normandin L., Samuel O., Belleville D., Blanchet C., Phaneuf D. 2017. Human health risk assessment on the consumption of fruits and vegetables containing residual pesticides: a cancer and non-cancer risk/benefit perspective. *Environ. Int.* 108, 63–74.

Activation du récepteur *Pregnane X Receptor* humain et poisson zèbre par les pesticides (résumé court)

Garoche Clémentine (1), Grimaldi Marina (1), Creusot Nicolas (1), Boulahtouf Abdelhay (1), Bourguet William (2), Aït-Aïssa Selim (3), François Brion (3), Balaguer Patrick (1).

(1) *Institut de Recherche en Cancérologie de Montpellier (IRCM), Inserm U1194, Université Montpellier 1, 34290 Montpellier, France*

(2) *Centre de Biochimie Structurale (CBS), CNRS, Inserm, Université de Montpellier, Montpellier, France.*

(3) *Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS), Unité Écotoxicologie in vitro et in vivo, Parc ALATA, 60550 Verneuil-en-Halatte, France*

Le récepteur humain *Pregnane X Receptor* (hPXR, NR1I2) est impliqué dans la biosynthèse, la distribution et le métabolisme de stéroïdes, d'acides biliaires et de xénobiotiques, parmi lesquels de nombreux pesticides. Quand des xénobiotiques se lient au hPXR, ce complexe forme un hétérodimère avec le récepteur X des rétinoïdes (RXR) et induit l'expression de gènes de détoxification comme les gènes codant pour les enzymes de phase I (CYP), de phase II (conjugaison) ou des protéines de transport (transporteurs de la famille ABC), résultant en une clairance des stéroïdes, des drogues et xénobiotiques par le foie et l'intestin (Timsit et al., 2007).

L'activation de hPXR a été associée à des interactions médicamenteuses, la perturbation endocrinienne, la chimiorésistance, la croissance et l'agressivité de cancers du côlon et du foie (Planque et al., 2016 ; Wang et al., 2011 ; Kodama et al., 2015 ; Pondugula et al., 2016).

Des études récentes ont révélé l'activité hPXR d'échantillons environnementaux de milieux aquatiques comme les effluents urbains et industriels, les eaux de surface et les sédiments de rivière (Creusot et al., 2011 ; Dagnino et al., 2012).

Comparativement au PXR humain, il apparaît que le PXR de poisson zèbre (zfPXR) est activé par un plus faible nombre de pesticides (Ekins et al., 2008 ; Krasowski et al., 2011 ; Milnes et al., 2008) et que certains d'entre eux ont une meilleure affinité pour zfPXR que pour hPXR, suggérant d'importantes différences entre les deux récepteurs. De plus, les rôles du PXR dans le métabolisme du poisson ne sont pas encore pleinement élucidés.

Dans ce contexte, nous avons cherché à caractériser les interactions entre les pesticides et le PXR chez l'homme et le poisson zèbre et à étudier le rôle de zfPXR dans le métabolisme du poisson. À cette fin, nous avons testé l'activité PXR d'échantillons environnementaux et de pesticides à l'aide de lignées cellulaires luminescentes exprimant soit hPXR soit zfPXR. Les pesticides les plus puissants ont ensuite été testés pour leur capacité à réguler l'expression des gènes cibles de PXR et à agir sur la prolifération cellulaire et la résistance aux médicaments dans ces cellules.

Ces travaux seront combinés à des approches de modélisation (zfPXR) et de cristallographie (hPXR) pour étudier les interactions structurelles des pesticides avec hPXR et zfPXR, et à une approche in vivo utilisant le poisson zèbre pour étudier les effets des pesticides sur les gènes régulés par PXR.

Implication du zinc dans la modulation de la fonctionnalité des monocytes/macrophages humains induite in vitro par le zirame (résumé long)

Parny Mélissa (1, 2), Bernad José (2), Coste Agnès (2), Pipy Bernard (2), Treilhou Michel (1)
(1) Équipe EA 7417, BTSSB, Université de Toulouse, CUFR Champollion, Place de Verdun,
81012 Albi, France – melissa.parny@gmail.com, michel.treilhou@univ-jfc.fr

(2) UMR 152-Pharma-Dev, Université de Toulouse, CHU Rangueil, 1 Avenue Jean Poulhès, 31432 Toulouse,
France – bernard.pipy@inserm.fr

Introduction

Le zirame est un dithiocarbamate largement utilisé en agriculture en tant que fongicide. Dans l'arboriculture fruitière, ce pesticide cible les cloques, les tavelures et les Stemphylioses impliqués dans l'apparition des taches noires au niveau des pommiers, des poiriers, des pêchers et des amandiers. Par ailleurs, le zirame est également très utilisé dans l'industrie en tant qu'agent accélérateur dans la production de latex, par conséquent, le zirame peut être ingéré mais aussi absorbé accidentellement. Plusieurs études ont montré que les utilisateurs de zirame présentaient des allergies et des irritations cutanées et que des désordres immunitaires étaient associés à ce pesticide. Une inhibition de l'activité des cellules natural killer (NK), des cellules tueuses activées par les lymphokines (LAK) et des lymphocytes T cytotoxiques (LTc) a été montrée en présence du zirame [1, 2]. Il a aussi été montré sur la lignée monocyttaire humaine THP-1 que le zirame inhibe la production de TNF α [3].

Les monocytes, en se différenciant en macrophages, sont des cellules clés de la réponse immune innée. Ces cellules sont impliquées dans le maintien de l'homéostasie tissulaire grâce à leur capacité à moduler l'initiation et l'arrêt de la réponse inflammatoire, le remodelage et la réparation tissulaire à la suite de lésions. Ces cellules participent également à la défense de l'organisme en constituant une ligne de défense face aux agressions tissulaires et aux infections. Ainsi, une dysrégulation des fonctions effectrices des monocytes et de leur différenciation en macrophages par des xénobiotiques présents dans l'environnement pourrait augmenter le risque d'apparition de certaines pathologies chez l'adulte (vulnérabilité aux infections, maladies auto-immunes, maladies neurodégénératives, et certains cancers notamment hématopoïétiques).

Lors d'études préliminaires sur des macrophages dérivés de monocytes humains (MDM), nous avons montré que le zirame inhibe de manière significative les fonctions de ces cellules. Bien que le mécanisme d'action du zirame sur le système immuno-inflammatoire ne soit pas clair, une étude récente a montré que le noyau de zinc de cette molécule pouvait jouer un rôle crucial dans la cytotoxicité du zirame sur les lymphocytes thymiques de rat [4]. Nous avons donc émis l'hypothèse que l'inhibition des fonctions des MDM induite par le zirame pourrait être partiellement médiée par le zinc présent dans cette molécule.

Pour explorer le rôle du zinc dans l'inhibition de l'activité des macrophages par le zirame, nous avons comparé l'effet du zirame à celui du disulfirame sur l'activité des macrophages dérivés de monocytes humains (MDM). Le disulfirame est un dithiocarbamate analogue au zirame dépourvu mais chélateur du zinc. Cette molécule est utilisée en médecine humaine pour son effet antabuse et ses propriétés anticancéreuses. Les teneurs résiduelles en dithiocarbamates sont mesurées via leur produit de dégradation commun, le disulfure de carbone (CS₂). Dans l'Union européenne, les normes résiduelles pour le zirame en arboriculture fruitière sont de l'ordre de 0,3 ppm correspondant à 1 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. Nous avons donc choisi de travailler à des doses de zirame et de disulfirame comprenant cette concentration résiduelle ainsi que des doses plus faibles et plus fortes allant de 0,01 à 10 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. Afin d'explorer véritablement le mécanisme d'inhibition induite par le zirame, nous avons comparé l'effet du zirame à

l'effet du disulfirame associé ou non au zinc sur les fonctions effectrices des MDM. Les paramètres étudiés sur les MDM ont été la mortalité cellulaire (évaluation du taux de lactate déshydrogénase, LDH, dans les milieux de culture), la fonction phagocytaire, l'hyperactivité oxydative (capacité de ces cellules à produire des radicaux libres oxygénés microbicides, tumoricides et pro-inflammatoires) et la production de cytokines/chimiokines (pro- et anti-inflammatoires).

Matériels et méthodes

Culture de cellules

Les monocytes ont été obtenus à partir de sang de donneurs sains (EFS, Toulouse, France) et purifiés sur un gradient de Ficoll. Brièvement, les cellules mononucléaires de sang périphérique ont été ensemencées pendant 2 heures à 37°C à 5% de CO₂ dans du milieu macrophage-SFM (Gibco). Après lavage, les cellules adhérentes ont été cultivées en présence de macrophage-SFM. Après 24h de culture dans ce milieu pour les différentes expériences, les monocytes humains se différencient en macrophages (macrophages dérivés de monocytes humains, MDM).

Traitement par les dithiocarbamates : zirame et disulfirame

Les concentrations du zirame et du disulfirame évaluées dans notre étude varient de 0,01 à 10 µmol.L⁻¹. Les faibles doses choisies ont été basées sur la teneur résiduelle retrouvée en disulfure de carbone (CS₂) au niveau de ces deux dithiocarbamates. Des solutions stocks de pesticides (100 mmol.L⁻¹) ont été préparées dans du diméthylsulfoxyde (DMSO) et stockées à -20°C. Chaque aliquot a été décongelé et utilisé une seule fois. Les dilutions requises ont été préparées immédiatement avant utilisation dans les milieux de culture, de façon à ce que le taux de DMSO ne dépasse pas une concentration finale de 0,01%.

Évaluation de la mortalité cellulaire par dosage LDH

Les effets du zirame et du disulfirame sur la mortalité des monocytes/macrophages ont été évalués après une période d'exposition de 24h en dosant le taux de lactate déshydrogénase (LDH), une enzyme cytoplasmique, libérée dans le milieu de culture à l'aide du kit « LDH Cytotoxicity Assay » de Pierce. Le pourcentage de toxicité cellulaire des cellules traitées avec les dithiocarbamates par rapport au contrôle négatif (DMSO) était calculé selon l'équation : % de toxicité = ((activité LDH du milieu de culture des cellules traitées – activité LDH spontanée du lot DMSO)/(activité LDH maximum après lyse cellulaire – activité LDH spontanée du lot DMSO)) × 100.

Évaluation du stress oxydatif induit par le zirame et le disulfirame

La mesure des radicaux libres oxygénés (RLO), libérés par les MDM, est réalisée par la technique de chimioluminescence dépendante du luminol. Les monocytes ont été cultivés pendant 24h dans une plaque de 96 puits (1,5 x 10⁵ monocytes / puits) en présence des différentes concentrations de zirame ou de disulfirame ou en présence de DMSO (groupe contrôle). Au bout des 24 heures, le milieu de culture a été retiré et les cellules adhérentes ont été lavées avec de l'HBSS et la capacité des MDM à produire des RLO a été mesurée par chimioluminescence en présence de 5-amino-2,3-dihydro-1,4-phtalazinedione (luminol, 66 µmol.L⁻¹) dans un luminomètre à 37°C (EnVision de Perkin Elmer). La chimioluminescence a été mesurée 1h30 et l'analyse statistique a été réalisée en utilisant l'aire sous la courbe.

Évaluation des effets du zirame et du disulfirame sur l'activité phagocytaire des macrophages

La capacité de phagocytose des macrophages a été évaluée à l'aide du kit « pHrodo™ Green Zymosan Bioparticles™ Conjugate » de Thermofisher. Les monocytes ont été exposés en présence du zirame et du disulfirame pendant 24h puis après lavage, du zymosan non opsonisé (parois de *Saccharomyces cerevisiae*) marqué au pHrodo a été ajouté et la phagocytose a été mesurée à 37 °C. Le taux de zymosan internalisé par les MDM au bout de 2h a été déterminé par quantification de la fluorescence à l'aide d'un fluorimètre (Envision de PerkinElmer).

Analyse des cytokines et chimiokines pro-inflammatoires des macrophages

Après 24h d'incubation en présence ou non des dithiocarbamates et d'agoniste inflammatoire (LPS), les surnageants de culture ont été prélevés et les taux d'IL-1 β , de TNF α , de l'IL-6 et de CCL2 ont été mesurés par la technique d'ELISA (Invitrogen) selon les recommandations du fabricant.

Analyse de l'expression des gènes induits par le zirame et le disulfirame dans les macrophages

Pour évaluer le niveau d'expression des ARNm de marqueurs impliqués dans le stress oxydant des macrophages, les monocytes ont été traités avec le zirame et le disulfirame pendant 4h. L'ARN total des MDM a été isolé à l'aide d'un kit d'extraction « EZ-10 Spin Column Total RNA Minipreps Super Kit » de BioBasic, selon les recommandations du fabricant. La PCR a été faite sur le LightCycler 480. Les valeurs des gènes cibles ont été normalisées avec celle de la GAPDH.

Analyses statistiques

Les résultats sont exprimés comme la moyenne \pm erreur standard de la moyenne (SEM) de trois expériences indépendantes réalisées au moins en triple. Les analyses statistiques ont été réalisées avec GraphPad PRISM 5. Les différences statistiques entre deux groupes (traité et véhicule) ont été évaluées à l'aide d'une analyse de variance unidirectionnelle ou bidirectionnelle (ANOVA) suivie respectivement par des comparaisons multiples de Bonferroni. Le niveau de signification a été fixé à $p < 0,05$.

Résultats et discussion

Effet du zirame et du disulfirame sur la mortalité cellulaire

La cytotoxicité des macrophages dérivés de monocytes humains (MDM) vis-à-vis du zirame et du disulfirame a été évaluée en mesurant le taux de LDH libéré dans le milieu. Pour cela, les MDM ont été exposés à différentes concentrations de zirame et de disulfirame allant de 0,01 à 10 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ pendant 24h. Nous avons montré que le zirame et le disulfirame induisaient une faible toxicité des MDM de façon comparable à 1 et 10 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, soit 4% pour le zirame et 6% pour le disulfirame (Fig. 1).

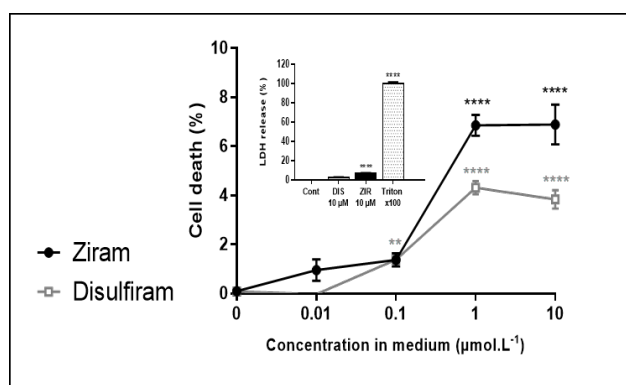


Fig 1. Effet du zirame et du disulfirame sur la cytotoxicité des MDM. Les données correspondent à la moyenne \pm SEM, $n=20$. (** $p < 0,01$, **** $p < 0,0001$)

Effet du zirame et du disulfirame sur l'activité phagocytaire des macrophages

Afin d'évaluer l'impact de ces deux dithiocarbamates sur les fonctions des monocytes/macrophages et notamment sur l'activité phagocytaire des macrophages, nous avons exposé les cellules à différentes concentrations de zirame et de disulfirame, puis à l'aide du zymosan non opsonisé, nous avons évalué la fonction phagocytaire de ces cellules. Le taux de zymosan internalisé par les macrophages a été mesuré par fluorescence. Nous avons montré que le zirame à 0,1 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ augmente l'activité phagocytaire des macrophages vis-à-vis du zymosan alors qu'il l'inhibe totalement (92%) à 10

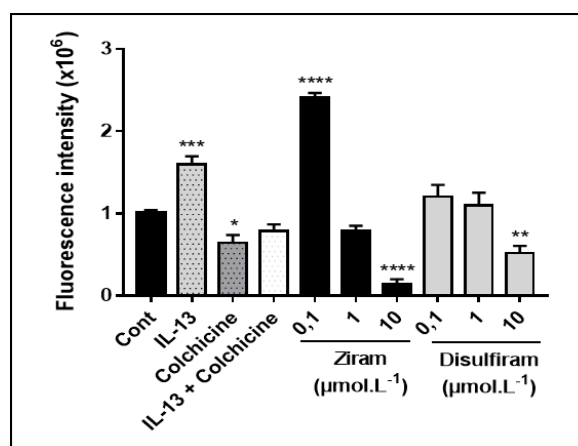


Fig 2. Effet du zirame et du disulfirame sur l'activité phagocytaire des MDM vis-à-vis du zymosan. Les données correspondent à la moyenne \pm SEM, $n=3$. (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$, **** $p < 0,0001$)

$\mu\text{mol.L}^{-1}$ (Fig. 2). Le disulfirame, qui n'a pas d'effet à 0,1 ni à 1 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, diminue la capacité des macrophages à phagocyter la paroi de levure à 10 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, mais de façon moins importante (32,5%) que celle qui a été constatée en présence du zirame (92% d'inhibition) (Fig. 2). La figure 2 montre aussi que l'IL-13 utilisé comme contrôle positif de l'induction de la phagocytose du zymosan par les macrophages est inhibée par la colchicine, un puissant inhibiteur de la phagocytose.

Effet du zirame et du disulfirame sur l'activité oxydative des monocytes

Pour étudier les effets du zirame et du disulfirame sur la capacité des MDM à produire des radicaux libres oxygénés, le taux de RLO en absence ou en présence de concentrations croissantes de zirame et de disulfirame a été mesuré. Nous avons montré que le zirame n'a pas eu d'effet pour les concentrations allant de 0,01 à 1 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, mais nous avons pu observer une inhibition de 97% de la production des RLO en présence du zirame à 10 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (Fig. 3A). Le disulfirame n'a pas eu d'effet sur l'hyperactivité oxydative du macrophage, quelles que soient les doses étudiées (Fig. 3B). La très faible toxicité du zirame à la dose 10 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (6%) n'explique pas l'effet inhibiteur observé à cette dose puisque le disulfirame, qui n'a pas d'effet sur l'hyperactivité oxydative des MDM, présente une cytotoxicité comparable à 10 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (4 %). Fait intéressant, le traitement simultané du disulfirame à 10 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ avec du ZnSO_4 à 2 ou 10 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ a considérablement diminué la capacité du macrophage à produire des radicaux libres oxygénés (Fig. 3C).

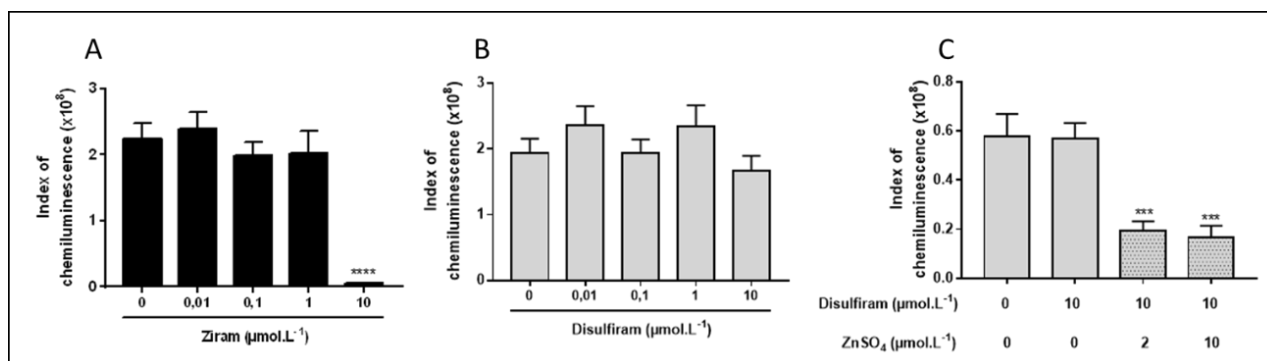


Fig 3. Effet d'une exposition au zirame et au disulfirame associé ou non au zinc sur la production de RLO par les MDM. Les données correspondent à la moyenne \pm SEM, n=30. (***) p <0.001, (****) p <0.0001

Effet du zirame et du disulfirame sur l'expression génique de molécules impliquées dans le stress oxydant

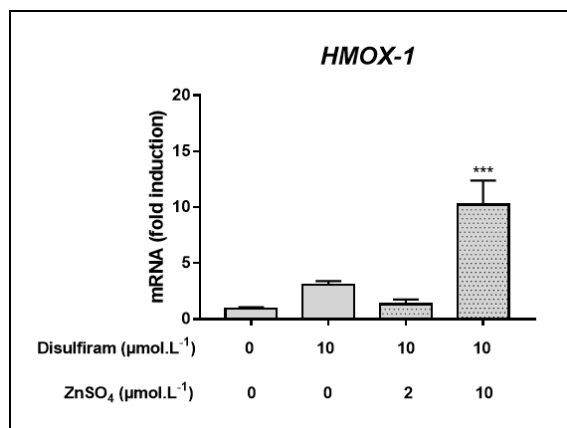


Fig 4. Effet d'une exposition au disulfirame associé ou non au zinc sur l'expression de l'HMOX-1 par les MDM. Les données correspondent à la moyenne \pm SEM, n=3. (***) p <0.001

Pour élucider l'impact des deux dithiocarbamates, le zirame et le disulfirame, sur le stress oxydant au niveau des MDM, nous avons évalué le niveau d'expression des ARNm de l'hème oxygénase (*HMOX-1*), de la *NADPH* déshydrogénase quinone 1 (*NQO1*), de la *catalase* (*CAT*) et de la *superoxyde dismutase* (*SOD*) après exposition des MDM pendant 4h au zirame ou au disulfirame. Concernant l'*HMOX-1*, nous avons montré que le zirame à 1 et 10 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ induisait l'expression de ce gène anti-oxydant (15% et 7% respectivement). Quant au disulfirame, il a également induit l'expression de l'*HMOX-1* à 1 et 10 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ mais de façon moins importante (6% et 2% respectivement) que celle qui a été constatée en présence du zirame. Ces résultats ont également été

retrouvés pour les autres gènes impliqués dans le stress oxydant tels que *NQO1*, la *CAT* et la *SOD* (données non montrées). La figure 4 montre que le disulfirame associé au zinc induit l'expression de *HMOX-1*, de façon comparable à celle du zirame à 10 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (10%).

Effet du zirame et du disulfirame sur la production des cytokines pro-inflammatoires par les MDM induite par le LPS

Pour étudier les effets du zirame et du disulfirame sur la production des cytokines et chimiokines pro-inflammatoires, nous avons mesuré les niveaux d'IL-1 β , de TNF α , de l'IL-6 et de CCL2 libérés dans le milieu de culture par les macrophages stimulés par des LPS en absence ou en présence de concentrations croissantes de zirame et de disulfirame associés ou non au zinc. Concernant la production du TNF α induite par le LPS, alors que le zirame aux doses de 0,01 à 1 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ n'a pas eu d'effet, à la dose 10 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, le zirame a inhibé totalement la production de cette cytokine (Fig. 5A). Le disulfirame, quant à lui, n'a pas eu d'effet sur la production de TNF α quelles que soient les doses testées allant de 0,01 à 10 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (Fig. 5B). Fait intéressant, le traitement simultané du disulfirame à 10 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ avec du ZnSO $_4$ à 2 ou 10 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ a considérablement diminué la capacité du macrophage à produire du TNF α induite par le LPS (Fig. 5C). Ces résultats concernant la production des cytokines ont également été retrouvés en analysant d'autres cytokines pro-inflammatoires telles que l'IL-1 β , l'IL-6 et la chimiokine pro-inflammatoire CCL2.

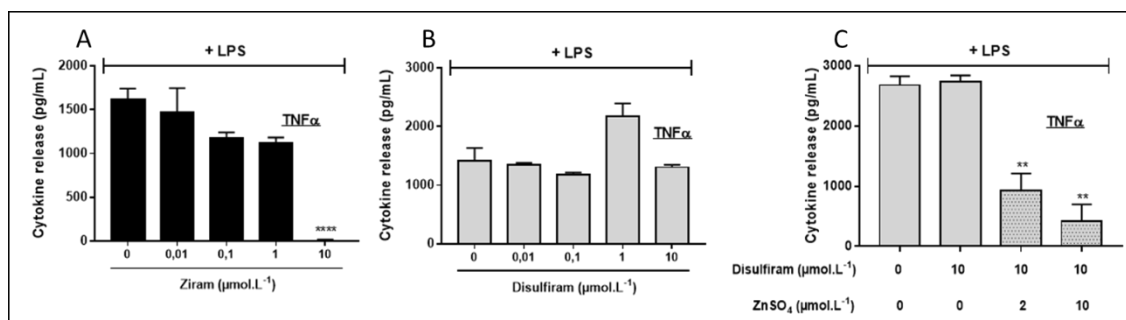


Fig 5. Effet d'une exposition au zirame et au disulfirame associé ou non au zinc sur la production de la cytokine pro-inflammatoire TNF α par les MDM stimulés au LPS. Les données correspondent à la moyenne \pm SEM, n=3. (** $p < 0.01$, **** $p < 0.0001$)

Conclusion

L'ensemble de ces résultats révèle qu'un fongicide appartenant à la classe des dithiocarbamates, le zirame, peut inhiber les fonctions des monocytes/macrophages à fortes doses et que cette inhibition serait au moins partiellement due au zinc contenu dans la molécule. Le zirame présente des effets immunomodulateurs qui pourraient avoir des conséquences sur les propriétés anti-infectieuses et anti-tumorales des monocytes/macrophages, cellules clés de l'immunité innée. Puisque le zirame à la faible dose de 0,1 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ augmente la phagocytose des parois de *Saccharomyces cerevisiae* comme l'IL-13 mais qu'il l'inhibe totalement à 10 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, des études sont en cours pour préciser l'orientation phénotypique et fonctionnelle des macrophages en fonction de la dose de zirame. Cela devrait permettre d'évaluer le risque immunotoxique d'une exposition au zirame et par conséquent de définir si une éventuelle exposition des professionnels au zirame peut faire apparaître des pathologies infectieuses et tumorales associées à des dysrégulations de la réponse immunitaire innée.

Références

1. Taylor, T.R., T. Tucker, and M.M. Whalen, Persistent inhibition of human natural killer cell function by ziram and pentachlorophenol. *Environ Toxicol*, 2005. 20(4): p. 418-24.
2. Li, Q., M. Kobayashi, and T. Kawada, Effect of ziram on natural killer, lymphokine-activated killer, and cytotoxic T lymphocyte activity. *Arch Toxicol*, 2012. 86(3): p. 475-81.

3. Corsini, E., et al., Molecular mechanisms underlying mancozeb-induced inhibition of TNF-alpha production. *Toxicol Appl Pharmacol*, 2006. 212(2): p. 89-98.
4. Kanemoto-Kataoka, Y., et al., Zinc is a determinant of the cytotoxicity of Ziram, a dithiocarbamate fungicide, in rat thymic lymphocytes: possible environmental risks. *Toxicol Res (Camb)*, 2017. 6(4): p. 499-504.

Evaluation des risques pour les riverains lors de pulvérisations de pesticides (résumé court)

Remy Suzanne (1), Ruthy Ingrid (1)

⁽¹⁾ Institut Scientifique de Service Public, 200 Rue du Chéra, 4000 Liège. Belgique – s.remy@issep.be

Introduction

Dans les zones agricoles, les phénomènes de dérive durant la pulvérisation ou les phénomènes de volatilisation à partir du sol ou de la végétation peuvent être une source d'exposition aux phytopharmaceutiques (PPP) non négligeable pour les personnes résidant dans le voisinage des cultures traitées (Inserm, 2013)¹. L'objectif de cette étude était de calculer les risques liés aux pesticides en bordure de champ lors d'épisodes de pulvérisation de pesticides réalisés selon les bonnes pratiques agricoles. Un focus de l'impact du facteur d'absorption dermique sur le risque total est présenté.

Méthode

Durant la période de mai à aout 2018, des prélèvements de substances actives (SA) dans l'air et via les dépôts sur des capteurs passifs au sol ont été collectés en bordure de champs lors de 7 applications de pesticides réalisées selon les bonnes pratiques agricoles (grandes cultures : froment, pomme de terre, maïs). Les échantillons ont été prélevés à des distances croissantes de la bordure du champ traité (à 1 m, 6 m, 10 m, 25 m, 50 m) et durant les 48 h qui ont suivis le début des pulvérisations (après 2 h, 12 h, 24 h et 48 h). Au total, pour l'ensemble des pulvérisations, des données ont été obtenues pour 19 substances actives. Les risques pour la santé ont été calculés sur base des équations et des paramètres préconisés par le modèle de l'EFSA utilisé lors de l'agrégation des substances actives au niveau européen. Les risques sont calculés à la fois à l'aide du facteur d'absorption dermique par défaut et du facteur d'absorption dermique spécifique de la substance dans la formulation pulvérisée.

Résultats et discussion

En bordure immédiate du champ (à 1 m), l'indice de risque calculé pour 4 SA sur 19 (metobromuron, prosulfocarbe, cymoxanil, terbuthylazine) est nettement supérieur à 1, signifiant que le risque d'effet toxique n'est pas à exclure. En utilisant les valeurs d'absorption dermique spécifiques des SA, l'indice de risque est supérieur à 1 pour 3 SA sur 19 (metobromuron, prosulfocarbe, terbuthylazine).

A 6 m et à 10 m de la bordure du champ, 2 SA (metobromuron, prosulfocarbe) et 1 SA (prosulfocarbe) présentent respectivement encore un indice de risque supérieur ou proche de 1 lorsque ce sont les facteurs d'absorption dermiques par défaut du modèle qui sont utilisés. A ces distances, plus aucun dépassement n'est observé lorsque ce sont les facteurs d'absorption dermique spécifiques qui sont utilisés. A 25 m et à 50 m de la bordure du champ, les indices de risque passent sous le seuil de 1.

Les risques calculés sont essentiellement attribuables à l'exposition, par voie cutanée et par inhalation, à la dérive de pulvérisation qui a lieu durant les 2 heures qui suivent l'application. La part du risque attribuable à la dérive de pulvérisation par rapport au risque total diminue légèrement en fonction de la distance mais reste toujours importante.

Conclusions

¹INSERM (2013). Pesticides. Effets sur la santé. Synthèse et recommandations. Expertise collective. INSERM, 2013

L'évaluation des risques réalisée à l'aide du modèle de l'EFSA et des données de terrain en bordure de champ lors de pulvérisations indiquent que les risques pour la santé ne peuvent être exclus à moins de 10 m de la bordure du champ. Sur base de ces résultats, il est recommandé d'éviter de pulvériser à une distance inférieure à 10 m en bordure de milieu de vie de la population. L'utilisation d'un facteur d'absorption dermique spécifique de la SA versus par défaut influence considérablement vers le bas les valeurs de risque calculées.

Diminution de l'exposition des agriculteurs par l'amélioration de leurs pulvérisateurs : Démarche de co-construction avec les acteurs de terrain (résumé court)

Gallien Marc (1), Perrin Jean Luc (2), Grimbuhler Sonia (3)

⁽¹⁾ *Directe de Normandie Prévention Agricole, Cité Administrative- 2 rue Saint Sever, 76032 ROUEN CEDEX*

⁽²⁾ *Université de Bourgogne, Institut Universitaire de Technologie, Pôle Licences Professionnelles, 1, Allée des Granges Forestier, 71100 Chalon-sur-Saône*

⁽³⁾ *UMR ITAP, Univ Montpellier, Irstea, Montpellier SupAgro, Montpellier, France*

Les pulvérisateurs, machines complexes, évoluent, intègrent de nouvelles technologies et deviennent plus performants. Assurer une pulvérisation efficace tout en préservant au maximum l'environnement et l'opérateur suppose que l'on exploite au mieux les possibilités de son matériel. Il est souvent considéré que la réduction des expositions passe avant tout par l'amélioration des équipements dès la phase de conception. C'est en effet nécessaire mais pas suffisant pour prévenir les expositions professionnelles. Le choix des équipements contribue lui aussi très largement à cette prévention. Cette question est importante pour la qualité des traitements, la préservation de l'environnement, mais elle est de surcroît une obligation de la part des employeurs. Rappelons que ceux-ci doivent : « mettre à disposition de leurs salariés des équipements appropriés ou convenablement adaptés aux travaux à réaliser ». La question du choix est donc fondamentale. Aujourd'hui, nous ne disposons pas d'outils permettant d'objectiver ces choix de manière claire sur les questions de réduction des expositions.

Dans la logique de conception, un constructeur doit prendre en compte les exigences de la directive machine, dans laquelle ont été introduites des dispositions spécifiques aux équipements de pulvérisation. Pour s'y aider il peut recourir à la norme qui lui donne des pistes de solutions techniques. *A priori* les utilisateurs doivent trouver sur le marché des équipements « conformes ». Seulement dans la réalité, sur le terrain, les « combinaisons » possibles pour « concevoir » son pulvérisateur font que les utilisateurs s'y perdent parfois. Ils priorisent les questions de performance et de protection de l'environnement et mettent au second plan les enjeux de santé et de sécurité au travail. Améliorer la conception des pulvérisateurs en tenant compte des situations de travail et aider les agriculteurs à mieux formaliser leurs choix, c'est assurément les aider dans la réduction de leur exposition. Lors des inspections de pulvérisateurs, le nombre de défauts sur un pulvérisateur varie d'aucun à 28, avec une moyenne de 4,8 défauts détectés.

L'objectif de cette présentation vise à contribuer à la réduction de l'exposition des agriculteurs aux produits phytopharmaceutiques de la préparation de la bouillie au nettoyage/entretien du matériel par l'amélioration de la conception des pulvérisateurs et le choix des pulvérisateurs en tenant compte de l'activité réelle des agriculteurs. En positionnant au cœur du projet les acteurs concernés, les agriculteurs et les constructeurs de pulvérisateurs, cela a permis de mieux comprendre les besoins et les contraintes de tous les acteurs, en tenant compte des situations réelles de travail. Les écarts entre le prescrit et le réel ont ainsi été étudiés.

Deux populations ont été étudiées : 15 agriculteurs normands et les constructeurs ou concessionnaires de pulvérisateurs.

La méthodologie employée s'articule autour des points suivants :

- Identification des critères essentiels sur la qualité de la pulvérisation et sur la sécurité du travailleur et de l'environnement à partir d'entretiens exploratoires en situations réelles de travail ;
- Analyse des besoins et des contraintes des constructeurs dans leur entreprise et des agriculteurs dans leur exploitation par des entretiens ;
- Analyse de l'existant des messages de prévention MSA, firmes, normes, réglementations ;
- Mesure des impacts en termes de réduction des expositions, par des essais de terrain à l'aide de traceurs fluorescents et des enquêtes de terrain auprès de 15 agriculteurs normands ;

- Essais sur le terrain avec traceurs fluorescents, afin de montrer les phases exposantes, les zones du corps exposées et les organes du matériel souillés. Les observations ont été filmées systématiquement ;
- Analyse de l'accessibilité des différents organes du pulvérisateur ainsi qu'une analyse des postures et de l'activité à l'aide du logiciel CAPTIV. Les contraintes physiologiques ont été mesurées.
- Auto-confrontation, présentation des résultats aux agriculteurs et validation par les agriculteurs et les constructeurs ;
- Construire un message de prévention clair avec les acteurs de terrain, et d'un cahier des charges afin d'améliorer la conception des pulvérisateurs en tenant compte de l'activité réelle ;
- Proposition d'une formation aux constructeurs, concessionnaires, préventeurs et agriculteurs à partir des besoins des opérateurs.

Résultats

Les critères de choix des équipements et de la conception de pulvérisation sur des questions de santé et de sécurité au travail ont été étudiés en situation réelle de travail. Des écarts entre le prescrit et le réel ont pu être identifiés, comme la modification des pulvérisateurs, une utilisation des différents organes des pulvérisateurs pour s'aider à incorporer les produits dans la cuve lors de la préparation de la bouillie, ainsi que des mésusages lors des traitements et lors du nettoyage du matériel. Des aberrations de conception des pulvérisateurs telles que l'accessibilité aux filtres, à l'orifice de remplissage, à la préparation de la bouillie sous la rampe souillée ont pu être constatés ...

Lors d'échanges avec les utilisateurs et les constructeurs, les premiers ont du mal à formaliser leur choix d'équipement et leurs besoins, les enjeux de santé et de sécurité au travail sont peu présents, « de toute façon le matériel est aux normes ». Les critères de choix en matière de réduction de l'exposition sont assez peu déterminés et pris en compte lors de l'achat mais aussi lors de la conception des pulvérisateurs.

Des mesures de prévention ont été identifiées, afin de limiter les expositions des opérateurs. Ces messages de prévention acceptables (savoir choisir, c'est savoir se protéger) permettant la réduction de l'exposition aux produits phytopharmaceutiques ont été co-construits avec les différents acteurs, à partir de l'analyse de l'activité et de la validation par les agriculteurs et les concepteurs lors des auto-confrontations.

Ce travail a permis :

- Aux concepteurs du matériel agricole de prendre en considération les besoins des agriculteurs lors des phases de traitement : de la préparation de la bouillie au nettoyage du matériel, et de se rendre compte de l'importance des retours d'expérience de terrain.
- Aux agriculteurs de comprendre les contraintes des constructeurs et concessionnaires.

Ces résultats permettront la construction d'une formation des agriculteurs et des différents acteurs de prévention qui entourent les agriculteurs, ayant pour objectif de réduire leur exposition lors de l'utilisation du matériel de pulvérisation.

Mots Clés : Exposition des agriculteurs, analyse de l'activité, pulvérisateur, message de prévention

Effets de pesticides sur la santé de l'utilisation sur les maraîchers de Santa, Cameroun (résumé court)

Abdulai A.N. (1) et Tarla D.N. (1)

(1) Département de Protection des Végétaux, Faculté d'Agronomie et de Sciences Agricoles, Université de Dschang, Cameroun. Correspondance: hassannkuh@yahoo.com

Ce travail montre les principaux problèmes de santé résultant de l'utilisation de pesticides en agriculture par les maraîchers de la communauté de Santa du nord-ouest du Cameroun. Cette communauté est connue pour son haut niveau d'activités de maraîchage tout au long de l'année. Les travaux ont été effectués de novembre 2013 à février 2014. Santa est situé dans la division Mezam de la région Nord-Ouest du Cameroun et est situé à 5,83 ° de latitude nord et à 10,15 ° de longitude est. Les villages de Santa qui ont participé à ces travaux de recherche incluent : Mbei, Ndzong, Bamok, Akum, Awing, Ntaren, des parties de Babajou et Pinyin. Les données ont été obtenues à l'aide de questionnaires structurés qui ont été administrés à 120 maraîchers utilisant des pesticides. La plupart des agriculteurs interrogés à Santa ont signalé des problèmes de santé après l'utilisation courante de pesticides. Les symptômes les plus fréquemment signalés par les personnes interrogées étaient les troubles de l'estomac : 42 cas (24%), les brûlures de la peau : 31 cas (18%), le catarrhe : 28 cas (16%) et les douleurs thoraciques : 17 cas (10%). Les céphalées : 14 cas (11%) et la toux : 13 cas (10%) ont été moins fréquemment signalées. Cinquante-cinq (55%) des agriculteurs n'ont pas porté de vêtements de protection lors de la pulvérisation. Leurs principales raisons étaient qu'ils ne pouvaient pas les payer (24%), pensaient que ce n'était pas nécessaire (17%), qu'ils n'étaient pas disponibles (2%) et qu'ils prenaient beaucoup de temps (2%). Ceux qui portaient des vêtements de protection ont indiqué les différents vêtements : respirateurs, gants, pantalons, bottes et chemises à manches longues. Parmi les personnes qui ont eu des problèmes de santé avec l'utilisation de pesticides, 33 (28%) ont indiqué qu'elles étaient allées à l'hôpital, 57 (48%) les ont manipulées elles-mêmes et 2 (2%) ont bu de l'huile ou du lait pour résoudre le problème. La majorité des agriculteurs (96%) dépendaient de l'application de pesticides pour lutter contre les organismes nuisibles. Les ingrédients actifs les plus couramment utilisés étaient la cyperméthrine et le diméthoate contre les insectes, le mancozèbe et le maneb contre les champignons et le gramoxone contre les mauvaises herbes. La cause possible de ces problèmes de santé pourrait être due au fait qu'ils ne suivaient pas à la lettre les règles et réglementations liées à l'utilisation des pesticides : par exemple, beaucoup d'entre eux (55%) ne possédaient pas tous les vêtements de protection nécessaires. Les travaux d'Amuoh (2010), qui a mené une étude sur les estimations des risques pour la santé des utilisateurs de pesticides pour la production de fruits et légumes au Cameroun, ont révélé des effets similaires sur la santé des agriculteurs. Cela explique les effets sur la santé que les agriculteurs subissent en raison de l'utilisation de pesticides dans leurs exploitations. Ceci est attribué à l'insuffisance des services de vulgarisation et de formation. La lutte antiparasitaire intégrée est recommandée pour ces agriculteurs. Cela peut être facilement obtenu en organisant des petits groupes d'agriculteurs afin de les former et échanger sur leurs connaissances et leurs expériences.

Mots clés : Santé, Pesticides, Maraîchers, Légumes, Santa (Cameroun).

Quels sont les dangers sanitaires des usages agricoles des pesticides autorisés en Algérie ? (résumé court)

Bettiche Farida (1, 3), Grunberger Olivier (2), Bengouga Khalila (1), Tahar Chaouche Souad (1), Chaib Warda (1), Mancer Halima (1), Belhamra Mohamed (3)

⁽¹⁾ Centre de Recherche Scientifique et Technique sur les Régions Arides, Campus universitaire El Alia Nord, BP N° : 1682, R.P 07000 Biskra, Algérie—farida.bettiche@gmail.com /bettiche.farida@crstra.dz

⁽²⁾ LISAH, Univ. Montpellier, IRD, INRA, Montpellier SupAgro, Montpellier, France—olivier.grunberger@ird.fr

⁽³⁾ Laboratoire Diversité des écosystèmes et dynamiques des systèmes de production agricoles en zones arides « DEDSPAZA », Université Mohamed Khider-Biskra, Algérie—segmadz@yahoo.fr

Si les pesticides sont des produits utiles à la protection des cultures, ils sont également porteurs de dangers environnementaux et de santé. En Algérie, comme dans d'autres pays de la rive sud de la méditerranée, environ 200 ingrédients actifs de pesticides (IA), principalement d'origine organique de synthèse, sont utilisés dans la formulation d'environ 900 spécialités commerciales incluses dans l'Indice algérien des produits phytosanitaires agricoles édité en 2015. L'objectif du travail présenté est de déterminer les problèmes de santé pouvant être causés par les IA dont l'utilisation est autorisée dans l'agriculture en Algérie, en particulier en ce qui concerne les exploitants agricoles manipulant ces pesticides afin de minimiser leur utilisation. Il s'agit de repérer parmi ces molécules celles qui sont susceptibles de poser des problèmes en se basant sur les indices de risque et les problèmes de santé. Nous utilisons : 1) la classification toxicologique de l'OMS (2010) et 2) deux bases de données : Pesticide Properties DataBase (PPDB) et la Bio-Pesticides DataBase (BPDB). L'étude examine donc ces IA d'un point de vue toxicologique. Ensuite, une deuxième étape est de confronter la liste des produits aux usages des agriculteurs afin d'avoir une idée de l'importance de leur utilisation réelle en Algérie dans le contexte de deux systèmes de culture des régions arides (pomme de terre sous pivot et maraîchage sous serre).

Bien qu'ils soient autorisés en Algérie, 27 IA (17%) des 157 pesticides organiques ne sont pas approuvés pour une utilisation agricole au niveau européen, dont sept insecticides (flufenoxuron, diazinon, dichlorvos, métidathion, bêta-cyperméthrine, fenpropathrine, propargite), neuf fongicides (Carbendazime, Manebe, Iprodione, Procymidone, Triforine, Ethaboxam, Bitertanol, Fluzilazole, Hexaconazole), quatre acaricides (bromopropylate, azocyclotine, cyhexatine, oxyde de fenbutatine) et sept herbicides (fluazifopbutyle, trifluraline, prométryne, linuron, cloquintocet-mexyle, méfenpyr diéthyle, Isoxadifen-éthyle).

Aucun IA n'est classé comme extrêmement dangereux (Ia) par l'OMS (2010) et seuls sept insecticides (4,5%) sont classés comme très dangereux (Ib) : oxamyl, abamectine, dichlorvos, métidathion, bêta-cyfluthrine, téfluthrine et zêta-cyperméthrine. En outre, 30% des IA sont classés comme moyennement dangereux (II), 18,5% peu dangereux (III), 26% peu susceptibles de présenter un risque aigu en utilisation normale (U) et 21% ne sont pas répertoriés (NL).

Environ 44%, 36% et 30% des 157 ingrédients actifs organiques autorisés peuvent provoquer une irritation des yeux, de la peau et des voies respiratoires, respectivement. En outre, plus de 27% des IA peuvent avoir des effets sur la reproduction et / ou le développement. Aussi, 26% des IA sont capables d'être des sensibilisants cutanés. Environ 10% des IA sont neurotoxiques alors que 8% sont perturbateurs endocriniens et 6% inhibiteurs de cholinestérase. Seuls 5 et 3% des IA sont cancérigènes et mutagènes, respectivement. Aussi, seuls les IA insecticides sont des inhibiteurs de cholinestérase, en particulier ceux appartenant aux familles chimiques des organophosphorés et des carbamates.

Il y environ 50 matières actives organiques de synthèse autorisées utilisées par les agriculteurs : 32 communément utilisées par les serriculteurs de Biskra et les agriculteurs qui cultivent des pommes de terre dans la région D'El Oued. Plus de 56% de ces IA communs sont des fongicides et 41% sont des

insecticides. De plus, il y a 13 autres IA utilisés uniquement à Biskra et 16 IA utilisés uniquement à El Oued. Aucun herbicide n'a été signalé par les producteurs de serre au Ziban tandis que 7 sont répertoriés à El Oued.

L'étude met en avant quelques substances problématiques qui sont spontanément citées par les agriculteurs comme toxiques (méthomyl, endosulfan, zineb, amitraz, dicofol et thiocyclam-hydrogenoxalate) qui nécessiteraient un examen plus approfondi des conditions de leurs usages. Elle pose le problème de la transmission des informations aux agriculteurs, de la lenteur de la réactualisation de la liste de référence et de la mise en place des interdictions et la nécessité de recommandations renforcées pour certains produits.

Mots-clés : Toxicité, pesticides, Index des produits phytosanitaires à usage agricole, PPDB, BPDB

Risques d'exposition des agriculteurs aux pesticides à Biskra – Algérie (résumé court)

Boukhalfa Hassina Hafida, Guehiliz Naoual, Deghnouche Kahramen

Université Mohamed khider – Biskra, Bp 145 RP 07000, BISKRA, Algérie. hassinaboukhalfa@gmail.com

Les pesticides sont largement utilisés pour contrôler les mauvaises herbes, insectes, champignons et autres ennemis nuisibles aux cultures. Cependant, ces intrants chimiques peuvent atteindre aussi des zones non ciblées ainsi que l'homme via la dérive ou par exposition directe. D'une autre part, la présence de résidus de matières actives en quantités supérieures aux LMRs dans l'alimentation peut engendrer de nombreuses maladies et nuisances à la santé humaine. Pour diminuer ces risques, l'ensemble des législations ont pris des mesures strictes de sécurité alimentaire en imposant des normes bien définies. Ces normes exigent l'instauration de bonnes pratiques agricoles en diminuant, voire défendre l'utilisation de certains intrants chimiques. D'autres mesures sont indiquées pour assurer une utilisation responsable ou la bonne pratique phytosanitaire, et ce aussi bien avant que pendant et après le traitement phytosanitaire. Le respect des doses prescrites et les bons calculs liés aux réglages des pulvérisateurs et aux quantités de bouillies sont parmi les plus importantes. Les produits phytopharmaceutiques peuvent donc être utilisés de manière plus sécurisée tant que les prescriptions d'utilisation sont respectées pour garantir la santé des hommes, des animaux et de l'environnement. En termes de santé, le premier concerné est l'opérateur. A tous les stades du traitement, il peut être exposé à des risques d'intoxication aiguë ou chronique. Se protéger efficacement pendant toutes les étapes du traitement, depuis la préparation de la bouillie jusqu'au nettoyage du pulvérisateur devient primordial. Dans ce contexte, nous avons essayé d'évaluer les risques d'exposition liés aux scénarios réalistes de déroulement des opérations d'application des produits de traitement des cultures par les agriculteurs de la région de Biskra. Une enquête réalisée auprès de 175 agriculteurs a révélé que 87% des agriculteurs de la région traitent leurs cultures. La totalité des cultures sous serres sont traitées (56 agriculteurs) alors que seulement 39% (22 agriculteurs) de ces agriculteurs connaissent ce que signifie un délai avant récolte (DAR). Sur les 22 agriculteurs qui connaissent les DAR, seulement 9 agriculteurs le respectent. Parmi les enquêtés, 44% cultivent des céréales. 67,53% (52 céréaliculteurs) des agriculteurs traitent leurs céréales. 16 utilisent BRUMBY 80 EC et GRANSTAR 75 DF, trois d'entre eux utilisent aussi DAMINE 600, deux autre utilisent DESORMONE LOURD D et un utilise BASAGRAN. Dix céréaliculteurs (19% des céréaliculteurs qui utilisent des PPP) utilisent TAXOS, ZOOM, COSSACK OD, PALLAS 45 ODV, MUSTANG 360 SE et Chevalier mais ils se protègent par le port des EPI pendant la phase de préparation de la bouillie ainsi que pendant la phase de traitement. Ces derniers déclarent qu'ils respectent la dose prescrite. Parmi ces céréaliculteurs, 22 utilisent des fongicides sans port d'EPI pendant les deux phases de préparation de bouillie et de traitement, ils ont tous déclaré qu'ils utilisent des doses supérieures à la dose prescrite. Seulement deux agriculteurs ont déclaré avoir utilisé un insecticide en parallèle avec des herbicides (DURSBAN ou DECIS 25 EC). Ces derniers ont déclaré qu'ils mettent seulement des gants et des bottes pendant la préparation de leurs bouillies et qu'ils utilisent des doses d'insecticides supérieures aux doses prescrites. Afin d'affirmer ou infirmer que ces agriculteurs procèdent à des pratiques phytosanitaires qui les mettent en risques sanitaires avérés, nous avons utilisé leurs scénarios de traitements pour alimenter le modèle d'exposition des opérateurs britannique (UK) sous forme de tableaux Excel. Sur ce modèle les données sont regroupées en trois catégories, des valeurs à introduire impérativement (formulation, concentration en matière active), des valeurs sélectionnées par défaut ou modifiables par l'utilisateur (surface traitée/jour en fonction du scénario) et des valeurs invariables (durée de préparation). Les éléments du scénario de traitement sont : type de culture (basse, haute, serres), type de pulvérisateur (rampe de buses, à dos...), surface journalière traitée (ha), durée d'application (heures), type de formulation (liquide, solide), volume/ha et EPI portés (selon étiquette). Les sorties du modèle sont des quantités de matières actives aux quelles sont exposés les agriculteurs en fonction des scénarios de leurs pratiques phytosanitaires en milligramme de substance active par kilogramme de poids vif par jour. Ces valeurs d'exposition sont ensuite comparées aux valeurs

toxicologiques de référence dans le cas d'exposition aux matières actives, l'AOEL (acceptable Operator Exposure Level). Les résultats obtenus révèlent que la totalité des agriculteurs qui traitent des cultures sous serres sont exposés à des quantités de matières actives qui dépassent l'AOEL. Ce dépassement de limites d'expositions est principalement lié au non respect des doses et à la négligence du port d'équipements de protection individuels. Peu de ces agriculteurs respectent les DAR, ce qui peut avoir des conséquences sur les taux de résidus de pesticides dans leurs récoltes et risque de nuire à la santé des consommateurs. La céréaliculture à Biskra occupe la deuxième place après la phoeniciculture, nos résultats montrent que 72% des enquêtés qui utilisent des traitements phytosanitaires sont exposés à des taux de pesticides qui dépassent l'AOEL de la matière active manipulée. Le dépassement de l'AOEL indique que l'opérateur encourt un risque sanitaire. La négligence du port des EPI et le non respect des doses d'application sont les principales causes du risque. L'étude doit être complétée par une enquête sur les problèmes de santé et malaises chez les opérateurs qui encourrent un risque avéré afin de pouvoir sécuriser leurs pratiques phytosanitaires.

Mots-clés : *Pesticides, pulvérisation, risques d'exposition, opérateur, bonnes pratiques phytosanitaires.*

Procédure d'homologation des produits phytopharmaceutiques : Prise en compte de l'exposition aux produits phytopharmaceutiques dans l'air – explication pour les promeneurs et riverains (résumé court)

Laurent Sonia, Maillet-Mezeray Julie

BAYER SAS, 16 rue Jean Marie Leclair 69009 Lyon Vaise, France ;

sonia.laurent@bayer.com ; julie.mailletmezeray@bayer.com

L'exposition aux produits phytopharmaceutiques dans l'air est prise en compte dans la procédure d'Autorisation de Mise sur le Marché (AMM) des produits phytopharmaceutiques. Cette prise en compte s'est renforcée depuis le 1^{er} janvier 2016 avec la mise en place du nouveau guide d'évaluation des risques de l'EFSA (European Food Safety Authority). Cette évaluation est basée sur les situations les plus à risque. Elle est réalisée pour quatre catégories de personnes :

- L'opérateur/Applicateur, exposé pendant le mélange/chargement et pendant l'application.
- Le travailleur, exposé pendant le travail dans les champs traités.
- Le promeneur, une personne présente par hasard à proximité des zones de pulvérisation.
- Le riverain, habitant près d'une zone de pulvérisation et/ou un enfant venant jouer sur la zone traitée.

L'opérateur et le travailleur sont considérés comme portant a minima des équipements de protection individuelle. Le promeneur et le riverain sont, quant à eux, considérés comme ne disposant d'aucune mesure de protection, c'est-à-dire qu'ils sont directement en contact avec la pulvérisation. On considèrera également qu'ils peuvent être présents dans des lieux ayant reçu de la dérive de pulvérisation. Dans certains cas, comme celui des enfants, on prendra en compte l'exposition potentielle via des objets contaminés. Différents facteurs d'exposition sont donc considérés par le modèle EFSA (2016) utilisé pour les dossiers d'AMM. En effet, à chaque fois, seront pris en compte l'exposition à la dérive de pulvérisation pendant l'application, à la volatilisation après application ainsi qu'aux dépôts de pulvérisation sur des surfaces ayant reçu des embruns. Dans le cas du promeneur, l'exposition lors d'une entrée sur une parcelle en cours d'application ou récemment traitée est également intégrée. Différentes voies d'exposition sont donc considérées / estimées : l'exposition cutanée et respiratoire pour les promeneurs et riverains, ainsi que l'exposition orale pour l'enfant.

Le modèle d'exposition est basé sur le principe des « pires cas » en cumulant :

- Exposition directe 2h/j : exposition cutanée et par inhalation en étant placé à quelques mètres d'un pulvérisateur en marche, avec le vent dans le sens de la dérive vers la personne.
- Respiratoire durant 24h/j : avec un air contaminé à des doses importantes et avec un niveau d'inhalation important.
- Cutanée, via un contact de 2h/j : avec des végétaux (type pelouse) qui ont été fraîchement recouverts d'un flux de pulvérisation à partir d'un champ proche.
- Pour les enfants, on ajoute également l'exposition orale sur la base d'un nombre important de gestes mains-bouches quotidiens, ainsi que d'objets portés à la bouche à partir de doigts contaminés.
- Exposition via l'entrée du riverain 1/4 d'heure/j dans un champ juste traité.

Les modélisations sont basées sur les situations les plus extrêmes en termes de durée et de conditions d'exposition.



Etude promeneur et riverain – représentation des distances à la culture.

Si l'exposition globale, calculée en additionnant ces différentes situations, ne répond pas aux marges de sécurité définies par la réglementation c'est-à-dire qu'elle dépasse des seuils toxicologiques quotidiens, alors la substance n'est pas autorisée. Selon les données d'Air Parif, l'exposition maximale d'un résident est environ 20 fois inférieure à l'exposition professionnelle elle-même déjà jugée sans risque (source : UIPP_ brochure santé 2018).

Pour chaque substance, les facteurs influençant leur présence dans l'air sont étudiés et caractérisés dans les dossiers d'autorisation de mise sur le marché à travers :

- La méthode d'analyse des résidus dans l'air.
- Les facteurs physico-chimiques : aptitude à la volatilisation en pulvérisation, volatilisation à partir des végétaux traités ou du sol (études en laboratoire et en plein air).
- La vitesse de dégradation dans l'atmosphère par l'ozone ou les UV notamment.
- La photolyse en milieu aqueux.

L'exposition globale prend alors en compte les spécificités de chaque molécule.

En complément de la modélisation, des évaluations spécifiques en conditions réelles sont systématiquement réalisées lors des réévaluations régulières européennes et nationales.

Etude des effets toxiques d'un mélange des trios pesticides sur l'histologie de testicule et l'épididyme chez le rat (résumé court)

Bouabdallah Narimene (1), Mallem Leila (2), Abdennour Cherif (1)

(1) Laboratoire d'Ecophysiologie Animale. Département de Biologie. Faculté des Sciences. Université Badji Mokhtar, BP 12, 23000 Annaba, Algérie

*(2) Faculté de Médecine, Département de Médecine Dentaire, Route el Zaafrania, BP 205, 23000, Annaba, Algérie
E-mail : bouabdallahnarimene@gmail.com*

Cette étude a pour but d'évaluer l'effet toxique d'un mélange des trois pesticides les plus utilisés dans le domaine de l'agriculture (cyperméthrine, mancozébe, méthalaxyle) sur l'histologie de quelques organes chez le rat Wistar. 25 rats males pubères ont été répartis en trois groupes. G1 est le groupe témoin et les deux groupes G2 et G3 ont été traités au mélange de 3 pesticides aux doses (1/30 LD50 et 1/60 LD50) dans le régime alimentaire pendant 8 semaines. Nos résultats montrent une diminution significative dans la masse de l'épididyme et le testicule chez les groupes traités surtout à la dose la plus forte comparés au groupe témoin. L'observation des coupes histologiques de testicule montre une diminution du nombre des spermatozoïdes et une atrophie testiculaire avec une diminution du diamètre des tubes séminifères chez les groupes traités au mélange par rapport au groupe témoin. Les coupes histologiques de l'épididyme permettent de distinguer une atrophie et une diminution remarquable des spermatozoïdes dans la lumière du canal épидидymaire, ainsi que la présence de quelques cellules germinales immatures et des débris cellulaires dans l'épididyme des animaux traités comparés au groupe témoin.

Mots clés : cyperméthrine, mancozébe, méthalaxyle, Rat, Histologie, Testicule, Epididyme

Session 6 : *Approches paysagères et territoriales du devenir et de l'impact des pesticides*

Présentations orales :

- **L'entretien des fossés comme levier pour limiter la contamination des eaux par les pesticides**

Dagès Cécile, Bailly Jean-Stéphane, Dollinger Jeanne, Lagacherie Philippe, Voltz Marc

- **Modélisation de l'effet de la configuration paysagère et des pratiques culturales sur la dispersion et le dépôt des pesticides utilisés en agriculture**

Djoughri Meriem, Loubet Benjamin, Benoit Pierre, Mamy Laure, Bedos Carole

- **PESHMELBA : modéliser le devenir des pesticides dans des paysages agricoles en intégrant l'influence des éléments du paysage**

Rouziès Emilie, Barachet Christine, Morel Thierry, Lauvernet Claire, Carluier Nadia

- **Modélisation intégrée du devenir des pesticides dans les paysages agricoles**

Voltz Marc, Bedos C., Crevoisier D., Fabre J.C., Loubet B., Chataigner M., Bankwal P., Barriuso E., Benoit P., Brunet Y., Casellas E., Chabrier P., Chambon C., Dagès C., Douzals J.P., Drouet J.L., Lafolie F., Mamy L., Moitrier N., Personne E., Pot V., Raynal H., Ruelle B., Samouelian A., Saudreau M

- **Evaluation d'une méthodologie d'estimation du risque de contamination des eaux en contexte volcanique tropical**

Campan Pauline, Samouelian Anatja, Crevoisier David, Voltz Marc

- **Une évaluation multicritère des performances socio-économiques et environnementales d'exploitations viticoles bordelaises dans le cadre de la transition agroécologique**

Aouadi Nawel, Macary Francis Alonso-Ugaglia Adeline, Delière Laurent, Roby Jean-Philippe

- **Formation Zones Tampons : limiter les transferts de contaminants**

Morbois Chloé, Carluier Nadia, Achard Anne-Laure, Liger Lucie, Tournebize Julien, Ouvry Jean-François, Pierlot Frédéric, Billy Claire, Dubaele Hélène

Posters :

- **Exposition des sols agricoles et d'organismes non cibles aux pesticides : quelle influence de la mosaïque paysagère ?**

Bertrand Colette, Daniele Gaëlle, Lafay Florent, Vulliet Emmanuelle, Bretagnolle Vincent, Zagatti Pierre, Pelosi Céline, Fritsch Clémentine

- **« Printemps silencieux » sur l'île de la Réunion, un rapace endémique menacé par l'utilisation de pesticides**

Coeurdassier Michael, Villers Alexandre, Augiron Steve, Sage Mickael, Couzi François-Xavier, Lattard Virginie, Fourel Isabelle

- **Exposition des micromammifères aux pesticides actuellement utilisés : différences entre espèces, rôle de l'habitat et du paysage**

Fritsch Clémentine, Coeurdassier Michaël, Raoul Francis, Scheifler Renaud, Hardy Emilie M, Palazzi Paul, Schaeffer

L'entretien des fossés comme levier pour limiter la contamination des eaux par les pesticides (résumé court)

Dagès Cécile (1), Bailly Jean-Stéphane (2), Dollinger Jeanne (1), Lagacherie Philippe (1), Voltz Marc (1)

(1) LISAH, Univ. Montpellier, INRA, IRD, SupAgro, 2 place Pierre Viala 34060 Montpellier, France, Montpellier – cecile.dages@inra.fr

(2) LISAH, AgroParisTech, 2 place Pierre Viala 34060 Montpellier, France, Montpellier

Le constat désormais récurrent de la contamination des eaux superficielles et souterraines, notamment par les pesticides (Commissariat Général au Développement Durable, 2011) a conduit à de nouvelles réglementations pour reconquérir la qualité des eaux (Directive Cadre Européenne sur l'eau 2000/60, Grenelle de l'Environnement 2007). Leur mise en œuvre suppose de concevoir des modes de gestion agricole (changement de pratiques, limitation des usages) et paysagère (haies, terrasses, fossés, zones humides...) pour limiter les impacts sur la qualité des eaux. Parmi les infrastructures paysagères, les fossés sont largement répandus dans les paysages agricoles. Initialement creusés pour différents usages selon les régions (drainage des eaux excédentaires, maîtrise du ruissellement et de l'érosion des sols), les réseaux de fossés jouent un rôle important mais encore insuffisamment pris en compte dans l'analyse et la gestion de la contamination des eaux par les pesticides. A cet effet une méthodologie de diagnostic des réseaux de fossés en fonction des conditions de milieu a été développée afin de fournir aux gestionnaires des masses d'eau le moyen i) d'évaluer les différents impacts (rétention, infiltration) des fossés dans la contamination des eaux et ii) d'identifier les modes de gestion les plus adéquats.

Les travaux présentés ici ont été menés, dans le cadre d'un projet co-financé par l'AFB et d'une thèse financée par l'INRA, et s'appuyant sur l'observatoire OMERE (www.obs-omere.org), des observations de fossés sur les bassins versant de Roujan (Hérault, OMERE), de la Morcille (Beaujolais) et du Ruiné (Charentes) à partir desquels une typologie des fossés a été établie, sur des expérimentations au laboratoire notamment pour déterminer les propriétés de sorption des substrats de fond de fossés, ainsi que sur des explorations numériques de rétention dans les fossés selon leurs propriétés et pour différentes crues contaminantes. Ils montrent :

- La rétention des pesticides à l'échelle d'un fossé est très variable, de 0,5 à 99%. Elle dépend, en plus de la nature de la molécule pesticide, des caractéristiques physiques du fossé, et de la végétation et des résidus (litière, cendres) consécutifs aux pratiques d'entretien (curage, fauche, désherbage chimique, brûlis). Pour des molécules hydrophobes (telles le diuron et le chlorpyrifos), la rétention est la plus élevée en présence d'un fort taux de matière organique et de cendres dans le fossé, tandis que pour une molécule hydrophile comme le glyphosate, la rétention est plus importante dans les fossés incisés dans des sols à texture fine et avec cendres. En outre, la sorption augmente avec la taille de la section des fossés. Ainsi, pour augmenter la rétention, il faut préconiser des fossés larges, entretenus par brûlis ou fauchage.

- L'évolution du fossé suite à une pratique (repousse végétale, décomposition de la matière organique...) différant selon la pratique et la saison, le taux de rétention évolue également dans le temps. Aucune pratique ne s'est ainsi révélée être systématiquement supérieure aux autres, ce qui incite à combiner plusieurs pratiques dans le temps. Ainsi, une stratégie d'entretien consistant à brûler les fossés en hiver et faucher tardivement, en fin d'été, permettrait probablement d'optimiser la capacité de rétention des fossés sur l'ensemble de l'année.

- La localisation au sein du bassin versant des fossés présentant la meilleure capacité de rétention a également un effet sur la qualité des eaux arrivant à la rivière. Les résultats actuels indiquent que la localisation des fossés à forte capacité de rétention sur l'aval du réseau est plus efficace que celle sur l'amont.

- L'ensemble de ces résultats et la méthode ayant permis de les obtenir ont alimenté deux guides méthodologiques. Ils proposent aux gestionnaires une grille d'analyse pour i) établir un diagnostic de la capacité de rétention des fossés à partir de descripteurs facilement observables, et ii) identifier des pistes pour améliorer le rôle de rétention des fossés via leur entretien et via leur localisation dans le paysage.

Les apports cognitifs et méthodologiques de ces travaux posent les bases d'évaluations de scénarios de gestion des réseaux de fossés à l'échelle du paysage et à l'échelle annuelle.

Il convient désormais d'intégrer le devenir des pesticides (dégradation et transfert vers les nappes et l'air) et de mieux prendre en compte l'évolution à long terme des propriétés des fossés (e.g. dynamiques de communautés végétales post-entretien). Ces travaux, couplés à l'évaluation d'autres fonctions, telles que celles d'assainissement agricole ou de corridor écologique, permettront à terme d'évaluer le bouquet de services écosystémiques rendus par les fossés.

Modélisation de l'effet de la configuration paysagère et des pratiques culturales sur la dispersion et le dépôt des pesticides utilisés en agriculture (résumé long)

Djoughri Meriem (1), Loubet Benjamin (2), Benoit Pierre (2), Mamy Laure (2),
Bedos Carole (2)

(1) INRA, UMR LISAH, place Pierre Viala 34060 Montpellier – meriem.djoughri@inrae.fr

(2) ECOSYS, INRA-AgroParisTech-Université Paris-Saclay 78850 Thiverval-Grignon (France)

Introduction

Dans la perspective de répondre à l'enjeu mondial de la sécurité alimentaire et avec l'apparition des produits de synthèse, les systèmes de cultures se sont orientés vers une intensification de l'utilisation des intrants (Özkara, Akyil et Konuk, 2016), causant ainsi la contamination des compartiments environnementaux (sol, eaux et atmosphère) des écosystèmes ciblés et non-ciblés par le traitement, les pesticides étant susceptibles de se disperser au-delà de la zone d'épandage (Aubertot et al., 2005). Ce transfert de pesticide constitue non seulement une perte économique pour l'agriculteur, une réduction de leur efficacité contre les bio-agresseurs, mais aussi un risque pour l'environnement et les êtres vivants (Duttweiler and Malakhov, 1977 ; Waite et al., 2002 ; Osman Tiryaki, 2010).

Des études de modélisation ont montré que les transferts atmosphériques des pesticides volatilisés depuis la surface traitée et leur dépôt hors parcelle traitée peuvent contribuer fortement à la contamination des zones non ciblées (Ellis et al., 2010). Cette contribution peut dépasser la contribution des gouttelettes de pulvérisation transportées par le vent et déposées hors du champ traité (dérive), selon les composés et la distance considérée (Bedos et al., 2013). Cependant, jusqu'à présent, l'influence de l'organisation spatiale du paysage (présence de haies par exemple) et des pratiques agricoles sur le transfert de pesticides à l'échelle du paysage a peu été prise en compte (PELOSI, 2014).

Dans le but de réduire la contamination des zones non cibles par le transfert atmosphérique de pesticides, une étude sur l'influence de la structure du paysage et des pratiques agricoles sur le transfert de pesticides est nécessaire afin d'identifier les pratiques agricoles durables et les éléments du paysage qui contribuent ou résistent au transfert de pesticides dans les écosystèmes non ciblés.

Notre étude s'inscrit dans cette problématique dans le cadre du projet RESCAPE "Résistance des terres agricoles aux transferts de pesticides dans les sols et les organismes vivants" (APR Pesticides 2014, coordination : C. Pelosi, UMR INRA / AgroParisTech Ecosys). Le cadre général de ce projet se base sur un paysage agricole en grandes cultures issus de la zone d'étude ZA PVS (Zone Atelier Plaine et Val de Sèvre, Chizé) dans laquelle 60 fenêtres paysagères ont été définies à partir de niveau d'usage des pesticides et des gradients de fragmentation du paysage. Des prélèvements de sol et d'organismes dans des éléments clés du paysage (parcelle en blé cultivée, prairie et haie) ont été réalisés pour déterminer leur niveau de contamination aux pesticides.

À travers l'étude ici présentée, nous allons tenter d'illustrer par le biais de la modélisation l'influence de la configuration du paysage et des pratiques agricoles menées sur les parcelles de blé des fenêtres sur la résistance des agroécosystèmes au transfert atmosphérique horizontal de pesticides dans l'environnement et donc à la contamination des zones non ciblées. Pour se faire, la volatilisation des pesticides depuis la parcelle de blé traitée est calculée en fonction du type de pesticides utilisé et de la période d'application. Puis des scénarios sont construits pour représenter les éléments paysagers pouvant influencer la dispersion atmosphérique des pesticides volatilisés et simuler in fine leur dépôt sur les écosystèmes non ciblés (sol de prairies ou de haies).

Matériel et méthodes

Démarche

Notre démarche s'est déclinée en trois parties.

La première partie consiste à la construction des scénarios de simulation qui intègrent les aspects « variation des éléments paysagers » et « des pratiques agricoles » qui vont par la suite être utilisés lors de la deuxième étape pour simuler la volatilisation et la dispersion des pesticides tout au long des configurations paysagères choisies. La troisième et dernière partie consiste à calculer le dépôt selon un schéma résistif (Figure 11).

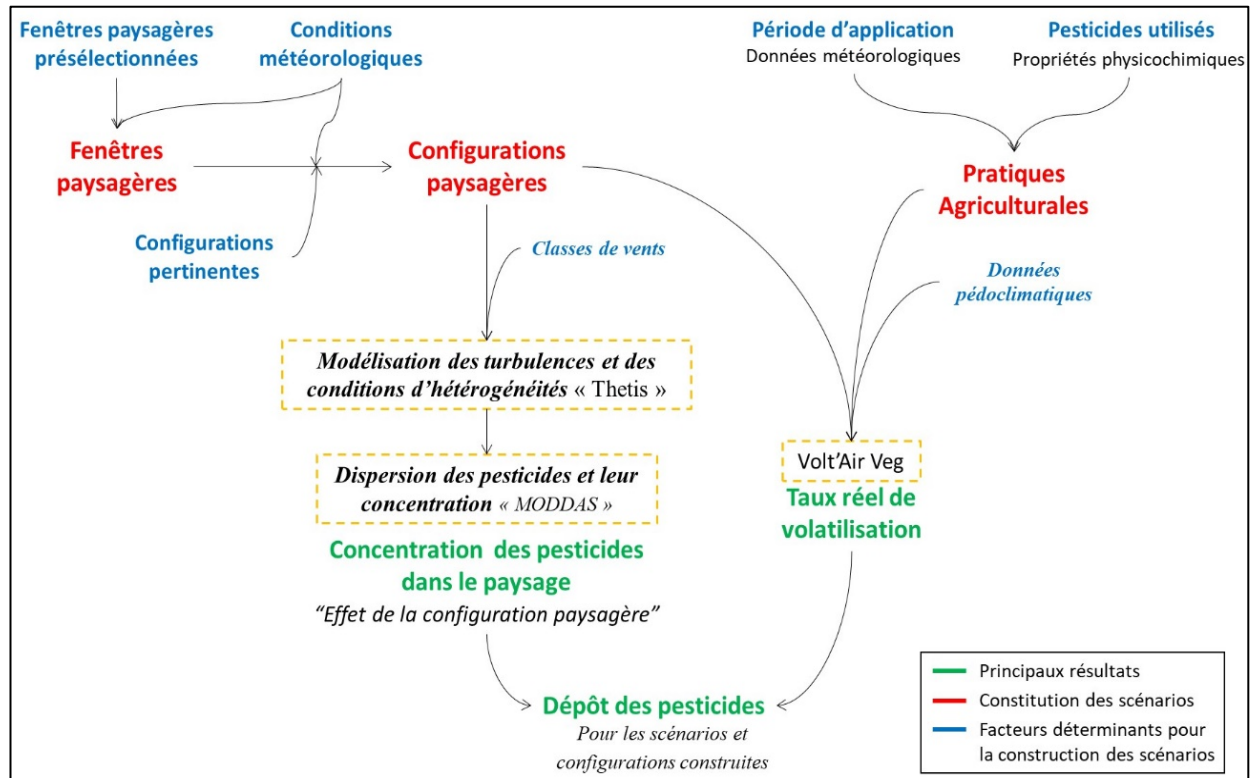


Figure 11: Schéma descriptif de l'approche entreprise

Scénarios

Afin de permettre une comparaison des résultats de dépôts simulés aux concentrations mesurées sur terrain les scénarios ont été élaborés sélectionnant 4 fenêtres sur la base des fenêtres paysagères expérimentales préalablement sélectionnées dans le cadre du projet RESCAPE. Diverses configurations paysagères ont été définies au sein de ces fenêtres selon les emplacements du champ traité (blé) et d'un écosystème non-ciblé situé sous le vent du champ traité (haie ou prairie). Une analyse des vents dominants a été faite à partir des stations météorologiques situées en proximité du site (réseau AgroClim).

Par ailleurs, en analysant les pratiques agricoles issues des enquêtes réalisées par les partenaires du projet, 15 pesticides utilisés sur le blé ont été sélectionnés. Afin de tenir compte des différents facteurs d'influence, plusieurs paramètres ont été considérés pour la construction des scénarios : l'organisation spatiale et les caractéristiques du couvert végétal, les facteurs pédoclimatiques, les caractéristiques physico-chimiques des pesticides et la variabilité de la période d'application. Ainsi, 48 simulations ont été faites sur 8 configurations paysagères contrastées et pour deux périodes de traitement. Le Tableau 2 résume les scénarios simulés.

Tableau 2: Récapitulatif des scénarios simulés

Fenêtres paysagères sélectionnées	4
Configuration paysagères	8
Vitesse de vent ¹⁰ (m/s)	5.3
	3.6
	2.3
Période d'application	Printemps (application sur couvert)
	Hiver (application sur sol nu)

Simulations

Pour simuler la volatilisation et la dispersion des pesticides tout au long des configurations paysagères choisies, trois modèles ont été couplés: 1) Thetis (Foudhil, Brunet and Caltagirone, 2005) qui fournit la turbulence atmosphérique dans la zone simulée, 2) Volt'Air-Veg (Personne *et al.*, 2009; Garcia *et al.*, 2014; Lichiheb *et al.*, 2016) qui fournit le taux de volatilisation à partir de la culture traitée (ici le blé) et 3) Moddas (Loubet, 2000) qui estime la dispersion atmosphérique de pesticides dans la zone simulée en deux dimensions (verticale et sous le vent de la parcelle traitée). Le dépôt gazeux de pesticides en aval de la parcelle traitée a quant à lui été calculé par une approche de transfert résistif à l'aide d'un script R.

Résultats et discussion

Effet des haies sur la dispersion atmosphérique des pesticides

L'analyse des résultats des concentrations de pesticides dans l'air obtenus par le modèle de dispersion nous permet d'identifier un effet prépondérant des haies sur la dispersion atmosphérique des pesticides. Les haies ont un effet d'accroissement sur l'énergie cinétique turbulente en aval de celles-ci, ce qui impacte la concentration atmosphérique de pesticides par effet de dilution. Toutefois, leur effet sur la dispersion des pesticides varie significativement selon leur épaisseur et leur position par rapport à la source.

En absence de haie en amont de la source, la concentration de pesticide augmente progressivement au fur et à mesure que la masse d'air traverse la zone source, s'enrichissant par la fraction volatilisée depuis la surface traitée, jusqu'à atteindre son maximum à la fin de cette dernière, ce qui fait que la parcelle adjacente est soumise à un maximum de concentration (

Tableau 3) (cette concentration va ensuite décroître progressivement au fur et à mesure que la masse d'air s'éloigne de la parcelle traitée. La présence d'une haie en amont de la source peut contribuer à une réduction de la concentration de pesticide transférée à la parcelle sous le vent de la parcelle traitée d'au moins 10% par rapport au cas sans haie en amont de la source. Cela s'explique par l'effet barrière que génère la haie en créant une petite zone de non turbulence immédiatement après elle au début de la source. Cela se traduit par un pic de concentration au début de la source due à la réduction de la dilution, lieu du maximum de concentration pouvant être atteint tout au long de la source, suivie d'une réduction de la concentration à la fin de la source causée par une plus forte dilution suite à l'augmentation de l'énergie cinétique de turbulence en aval de la haie (figure 1).

Il est à noter que cet effet varie en fonction de l'épaisseur et de la position de la haie : plus la haie est large, plus l'effet de dilution est accentué et plus la haie est proche de la source, plus son effet est plus

¹⁰ Vitesses de vent sélectionnées à partir d'une analyse fréquentielle des données météorologiques des trois stations météorologiques les plus proches

notable sur la dispersion des pesticides. En revanche, les haies les plus éloignées de la source n'ont aucun effet sur la dispersion.

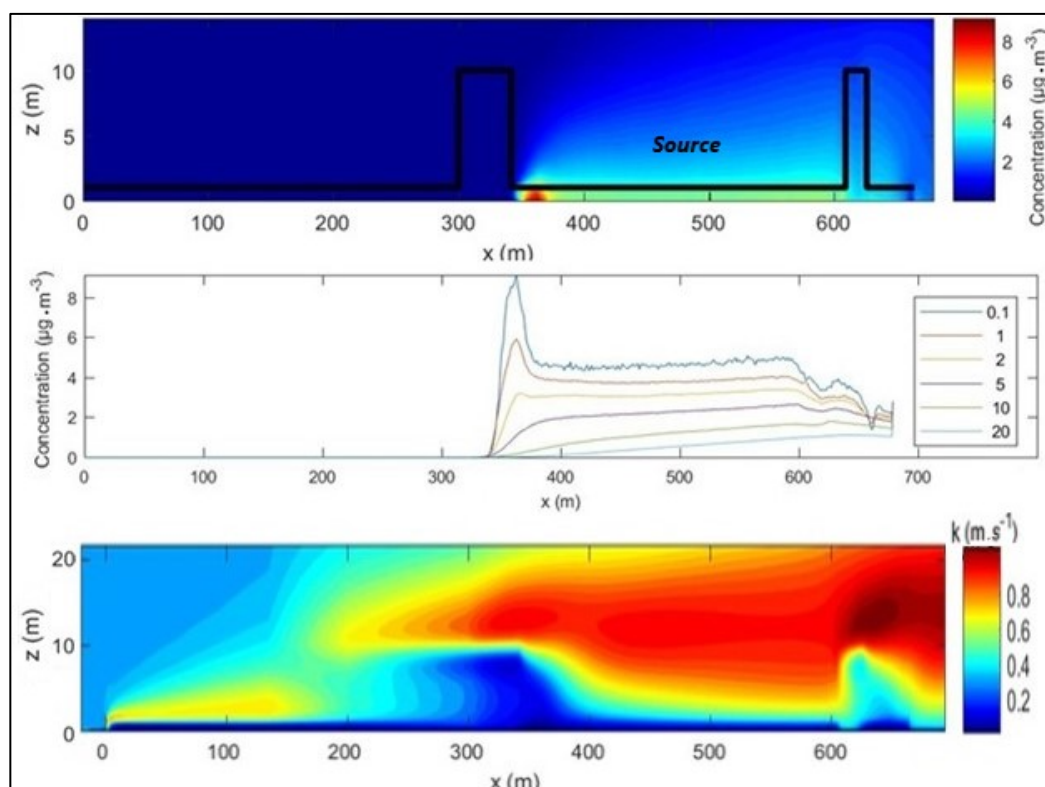


Figure 12: Effet de la présence d'une haie en amont de la source sur la concentration des pesticides en aval
LAI haie =7, vitesse de vent=5.3m/s)

Le premier graphe représente la configuration paysagère simulée (ligne noire) ainsi que la variation de la concentration de pesticides en fonction de la hauteur et de la distance illustrée par un gradient de couleur. Dans le second graphe, la concentration des pesticides dans l'air est représentée à six hauteurs différentes ($z(m)=0.1, 1, 2, 5, 10$ et $20m$) en fonction de la distance. Le troisième graphe représente l'effet des haies sur l'énergie cinétique de turbulence illustré par un gradient de couleur.

Tableau 3: Effet de la présence/absence d'une haie en amont de la source et l'effet de la variation de son épaisseur sur la réduction de la concentration en aval

Facteurs	Configuration paysagère		
	18147_14	8531_1	8531_4
Haie largeur (m)	7	42	/
Pic de Concentration (valeur maximale) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	9.25	5.9	7.0
Moyenne de la concentration à la fin de la source ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	7.6	3.8	7.0
% Pic de concentration maximale	100	100	100
% Moyenne de la concentration à la fin de la source	82	64	100
% Concentration réduite par la haie	-18	-36	0

Effet des pratiques culturales sur le taux de contamination

Afin de voir l'effet des pratiques agricoles sur les dépôts de pesticides sur les zones non cibles, nous avons comparé les résultats du taux de dépôt cumulé sur 30 jours de simulation et sur la zone de dépôts pour les quinze pesticides pour une application au printemps et en hiver et cela pour l'une des configurations établies (la préciser). A noter que dans la pratique, tous les quinze pesticides ne

s'appliquent pas indifféremment en hiver ou au printemps. Nous avons donc identifié également leur période d'application réelle.

La Figure 13 montre que, pour tous les pesticides, la quantité de pesticide déposée est largement supérieure dans le cas d'une application au printemps par rapport à une application 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 de printemps) qu'à partir du sol nu (cas de l'application d'hiver) en raison d'une plus grande adsorption des pesticides gazeux au sol nu qu'avec les feuilles de blé. À cela s'ajoute l'effet des conditions climatiques, puisque comparé aux températures hivernales, les températures printanières étant plus élevées génèrent un taux de volatilisation plus élevé. On remarque également que le taux de volatilisation et la quantité de dépôt varient largement d'un pesticide à un autre et que le même pesticide se comporte différemment d'une saison d'application à une autre, mais aussi selon la surface traitée.

En comparant la quantité de pesticides déposée avec leurs propriétés physico-chimiques, nous avons pu constater que pour une application sur couvert, le dépôt est positivement corrélé à la pression de vapeur du pesticide (la pénétration dans les feuilles n'est pas prise en considération), ce qui signifie que plus le composé est volatil, plus il se déposera. Pour une application sur le sol nu, le dépôt est positivement corrélé au ratio de l'indicateur de volatilisation effective (Eef) (Bedos, Loubet and Barriuso, 2013) qui dépend de la constante de Henry (KH), du coefficient de sorption (KOC) et du temps de demi-vie du pesticide (DT50). Plus (Eef) augmente, plus le pesticide est volatilisé et ce qui fait que la quantité déposée est importante.

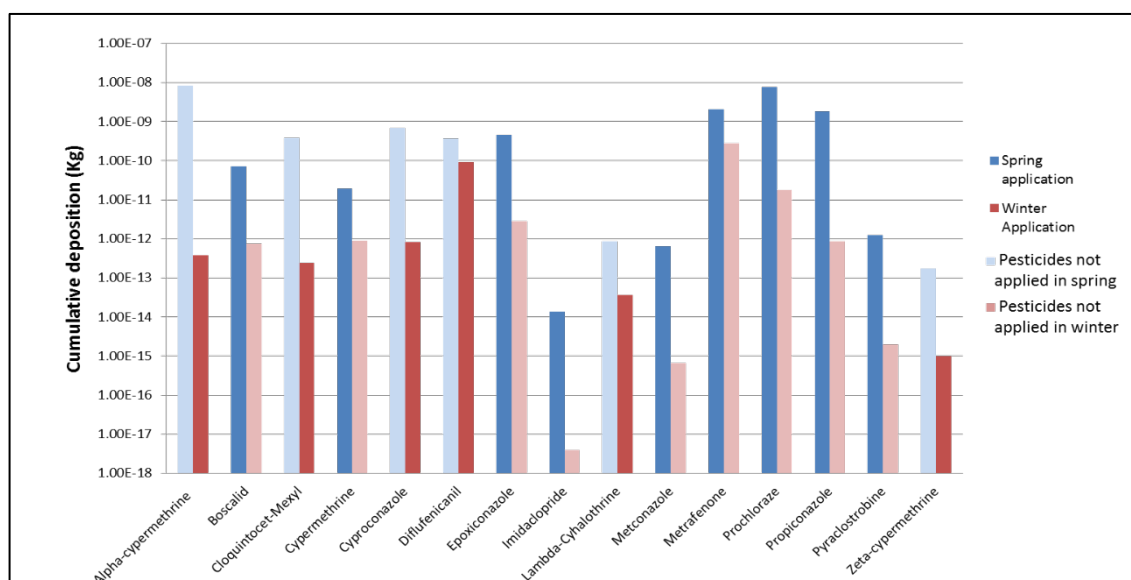


Figure 13: Taux de dépôt cumulé au-dessus de la zone cible (point de mesure) sur 31 jours (après l'application sur le champ de blé)

Les couleurs représentent la saison d'application, où les pesticides appliqués au printemps sont représentés en bleu foncé et ceux non communément appliqués au printemps en bleu clair. Les pesticides appliqués en hiver sont représentés en rouge et ceux non communément appliqués en hiver en rose clair.

Conclusions et perspectives

L'approche de modélisation déployée dans cette étude, après intégration des facteurs clefs (la disposition et les caractéristiques du couvert végétal, les facteurs pédoclimatiques, les caractéristiques physico-chimiques des pesticides et la variabilité de la période d'application) a permis de montrer l'effet prépondérant de deux facteurs sur la dispersion atmosphérique et les dépôts de pesticides dans la zone non ciblée.

Ainsi, les caractéristiques des composés et les périodes de traitement jouent un rôle de premier ordre sur le taux de contamination de l'atmosphère.

Ensuite, l'effet d'un élément paysager en particulier a été mis en évidence, celui des haies, qui, en ayant un effet d'accroissement de l'énergie cinétique turbulente en aval, impactent la concentration atmosphérique de pesticides et donc la quantité déposée sur les zones non-ciblées. Par contre cet effet sur la réduction de la contamination des zones non-ciblées varie significativement en fonction de leur dimension (taille), densité, position (vent en aval/amont du champ traité) et de leur distance par rapport au champ traité.

Dans cette étude, seul le dépôt gazeux après volatilisation a été pris en compte. Pour obtenir des quantités de dépôt plus précises sur les écosystèmes non-ciblées, il conviendra d'intégrer la contribution de la dérive des gouttelettes de pulvérisation. Par ailleurs, une analyse de sensibilité concernant les caractéristiques de la haie (hauteur, largeur, porosité) est également nécessaire pour approfondir notre analyse. Il paraît important d'ajouter par la suite l'interception du composé par la haie. Par ailleurs, la contribution de sources multiples de pesticides dans la même fenêtre paysagère, en lien avec le fait que plusieurs parcelles de la fenêtre paysagère puissent être traitées ainsi que toutes les directions du vent doivent également être prises en compte afin de mieux décrire les conditions réelles.

Remerciements

Les auteurs remercient l'équipe du projet Rescape (projet financé par ONEMA, APR ECOPHYTO « Pesticides » 2014 (MAAF DGER)) ; C. Pelosi, C. Bertrand et C. Fritsch pour la coordination scientifique et financière du projet Rescape, V. Bretagnolle (manager de la zone Atelier Plaine et Val de Sèvre « ZA PVS », CNRS-CEBC, Beauvoir sur Niort) pour les pratiques agricoles ainsi que la cartographie de l'occupation du sol.

Références

- Aubertot, J. N. et al. (2005) 'Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport.', p. 64. doi: 10.1111/j.1365-294X.2008.04048.x.
- Bedos, C., Loubet, B. and Barriuso, E. (2013) 'Gaseous deposition contributes to the contamination of surface waters by pesticides close to treated fields. a process-based model study', *Environmental Science and Technology*, 47(24), pp. 14250–14257. doi: 10.1021/es402592n.
- Foudhil, H., Brunet, Y. and Caltagirone, J. P. (2005) 'A fine-scale $k - \epsilon$ model for atmospheric flow over heterogeneous landscapes', *Environmental Fluid Mechanics*, 5(3), pp. 247–265. doi: 10.1007/s10652-004-2124-x.
- Garcia, L. et al. (2014) 'Modeling pesticide volatilization: Testing the additional effect of gaseous adsorption on soil solid surfaces', *Environmental Science and Technology*, 48(9), pp. 4991–4998. doi: 10.1021/es5000879.
- Hallmann, C. A. et al. (2017) 'More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas', *PLoS ONE*, 12(10). doi: 10.1371/journal.pone.0185809.
- INSERM (2013) Effet des pesticides sur la santé.
- Lichiheb, N., Personne, E., Bedos, C., Van den Berg, F., Barriuso, E., 2016. 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.058>
- Loubet, B. (2000) Modélisation du dépôt sec d'ammoniac atmosphérique à proximité des sources. Université Paul Sabatier-Toulouse III.
- Osman Tiryaki, C. T. (2010) 'The Fate of Pesticide in the Environment', *J. BIOL. ENVIRON. SCI.*, 4(10), pp. 29–38.
- Özkara, A., Akyil, D. and Konuk, M. (2016) 'Pesticides, Environmental Pollution, and Health', *Environmental Health Risk - Hazardous Factors to Living Species*, (June). doi: 10.5772/63094.
- Personne, E. et al. (2009) 'SURFATM-NH3: A model combining the surface energy balance and bi-directional exchanges of ammonia applied at the field scale', *Biogeosciences*, 6(8), pp. 1371–1388. doi: 10.5194/bg-6-1371-2009.
- Tilman, D. et al. (2002) 'Agricultural sustainability and intensive production practices', *Nature*, 418(6898), pp. 671–677. doi: 10.1038/nature01014.

PESHMELBA : modéliser le devenir des pesticides dans les petits bassins versants agricoles en intégrant l'influence des éléments du paysage (résumé long)

Emilie Rouzies (1), Christine Barachet (1), Thierry Morel (2), Claire Lauvernet (1), Nadia Carluer (1)

(1) IRSTEA, Centre de Lyon-Villeurbanne, UR Riverly, 5 rue de la Doua, CS 20244, 69625 Villeurbanne Cedex, France – emilie.rouzies@irstea.fr

(2) CERFACS, 42 avenue Gaspard Coriolis, 31057 Toulouse Cedex 01 – thierry.morel@cerfacs.fr

Introduction

En France, l'utilisation intensive de pesticides entraîne une contamination quasi-généralisée des cours d'eau et des nappes phréatiques. Si le contrôle des usages constitue le premier levier d'action pour atteindre l'objectif de « bon état écologique » imposé par la Directive cadre sur l'eau, la réduction des transferts, depuis les parcelles jusqu'aux cours d'eau, est un autre levier d'action qui doit être considéré. Les transferts de pesticides vers la nappe ou la rivière sont sensibles aux conditions climatiques, aux types de sol, à l'occupation du sol mais également à l'organisation du paysage. En effet, la présence d'infrastructures paysagères (haies, fossés, zones tampons, routes...) peut influencer les transferts en les ralentissant et en les atténuant (rôle des zones tampons, Lacas et al., 2005) ou en les accélérant (par exemple certains fossés, notamment s'ils sont curés, Dollinger, 2016). Ainsi, lorsqu'on réfléchit à l'implantation de telles solutions correctives, il est nécessaire de raisonner à l'échelle du bassin versant et de prendre en compte l'intégralité de ces éléments et leurs interactions avec les parcelles en termes de transferts.

Pour implanter de telles infrastructures, la modélisation est un outil précieux puisqu'elle permet d'explorer une large gamme de scénarios de solutions correctives spatialisées et intégrées à l'échelle du bassin versant. Une telle approche peut également fournir une illustration pédagogique des effets des différentes infrastructures paysagères sur les transferts. Ainsi, si l'on dispose d'un outil adapté, la modélisation peut être un support pertinent d'aide à la décision et de dialogue entre différents acteurs. Parmi les nombreux modèles existants, certains représentent le devenir des pesticides sur un élément comme MACRO pour la parcelle (Larsbo and Jarvis, 2003), TOXSWA pour le fossé (Adriaanse, 1997) ou VFSSMOD pour la bande enherbée (Muñoz-Carpena, 1999, 2018, Lauvernet and Muñoz-Carpena, 2018). Cependant, pour permettre l'élaboration de scénarios qui intègrent des infrastructures paysagères, il faut disposer d'un modèle (i) à l'échelle du bassin versant (ii) qui prenne en compte l'influence de ces infrastructures sur les transferts (iii) qui soit modulaire pour tester facilement différents aménagements. Pour atteindre cet objectif, l'utilisation de modèles se basant sur une approche orientée-processus est particulièrement pertinente. Cette approche, plébiscitée par Buytaert et al. (2008) doit permettre la construction de modèles modulaires, flexibles, qui permettent d'intégrer et de coupler facilement de nouveaux processus ou de nouveaux éléments du paysage. Une telle démarche permet également de capitaliser les connaissances existantes en facilitant le couplage des modèles déjà existants et validés à l'échelle locale. Parmi les plateformes de modélisation hydrologiques existantes, CMF (Kraft et al., 2012), LIQUID (Branger et al. 2010) et OpenFLUID (Fabre et al., 2010) présentent ces propriétés de modularité. Cependant, elles ne décrivent pas une grande diversité d'éléments comme les zones tampons et ne représentent que rarement les transferts de contaminants. D'autre part, les modèles développés sur ces plateformes sont souvent dédiés à des contextes très particuliers. Les fonctionnements de bassins qu'ils représentent ne sont pas forcément transposables aux bassins sur socles qui sont très fréquents en Europe (Dubus and Surdyk, 2006) et pour lesquels les transferts latéraux de subsurface et leurs interactions avec les écoulements de surface doivent être représentés finement. Dans ce contexte, l'outil

PESHMELBA (PESticides et Hydrologie: Modélisation à l'échelle du BAassin versant) a pour objectif premier de modéliser le devenir des pesticides à l'échelle de petits bassins versants agricoles sur socle en intégrant spécifiquement l'influence des différentes infrastructures paysagères. Le deuxième objectif est de pouvoir tester et comparer différents scénarios d'aménagement du territoire afin d'en tirer non seulement une connaissance scientifique mais aussi de pouvoir intervenir comme soutien aux différents acteurs en facilitant la co-construction de scénarios. Cette étude présente l'outil PESHMELBA, et les différents processus et éléments qu'il représente. Une application dans un contexte réaliste est également présentée, illustrant son potentiel en tant qu'outil d'aide à la décision pour aménager le paysage agricole afin de minimiser les transferts de pesticides.

Matériel et méthodes

Représentation des processus

PESHMELBA permet de représenter les processus-clés guidant le devenir des pesticides sur chacun des éléments qui composent le paysage. Chacun de ces processus peut être représenté avec un niveau de complexité différent, du modèle conceptuel au modèle physique. Dans sa version actuelle, PESHMELBA intègre une représentation des transferts d'eau et de pesticides au sein des parcelles, des fossés, des rivières, des haies et des haies sur talus. Chaque parcelle ou bande enherbée est représentée par une unique colonne de sol divisée en cellules verticales. L'infiltration verticale y est représentée par une solution de l'équation de Richards proposée par Ross (2003) et la représentation de l'extraction racinaire se base sur les travaux de Varado et al. (2006). Les composantes de routage du ruissellement et de transferts latéraux saturés ont été intégrées en se basant respectivement sur l'équation de l'onde cinématique et sur la loi de Darcy. En complément des nappes de fond de profil, PESHMELBA intègre également une représentation des nappes perchées et des transferts latéraux qui y sont associés. Enfin, les processus relatifs au transfert réactif des pesticides sont aussi représentés : advection (et dispersion sur la verticale), dégradation par une loi de premier ordre (avec formation d'un ou plusieurs métabolites) et adsorption, basée sur l'utilisation d'isothermes linéaires ou de Freundlich. Chaque tronçon de rivière et de fossé est représenté par un réservoir unique à section trapézoïdale. Le routage dans le réseau est représenté grâce au module River1D issu de la plateforme LIQUID (Branger, 2010) et qui se base sur l'équation de l'onde cinématique. Les échanges nappe-rivière sont représentés par la formule de Miles adaptée par Dehotin et al. (2008). En plus de l'interception du ruissellement, l'interception des transferts latéraux de subsurface par les fossés est également représentée. Enfin, les haies ou haies sur talus sont représentées par 2 colonnes de sol représentant les parties amont et aval de la haie. Ces dernières sont éventuellement séparées par un seuil en cas de présence de talus. Sur chacune des 2 colonnes, sont représentés les mêmes processus que sur les parcelles. Une représentation simplifiée des écoulements préférentiels vers la nappe sous-jacente a été intégrée ainsi que la composante d'interception et de redirection du ruissellement le long du talus.

Couplage des éléments

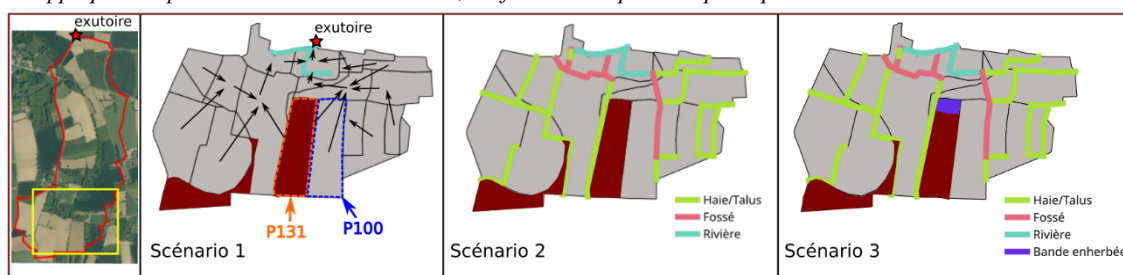
Pour atteindre l'échelle du bassin versant, les différents éléments intégrés dans PESHMELBA doivent être couplés à l'aide d'un outil informatique adapté. Le coupleur OpenPALM (Fouilloux and Piacentini, 1999 ; Piacentini, 2003) a été choisi. Bien qu'il s'agisse d'un coupleur purement informatique et non d'une plateforme dédiée à l'hydrologie, ses nombreux outils et fonctionnalités ont permis de répondre aux différentes contraintes du modèle notamment en termes de gestion spatiale et temporelle. OpenPALM permet d'intégrer une grande diversité d'éléments et de représenter simultanément les processus sur chaque élément, les transferts entre eux ainsi que des forçages à l'échelle globale et locale. Plusieurs processus intégrés possèdent des dynamiques dont le temps caractéristique est contrasté et cet outil permet aussi de gérer plusieurs pas de temps pour représenter ces différents processus. Enfin, il s'agit d'un outil open-source et facile à prendre en main qui permet l'intégration de nouveaux éléments ou processus et la modification des existants.

Exemples d'application

Durant la construction du modèle, des applications à l'échelle d'un versant virtuel constitué d'un nombre restreint d'éléments ont été effectuées et sont présentées dans Rouzies et al. (2019). On propose ici une application sur la portion amont du bassin versant de la Fontaine du Theil (Ille-et-Vilaine) qui constituera à terme le premier bassin d'application et de validation de PESHMELBA. L'objectif est de valider la construction du modèle et d'obtenir des premiers ordres de grandeur sur une configuration réelle avec un nombre et une diversité croissante d'éléments (Figure 1).

Définition/construction des scénarios

Figure 1: Scénarios testés sur une portion du bassin versant de la Fontaine du Theil. Les parcelles rouges sont celles où sont appliqués les pesticides. Dans le Scénario 1, les flèches indiquent les principales directions d'écoulement sur le versant.



3 scénarios de complexité croissante sont simulés. Dans le Scénario 1, une dose de 1 kg/ha d'isoproturon (IPU) est appliqué sur les 2 parcelles représentées en rouge et on ne représente pas le réseau de linéaires, qui est pris en compte dans le Scénario 2. Cette seconde configuration correspond à la configuration réelle du versant et permet d'évaluer l'importance de la prise en compte des réseaux de linéaires pour l'évaluation des transferts par rapport à un scénario ne représentant que les parcelles. Enfin, le Scénario 3 reprend le Scénario 2 en ajoutant une bande enherbée en sortie d'une des parcelles où est appliqué l'IPU. Pour les 3 scénarios, des profils verticaux sur les différentes colonnes de sol et des cartes montrant l'évolution spatialisée de variables dans les compartiments de surface et de subsurface de chaque élément sont produits. Ces illustrations permettent l'analyse des différentes voies de transfert représentées dans PESHMELBA.

Les sols caractéristiques de cette partie du bassin sont des limons sableux, avec une forte hydromorphie près de la rivière. Ces derniers sont explicitement décrits dans Rouzies et al. (2019). Les propriétés d'adsorption et de dégradation de l'IPU sur les sols de la Fontaine du Theil y est également détaillée. Pour tous les scénarios, 24 h après le début de la simulation, un événement pluvieux de 6 h, équivalent à 39.4 mm de précipitations cumulées est considéré, en accord avec les conditions climatiques sur le bassin. En début de simulation, un niveau de nappe de 2 m est considéré dans toutes les parcelles. Enfin, chaque scénario est simulé sur une période de 10 jours avec un pas de temps horaire. Ce pas de temps est raffiné à 30 min durant et 3 h après l'événement pluvieux.

Résultats

Scénario 1

La Figure 2 représente les profils de saturation et de masse d'IPU dans la parcelle 131 sur laquelle a été effectuée l'application d'IPU et sur la parcelle 100 connectée à l'aval de la parcelle 131. Les profils de saturation dans les 2 parcelles sont caractérisés par la présence d'une zone saturée dans le second horizon de sol 1h après le début de l'événement pluvieux. En effet, ces parcelles se situent sur le plateau hydromorphe du bassin qui se caractérise par un troisième horizon de sol peu perméable au-dessus duquel se forme une nappe perchée en cas de précipitations intenses. La nappe perchée qui apparaît au bout de 24 h engendre des transferts latéraux entre les parcelles. La nappe de fond de profil présente dans les 2 parcelles induit aussi de tels transferts. Du point de vue de l'IPU, la masse appliquée sur la parcelle 131 est en partie infiltrée et s'accumule au-dessus de l'horizon peu perméable. Comme une nappe perchée se forme dans cet horizon, les pesticides qu'elle contient sont transférés à l'aval, vers la nappe perchée de la parcelle 100, entraînant une masse importante d'IPU entre 5 et 10 cm de profondeur. Cet apport n'est cependant pas le seul à contribuer au profil de teneur en IPU dans le sol de la parcelle 100. En effet, un tel profil est aussi caractérisé par un apport de surface, provenant du ruissellement contaminé émis par la parcelle 131 et réinfiltré en arrivant sur la parcelle 100. On note aussi la présence d'IPU entre 70 et 110 cm de profondeur, correspondant aux transferts associés à la nappe de fond de profil.

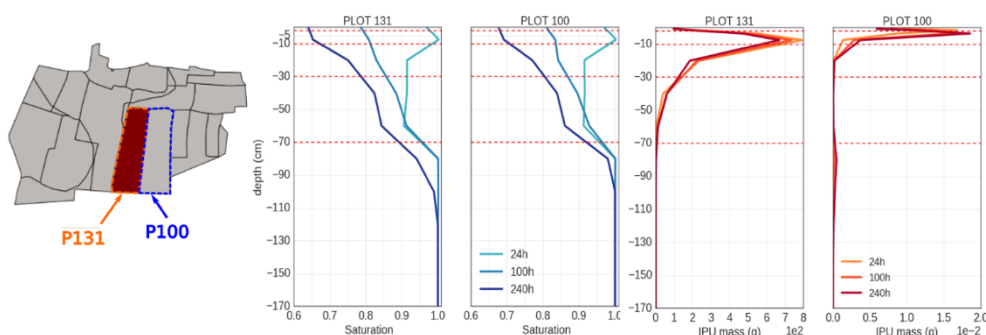


Figure 14: Profil de saturation (milieu) et de masse d'IPU (droite) sur les parcelles 131 et 100 dans le Scénario 1 aux temps 24h, 100h et 240h. Les lignes en pointillés rouges représentent les ruptures d'horizon.

Comparaison des Scénarios 1 et 2

L'événement pluvieux suivant l'application d'IPU entraîne la formation de ruissellement qui est rapidement transféré à l'aval dans le Scénario 1. Par cette voie de transfert, l'IPU est également transféré à plus de la moitié des parcelles sans interception et entraîne une contamination quasi-généralisée du versant en surface (Figure 3, haut). Au bout de 10 jours, la masse d'IPU en surface a diminué, une partie ayant été réinfiltrée et une autre dégradée. La même dynamique est observée dans le Scénario 2 mais le réseau de linéaires, majoritairement composé de haies, permet l'interception du ruissellement et limite la contamination du versant (Figure 3, milieu). Une grande partie des pesticides se retrouve alors stockée dans les linéaires en fin de simulation (Figure 3, bas).

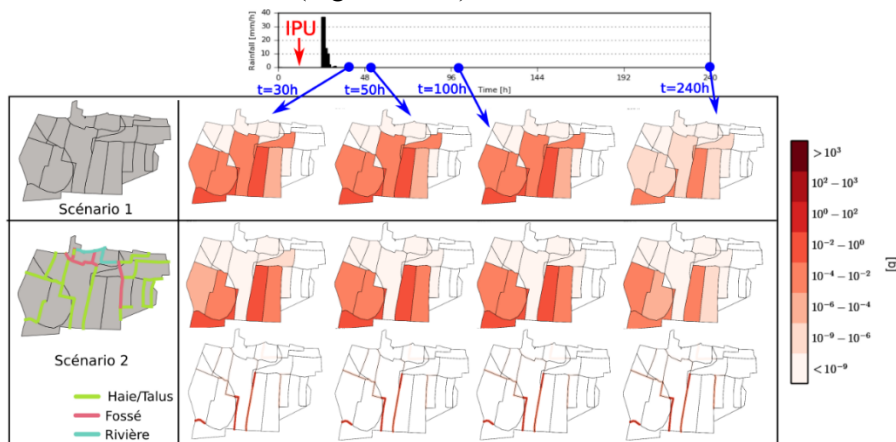


Figure 15: Evolution spatialisée de la masse d'IPU à 4 instants de la simulation pour les Scénarios 1 et 2.

Scénario 3

L'ajout d'une bande enherbée à l'aval de la parcelle 131 où a lieu l'application d'IPU permet de limiter les transferts vers l'aval en interceptant une partie du ruissellement sortant (Figure 4). Alors que dans le Scénario 2 la parcelle située à l'aval recevait 0.33 g d'IPU avec le ruissellement émis par la parcelle 131, dans le Scénario 3, l'IPU est intégralement intercepté par la bande enherbée : le ruissellement provenant de la parcelle 131 et l'IPU qu'il contenait ont été interceptés puis réinfiltrés au sein de la bande enherbée. L'IPU est ainsi adsorbé en surface et en subsurface de la colonne de sol.

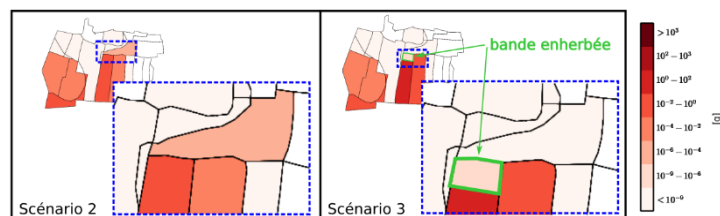


Figure 16: Comparaison de la répartition de masse d'IPU après 26h de simulation pour les Scénarios 2 et 3.

Conclusion

PESHMELBA est un outil prometteur pour modéliser le devenir des pesticides à l'échelle de petits bassins versants. Le modèle permet d'évaluer l'impact de l'aménagement du territoire sur les transferts grâce au couplage de différents processus représentés à l'échelle locale. Les différents scénarios testés sur une portion de bassin versant de la Fontaine du Theil montrent la faisabilité d'une telle approche sur des configurations réelles. Les recherches à venir devront se concentrer sur la validation du modèle. Cette validation se fera à l'échelle du bassin versant, d'une part parce que c'est l'échelle d'application pour laquelle un tel modèle a été élaboré, d'autre part parce qu'il s'agit de l'échelle à laquelle des observations sont disponibles pour la validation. Dans un second temps, PESHMELBA sera appliqué sur le bassin versant de la Morcille (Beaujolais) pour valider son applicabilité dans un contexte agro-climatique contrasté.

Références

- Adriaanse, P., 1997. Exposure assessment of pesticides in field ditches: The TOXSWA model. *Pesticide Science*, 49 (2), 210–212.
- Buytaert, W., Reusser, D., Krause, S., Renaud, J.-P., 2008. Why can't we do better than Topmodel? *Hydrological Processes*, 22 (20), 4175–4179.
- Branger, F., Braud, I., Debionne, S., Viallet, P., Dehotin, J., Henine, H., Nedelec, Y., Anquetin, S., 2010. Towards multi-scale integrated hydrological models using the LIQUID® framework. Overview of the concepts and first application examples. *Environmental Modelling & Software*, 25 (12), 1672 – 1681.
- Dehotin, J., Braud, I., Vazquez, R., Debionne, S., Viallet, P., 2008. Prise en compte de l'hétérogénéité des surfaces continentales dans la modélisation couplées zone non saturé-zone saturée. *Bulletin du GFHN*, 54, 57–62.
- Dollinger, J., 2016. Analyse et modélisation des transferts et de la rétention de pesticides dans les fossés agricoles infiltrants en lien avec les stratégies d'entretien. Thèse de doctorat, spécialité Sciences de la Terre et de l'Eau, Montpellier, SupAgro, 376 p.
- Dubus, I., Surdyk, N., 2006. State-of-the-art review on pesticide fate models and environmental indicators, Rapport DL# 4, projet FOOTPRINT.
- Fabre, J.-C., Louchart, X., Colin, F., Dagès, C., Moussa, R., Rabotin, M., Raclot, D., Lagacherie, P., Voltz, M., 2010. OpenFLUID: a software environment for modelling fluxes in landscapes. In *LandMod 2010: International Conference on Integrative Landscape*, 3-5 Février 2010, Montpellier, France, 1-13.
- Fouilloux, A., Piacentini, A., 1999. The PALM project: MPMD paradigm for an oceanic data assimilation software. In *Euro-Par'99 Parallel Processing: 5th International Euro-Par Conference*, 31 Août-3 Septembre 1999, Toulouse, France, 1423–1430. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- Lacas, J.-G., Voltz, M., Gouy, V., Carluier, N., Gril, J.-J., 2005. Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: A review. *Sustainable Agriculture*, 471–491.
- Larsbo, M., Jarvis, N., 2003. MACRO 5.0: A Model of Water Flow and Solute Transport in Macroporous Soil: Technical Description., Rapport technique, Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, 47 p.

- Lauvernet, C., Muñoz-Carpena, R., 2018. Shallow water table effects on water, sediment, and pesticide transport in vegetative filter strips – Part 2: model coupling, application, factor importance, and uncertainty. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22 (1), 71–87.
- Muñoz-Carpena, R., Lauvernet, C., Carluer, N., 2018. Shallow water table effects on water, sediment, and pesticide transport in vegetative filter strips – Part 1: nonuniform infiltration and soil water redistribution. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22 (1), 53–70.
- Muñoz-Carpena, R., Parsons, J.-E., Gilliam, J., 1999. Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips. *Journal of Hydrology*, 214 (1), 111–129.
- Piacentini, A., 2003. PALM: A Dynamic Parallel Coupler. *Lecture Notes In Computer Science, High Performance Computing for Computational Science*, 2565, 479-492.
- Ross, P., 2003. Modeling soil water and solute transport - fast, simplified numerical solutions. *Agronomy Journal*, 95 (6), 1352–1361.
- Rouzies, E., Lauvernet, C., Barachet, C., Morel, T., Branger, F., Braud, I., Carluer, N., (2019). From agricultural catchment to management scenarios : A modular tool to assess effects of landscape features on water and pesticide behavior. *Science of The Total Environment*, 671 :1144 – 1160.
- Varado, N., Braud, I., Ross, P., 2006. Development and assessment of an efficient vadose zone module solving the 1d Richards' equation and including root extraction by plants. *Journal of Hydrology*, 323 (1-4), 258–275.

Modélisation intégrée du devenir des pesticides dans les paysages agricoles (résumé court)

Voltz Marc (1), Bedos C. (2), Crevoisier D. (1), Fabre J.C. (1), Loubet B. (2), Chataigner M. (1), Bankwal P. (2), Barriuso E. (2), Benoit P. (2), Brunet Y. (3), Casellas E. (4), Chabrier P. (4), Chambon C. (2), Dagès C. (1), Douzals J.P. (5), Drouet J.L. (2), Lafolie F. (6), Mamy L. (2), Moitrier N. (6), Personne E. (2), Pot V. (2), Raynal H. (4), Ruelle B. (5), Samouelian A. (1), Saudreau M. (7)

(1) INRA, UMR LISAH, INRA, IRD, SupAgro, Montpellier, France

(2) INRA, UMR ECOSYS INRA, AgroParisTech, Université Paris-Saclay, Thiverval-Grignon, France.

(3) INRA, UMR ISPA, Bordeaux Sciences Agro, INRA, Bordeaux, France

(4) INRA, UR Mathématiques et Informatique Appliquées, Toulouse, France

(5) IRSTEA, UMR ITAP IRSTEA, SupAgro, Montpellier, France

(6) UMR EMMAH, INRA, Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, Avignon, France

(7) INRA, UMR PIAF, INRA, Université Clermont Auvergne, Clermont-Ferrand, France

L'utilisation des pesticides en agriculture entraîne une contamination de la plupart des compartiments des écosystèmes (sol, eau, air) comme en témoignent les différents monitoring mis en place. Pour estimer le risque de contamination de ces compartiments et identifier les moyens de limiter cette contamination, il est nécessaire de développer une approche de modélisation qui décrit complètement les dynamiques et les voies de transfert des pesticides depuis l'échelle de la parcelle jusqu'à l'échelle du paysage, intégrant l'ensemble des compartiments. Jusque-là, le plus souvent, les approches de modélisation sont partielles car se focalisant chacune sur des dynamiques et compartiments spécifiques comme la dispersion atmosphérique d'une part, le transport par ruissellement de surface d'autre part ou encore la percolation vers les nappes souterraines.

Cette communication présente un projet collaboratif pour la modélisation du devenir des pesticides qui rassemble sept unités de recherche, soit une vingtaine de chercheurs et ingénieurs, pour développer un modèle intégré du devenir des pesticides à l'échelle du paysage. Ce modèle intégré vise à prédire les concentrations en pesticides dans le sol, l'eau et l'air ainsi que les échanges dans et entre les différents compartiments sous l'influence conjointe de l'organisation spatio-temporelle des paysages et des pratiques agricoles à l'échelle d'un bassin versant. A terme il est escompté que le modèle puisse être utilisé pour évaluer et raisonner des stratégies de gestion des paysages cultivés en termes de contamination des ressources en air, eau et sol et d'exposition des organismes.

Le principe fondamental de cette démarche collaborative n'est pas de développer un nouveau modèle à partir d'une copie blanche mais de réutiliser les approches de modélisation déjà développées dans chaque groupe de recherche et de les coupler via des plateformes de modélisation et simulation conçues pour faciliter la modélisation des agroenvironnements (plateformes OpenFLUID, SolVirtuel et RECORD). Cette communication présente les principes de la modélisation intégrée des pesticides à l'échelle du paysage qui est actuellement en cours de développement, et plus particulièrement les choix retenus pour i) la représentation spatiale des paysages agricoles (objets spatiaux, propriétés et connectivité spatiale), ii) les principaux processus considérés (distribution entre sol, culture et atmosphère ; transferts dans le sol et à la surface ; équilibres physico-chimiques ; émission vers l'atmosphère par volatilisation et dérive ; dispersion atmosphérique de la fraction volatile ; déposition gazeuse ; ...) et iii) leur couplage spatio-temporel. Un des enjeux clés est de réussir le couplage à l'échelle du paysage de la modélisation de la dispersion atmosphérique avec la modélisation mise en œuvre pour la modélisation des processus hydrologiques, et de représenter les échanges à l'interface surface/atmosphère à cette échelle. Les premiers résultats obtenus sur un paysage cultivé modèle seront présentés.

Evaluation d'une méthodologie d'estimation du risque de contamination des eaux en contexte volcanique tropical

Campan Pauline, Samouelian Anatja, Crevoisier David, Voltz Marc

UMR LISAH, Univ Montpellier, INRAE, IRD, Institut Agro, 2 place Pierre Viala 34060 Montpellier France

Contexte et objectif

D'après le Commissariat Général du Développement Durable (2015), les Départements d'Outre-Mer (DOM), et plus particulièrement les Antilles, sont aujourd'hui grandement touchés par la pollution des eaux de surface et souterraines par les produits phytosanitaires (PP). En effet, les caractéristiques particulières de ces territoires leur confèrent un risque élevé de contamination. Les cultures majeures, banane et canne à sucre, particulièrement consommatrices de PP ; les principaux sols (Andosol, Ferralsol et Nitisol), développés sur cendres volcaniques, a priori très perméables, et la pluviométrie importante participent à cet accroissement du risque.

Au niveau national, l'Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail (ANSES) évalue, entre autres, l'efficacité et les risques liés à l'utilisation des produits phytosanitaires. Cependant, l'évaluation du risque de contamination des eaux de surface et souterraines par les PP en contexte antillais se base actuellement sur des scénarios d'évaluation construits à partir des caractéristiques agronomiques, pédologiques et climatiques typiques des zones tempérées européennes (FOCUS 2000, 2001). Ces scénarios ne sont donc pas représentatifs du contexte agropédoclimatique Antillais et l'estimation du risque de contamination des eaux est donc fortement incertaine.

C'est pourquoi, dans le cadre d'une convention de recherche avec l'ANSES, huit scénarios agropédoclimatiques représentatifs de la diversité climatique et pédologique du milieu volcanique antillais et des aires de production des deux principales cultures, banane et canne à sucre, ont été développés (Voltz et al., 2015). Les spécificités agropédoclimatiques des DOM nécessitent également le développement d'une nouvelle approche de modélisation. A cet effet, un modèle, appelé WATSFAR, a été conçu, permettant d'estimer simultanément les concentrations en produits phytosanitaires dans les eaux de percolation et de ruissellement, en prenant notamment en compte l'existence du transfert préférentiel dans les sols antillais (Saison et al., 2008). Le modèle de transfert et les huit scénarios agropédoclimatiques sont regroupés au sein de l'outil de simulation de risque TROPHY, dont une description détaillée est donnée par Crevoisier et al. (2020).

L'objectif principal de cette communication est de présenter une première évaluation de la capacité du modèle TROPHY à estimer les risques de contamination des eaux superficielles et souterraines par les PP pour les scénarios agropédoclimatiques établis en Guadeloupe. Pour cela, la démarche suivie s'appuie sur la comparaison des concentrations simulées par TROPHY avec un jeu de données expérimentales de ruissellement et de percolation acquis à l'échelle parcellaire (Ponchant et al., 2020).

La méthodologie d'estimation du risque TROPHY

Huit scénarios agropédoclimatiques ont été établis afin de représenter au mieux l'ensemble du territoire guadeloupéen, correspondant au croisement des deux cultures les plus représentées aux Antilles françaises, la banane et la canne à sucre, avec les principaux types de sols sur lesquels elles sont cultivées (Andosol, Nitisol, Ferralsol et Vertisol). Un climat sur une durée décennale a ensuite été associé à chaque combinaison sol/culture, afin de représenter les pires cas en termes de risque de lixiviation des PP.

Le modèle de transfert utilisé, appelé WATSFAR (Crevoisier et Voltz, 2013) (c.f. Figure 1), est principalement de nature mécaniste, au même titre que les modèles PEARL (Leistra et al., 2001) et MACRO (Stenemo et Jarvis, 2010) utilisés dans les approches FOCUS. WATSFAR présente plusieurs spécificités : i) la simulation simultanée des flux de percolation et de ruissellement sur des périodes pluriannuelles, ii) l'introduction de processus spécifiques aux situations tropicales tels que l'interception de la pluie par le couvert végétal, appelée « stemflow », et le mode de culture en rang, et iii) le pas de temps horaire des données climatiques utilisées permettant de rendre compte de la rapidité des processus de transfert en milieu tropical humide.

Le modèle permet ainsi de simuler les concentrations horaires en produits phytosanitaires dans l'eau de percolation à 1 m de profondeur et dans l'eau de ruissellement.

Grâce aux concentrations simulées pour chaque scénario agropédoclimatique, l'outil d'évaluation du risque TROPHY donne la concentration prévisible dans l'eau de percolation, qui correspond au 80^{ème} percentile de la concentration moyenne annuelle à 1 m de profondeur, ainsi que la concentration prévisible dans le ruissellement, correspondant au 80^{ème} percentile de la concentration maximale horaire annuelle en produit phytosanitaire.

Démarche de test de TROPHY

Les données expérimentales utilisées

Des essais expérimentaux, d'une durée moyenne de deux mois, ont été menés sur des parcelles guadeloupéennes correspondant aux scénarios agropédoclimatiques afin d'analyser le risque de transfert *in situ* par ruissellement et percolation d'une gamme de produits phytosanitaires. Les matières actives étudiées (2,4-D, asulam, difénoconazole, fosthiazate, glyphosate, mésotrione et métolachlore), actuellement utilisées sur les cultures de banane et de canne à sucre, présentent des propriétés physico-chimiques contrastées. Elles ont été appliquées à la surface du sol du dispositif expérimental. Ce dernier est constitué d'une case de ruissellement et trois gouttières implantées dans le sol à environ 30-40 cm de profondeur afin de réaliser le suivi hydrologique et la collecte des eaux. Le tableau 1 résume les principales caractéristiques des essais expérimentaux utilisés par la suite pour la comparaison avec les concentrations simulées.

Tableau 4 : Principales caractéristiques et bilan des données disponibles dans les eaux pour les situations agropédoclimatiques utilisées lors du test de la démarche TROPHY.

Parcelle	NS	GV1	MV2
Sol	Andosol	Andosol	Nitisol
Culture	Banane	Banane	Banane
Durée du suivi	65 jours	57 jours	75 jours

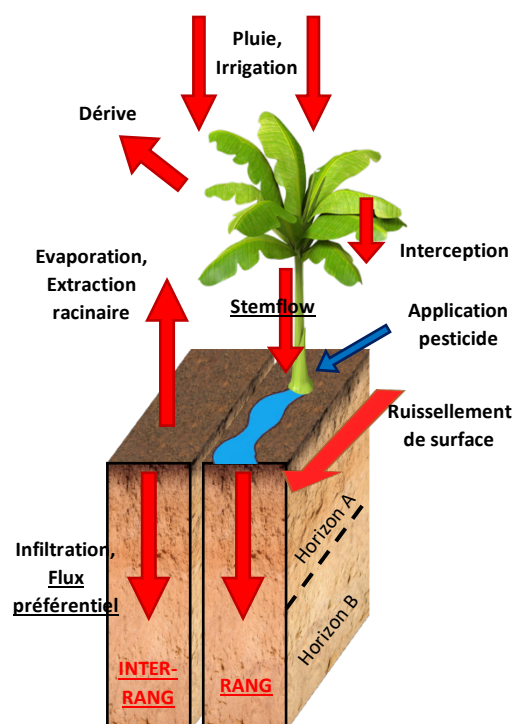


Figure 17 : Schéma du modèle de transfert WATSFAR adapté au milieu volcanique tropical.

Nombre d'échantillons de percolation	0	6	1
Nombre d'échantillons de ruissellement	9	6	6

Parallèlement au suivi hydrologique, le suivi des matières actives (MA) dans le sol à différentes profondeurs (0-5 cm, 5-15 cm et 30-40 cm) s'est échelonné à différents intervalles de temps depuis l'application. Un prélèvement de sol a aussi été réalisé avant l'application du cocktail pour connaître l'état initial du site avant le début des expérimentations.

Mise en œuvre des simulations

Les simulations ont été, à ce jour, effectuées pour quatre matières actives (asulam, difénoconazole, glyphosate et métolachlore) parmi celles citées précédemment. Les propriétés physico-chimiques (K_{oc} et DT50) utilisées pour les simulations sont présentées dans le Tableau 2.

Le risque de contamination des eaux de ruissellement et de percolation a été simulé durant 10 ans correspondant à 15 cycles culturaux de banane sur Andosol et Nitisol, et comparé ensuite aux données expérimentales in situ. Afin d'assurer une comparaison non biaisée des simulations avec les expérimentations, le risque de contamination est caractérisé non pas à l'échelle annuelle mais à l'échelle des deux mois suivant chaque épandage, pour correspondre aux périodes d'observations. La comparaison se fonde donc sur les concentrations moyennes dans l'eau de percolation à 30 cm de profondeur et la concentration maximale journalière dans l'eau de ruissellement, durant deux mois.

Tableau 5 : Propriétés physico-chimiques des matières actives utilisées lors des simulations (issues de la base de données PPDB).

Matière active	Usage	K_{oc} (L/kg)	DT50 (j)
Asulam	Herbicide	20	3 (laboratoire)
Métolachlore	Herbicide	120	90 (typical)
Glyphosate	Herbicide	1424	15 (laboratoire)
Difénoconazole	Fongicide	3760	130 (laboratoire)

Résultats et discussion

Les simulations effectuées sur une période de 10 ans révèlent un fonctionnement cohérent du modèle, en accord avec les propriétés physico-chimiques des matières actives. Globalement, les MA possédant les K_{oc} les plus élevés, et donc fortement adsorbées à la matrice solide, voient leurs concentrations moyennes dans l'eau de percolation diminuer. On note également que les concentrations simulées et observées sont du même ordre de grandeur dans la percolation et le ruissellement. Cela confirme l'importance du transfert des produits phytosanitaires par percolation dans les sols guadeloupéens puisque les flux d'eau de percolation simulés représentent 47 et 77 % de la pluie et l'irrigation incidentes, respectivement pour le Nitisol et l'Andosol à l'échelle des 10 années de simulation, ordres de grandeur similaires à ceux soulignés par Cattani et al. (2007) pour un Andosol guadeloupéen.

On peut noter en Figures 2 et 3 les fortes variabilités interannuelles des concentrations simulées dans le ruissellement et la percolation, notamment pour les matières actives à faible persistance comme l'asulam. Ce comportement est exacerbé sur Andosol. Cette variabilité peut s'expliquer par la variation de l'intervalle de temps entre la date d'épandage et la première pluie. Par exemple, l'asulam, à la persistance faible et la mobilité élevée, possède une concentration dans l'eau de percolation importante si un événement pluvieux significatif survient peu après son application. Dans le cas contraire, sa concentration dans l'eau diminue. Le climat a donc une forte influence sur les concentrations retrouvées dans les eaux de percolation et de ruissellement, surtout dans un contexte tropical humide aux sols fortement drainants.

Les comparaisons entre valeur simulées et observées indiquent que l'approche TROPHY permet dans la plupart des cas étudiés de simuler des pires-cas de contamination, ce qui rend l'approche protectrice en termes d'analyse de risque de pollution. Concernant le Nitisol, le modèle simule des valeurs de concentrations supérieures à celles observées in situ dans tous les cas pour les eaux de ruissellement (Figure 2) et dans 3 cas sur 4 pour la percolation (Figure 3). Pour l'Andosol, les conclusions sont plus variables puisque les valeurs simulées par TROPHY ne surestiment les concentrations observées que dans 2 cas sur 4 (métolachlore et glyphosate), à la fois pour les eaux de ruissellement et de percolation.

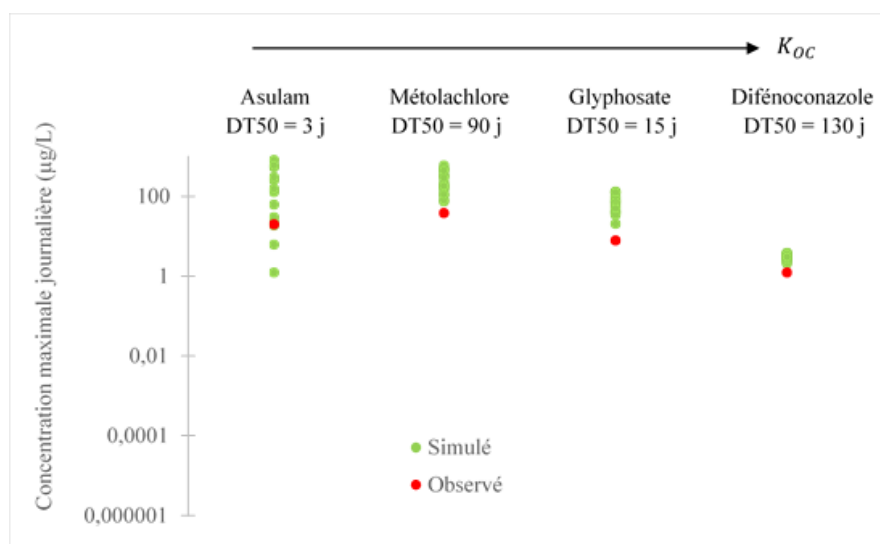


Figure 2 : Exemple de comparaison des concentrations simulées avec les données expérimentales in situ pour le ruissellement sur Nitisol (chaque point vert représente une concentration maximale journalière à l'issue des deux mois suivant l'épandage).

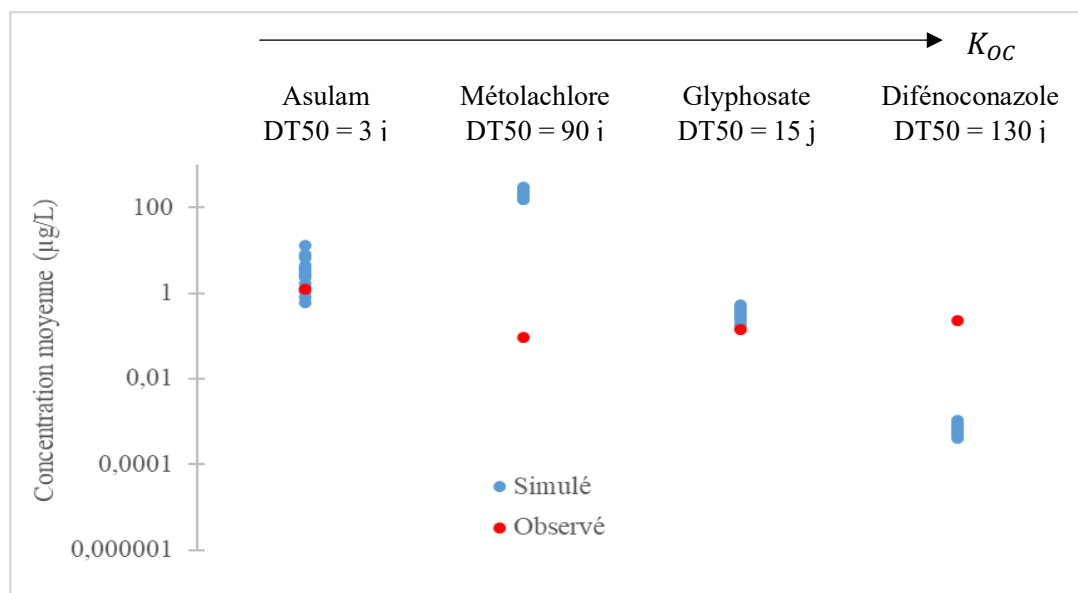


Figure 3 : Exemple de comparaison des concentrations simulées avec les données expérimentales in situ pour la percolation sur Nitisol (chaque point bleu représente une concentration moyenne à 30 cm de profondeur à l'issue des deux mois suivant l'épandage).

Conclusion/perspectives

L'outil TROPHY d'estimation du risque de contamination des eaux par les produits phytosanitaires en milieu volcanique tropical donne en moyenne des résultats satisfaisants et en accord avec les propriétés physico-chimiques des matières actives pour les situations étudiées. La validation du modèle doit toutefois être poursuivie et approfondie pour l'ensemble des scénarios agropédologiques guadeloupéens. La période de simulation de 10 ans doit sans doute être étendue pour prendre en compte toute la variabilité possible d'écart entre date d'épandage et première crue, qui est un facteur très influent sur le niveau de contamination des eaux et qui pourrait expliquer les défaillances de TROPHY pour certains scénarios.

Enfin, l'analyse du risque de contamination pourrait certainement être affinée pour chaque matière active en considérant non ses propriétés de sorption et de dégradation en milieu tempéré (PPDB) mais leurs valeurs spécifiques en contexte volcanique tropical. Un travail est en cours pour estimer ces valeurs à partir des observations expérimentales parcellaires présentées ici. Les premiers résultats montrent une durée de demi-vie de dissipation plus faible en moyenne au sein des parcelles guadeloupéennes, ainsi que des coefficients de distribution du même ordre de grandeur voire supérieurs qu'en contexte tempéré.

Références

- Cattan, P., Voltz, M., Cabidoche, Y.-M., Lacas, J.-G., Sansoulet, J., 2007. Spatial and temporal variations in percolation fluxes in a tropical Andosol influenced by banana cropping patterns. *Journal of Hydrology*, 335, 157-169.
- Crevoisier, D., Voltz, M. 2013. WATSFAR: numerical simulation of soil WATER and Solute fluxes using a FAsT and Robust method. EGU General Assembly 2013, 7-12 April, 2013 in Vienna, Austria, id. EGU2013-10296
- Crevoisier, D., Fernandez-Bayo J., Boivin, A., Duboisset, A., Fostier, J., Rudi, G., Samouelian A., Voltz, M., 2020. TROPHY un outil d'évaluation des risques de contamination des eaux souterraines et superficielles par les produits phytosanitaires en milieu volcanique antillais. In actes du 49^{ème} congrès du GFP (eds. Dages C., Douzals J.P., Grimbuher S., Grünberger O., Samouelian A., Voltz, M.), mai 2020, Montpellier, France.
- FOCUS. 2000. « FOCUS Groundwater Scenarios in the EU Review of Active Substances ». Report of the FOCUS Working Group on Groundwater Scenarios, EC Document Reference SANCO/321/2000-Rev.2, 122.
- FOCUS. 2001. « FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC ». Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios, EC Document Reference SANCO/4802/2001-rev.2, 245.
- Leistra, M., van der Linden, A.M.A., Boesten, J.J.T.I., Tiktak, A., van den Berg, F. 2001. PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil- plant systems—descriptions of the processes in FOCUS PEARL v 1.1.1. Alterra, Green World Research, WageningenMottes, 2013.
- Ponchant L., Samouelian A., Andrieux P., Campan P. et Voltz M. 2020. Bilan et analyse des risques de transferts de pesticides selon une gamme de situations agropédologiques en contexte tropical antillais, Guadeloupe. Rapport final projet « Transfert des Pesticides par voies Dissoutes et Particulaires aux Antilles – TPDP », 73 pages plus annexes.
- Saison, C., Cattan, P., Louchart, X., Voltz, M., 2008. Effect of spatial heterogeneities of water fluxes and application pattern on Cadusafos fate on banana-cultivated Andosols. *Journal of agricultural and food chemistry*, 56 (24), 11947-11955.
- Stenemo, F., Jarvis, N.J. 2010. Users guide to MACRO 5.2, a model of water flow and solute transport in macroporous soil. Swedish University of Agricultural Sciences, Stockholm.
- Voltz, M., Crevoisier, D., Fernandez-Bayo, J.-D., Libres, A., Samouelian, A., Chovelon, G., Negro, S., Huttel, O., 2015. Rapport final (version 31 août 2015) – Convention de Recherche et Développement n°2012-CRD-03 ANSES/INRA – Développement d'un outil de prédiction des concentrations dans les eaux souterraines et superficielles pour les produits phytosanitaires destinés aux DOM. Montpellier : INRA, 117 p.

Evaluation multicritère des performances socio-économiques et environnementales d'exploitations viticoles bordelaises dans le cadre de la transition agroécologique (résumé long)

Nawel Aouadi (1), Francis Macary (1), Adeline Alonso-Ugaglia (2), Laurent Delière (2) (3), Jean-Philippe Roby(4)

(1) *Irstea-ETBX, 33612 Cestas-Gazinet, France*

(2) *SAVE, Bordeaux Sciences Agro, INRA, Univ. Bordeaux, 33140 Villenave d'Ornon, France*

(3) *UE Vigne Bordeaux, INRA, 33140 Villenave d'Ornon, France*

(4) *EGFV, Bordeaux Sciences Agro, INRA, Univ. Bordeaux, 33140 Villenave d'Ornon, France*

L'évolution de la productivité en agriculture, pour répondre aux besoins alimentaires de la croissance démographique, et à la nécessaire protection qualitative des fruits dans le cas des vignobles et des vergers notamment, s'est faite durant quasiment un demi-siècle par l'usage massif et souvent excessif de produits phytosanitaires, outre celui des fertilisants. L'objectif était la lutte contre les cryptogames, les ravageurs des plantes et la gestion de la concurrence des adventices préjudiciables au niveau de production agricole. Ces pesticides, faciles à utiliser et très efficaces, ont été appliqués durant cette période de façon systématique suivant des recommandations, généralement à l'encontre de considérations agronomiques et écologiques.

Leur usage excessif trouve ses conséquences dans la contamination des écosystèmes et particulièrement les hydrosystèmes et les sols. Les transferts des pesticides d'origine agricole essentiellement depuis les parcelles d'épandage vers les cours d'eau, sont connus. La toxicité des molécules pour les utilisateurs, les consommateurs, et les milieux biotiques est désormais avérée. Les pesticides ont ainsi des effets délétères (directs et indirects) pour de nombreux organismes non cibles des milieux récepteurs. Malgré toutes les actions de politiques publiques mises en œuvre pour réduire leurs usages, les constats de la pollution des milieux aquatiques régulièrement publiés suite aux synthèses des différents acteurs sur le terrain (Agences de l'eau, Agences Régionales de santé) présentent un bilan très lourd de cette situation récurrente depuis les dernières décennies.

Suite au Grenelle de l'Environnement en 2017, la loi n° 2009-967 a été adoptée avec un objectif de réduction significative des pesticides en dix ans. Ces dispositions ont été mises en œuvre dans le cadre du Plan Interministériel français Ecophyto. Une telle orientation politique en vue de passer d'un système global productiviste à un système plus durable nécessite de profondes mutations dans les pratiques de protection phytosanitaire et de façon plus globale de production. Fin 2012, le Ministre en charge de l'Agriculture a lancé le projet agroécologique pour la France en ciblant le retour de l'agronomie au cœur des processus, en relation avec la prise en compte de l'Écologie afin de valoriser au mieux les agroécosystèmes. Le plan Ecophyto a été renforcé afin d'aboutir à la réduction attendue des pesticides.

Le projet de recherche PhytoCOTE qui a débuté mi-2015 pour une période de quatre ans, est une émanation du groupe "Pesticides" du LabEx COTE de l'Université de Bordeaux. Il a pour objectif de mettre en œuvre des travaux de recherche dans une démarche originale d'intégration, relatifs à l'usage des pesticides dans les agrosystèmes notamment en viticulture, à leurs transferts et impacts dans les écosystèmes connexes, ainsi que l'évaluation des effets de changements de pratiques par modélisation de différents scénarii.

Les multiples approches scientifiques de ce projet justifient une intervention pluridisciplinaire (agronomie, chimie environnementale, hydrobiologie, écologie, écotoxicologie, socio-économie). Concernant plus particulièrement l'axe agronomique présenté dans ce papier, les travaux visaient en premier lieu à caractériser les pratiques viticoles et particulièrement la protection phytosanitaire de la vigne. L'analyse des modes de conduite agricole (conventionnel à différents degrés de raisonnement,

agrobiologie...) et celle du comportement décisionnel des viticulteurs face aux choix des traitements a pour but d'anticiper leur capacité à changer leurs pratiques, voire de mode de conduite dans le futur.

Nous avons évalué les performances socio-économiques et environnementales d'une quarantaine d'exploitations viticoles sur la zone d'étude. Cette première approche a permis de nourrir la réflexion pour la construction de scénarios de changement de pratiques, favoriser une véritable démarche agroécologique, visant à réduire la pression et l'impact phytosanitaire sur les écosystèmes. Ces scénarios sont évalués et comparés avec les exploitations existantes.

Matériels et méthodes

Acquisition des données

La zone d'étude est localisée dans le sud-ouest de la France, au nord de Bordeaux, sur la rive droite de l'estuaire de la Gironde dans la région du Blayais. Un bassin versant expérimental (BVE) qui s'étend sur 830 ha, a été identifié sur la commune de Marçillac, dans le bassin versant de la Livienne qui est un affluent de la Gironde. L'activité agricole prépondérante dans la zone d'étude est la viticulture (53% de la SAU). Le reste de la superficie est occupé principalement par des prairies permanentes et des forêts.

Nous avons enquêté une quarantaine de viticulteurs professionnels, des coopérateurs et des indépendants dans cette région viticole du Blayais qui mettent en œuvre différents modes de conduite (conventionnel raisonné, biologique, biodynamique). Cette enquête visait à caractériser les pratiques agricoles adoptées par les viticulteurs en terme de protection phytosanitaire de la vigne (produits utilisés, doses appliquées, matériel de pulvérisation ...); de gestion de l'inter-rang (enherbement et travail du sol) et du cavaillon mais aussi les travaux en verts de la vigne (ébourgeonnage, effeuillage...). Les données techniques récoltées ont permis de construire un itinéraire technique pour chaque exploitation enquêtée. Des informations sur la production viticole (rendement, type de vin produit..) ainsi que des données économiques (prix de vente, main d'œuvre) ont aussi été recueillies pour le calcul des résultats économiques.

Evaluation des performances des exploitations viticoles

L'objectif était d'évaluer le degré de performances globales de chaque exploitation en les comparant à des 'standards' que nous avons établis suivant quatre catégories (très bonnes, bonnes, moyennes, faibles). Nous avons alors choisi des critères représentatifs des performances socio-économiques et environnementales. Différentes méthodes d'évaluation peuvent être retenues, nous avons choisi des méthodes multicritères pour l'aide à la décision de la famille ELECTRE (Elimination Et Choix Traduisant la réalité) dites de surclassement développés par Roy (1968, 1985). Ces méthodes ont déjà été utilisées au sein de l'équipe dans différents contextes agroenvironnementaux (Macary et al, 2014). Elles présentent plusieurs avantages, tels que la possibilité de prendre en compte des critères qualitatifs et quantitatifs, la pondération des critères. De plus, elles acceptent l'égalité ou l'incomparabilité des alternatives (ici exploitations viticoles). Pour ces travaux, nous avons choisi une méthode utilisable dans le cadre d'une problématique de tri : ELECTRE Tri-C, dans le but d'affecter chaque exploitation dans une catégorie de performances prédéfinie.

Critères et indicateurs d'évaluation

Sept critères ont été retenus pour évaluer les performances socio-économiques et environnementales des exploitations viticoles (Tableau 1). Les données d'entrée des modèles ELECTRE sont intégrées dans une matrice des performances qui présente pour chaque alternative (exploitation viticole dans cette étude), les valeurs calculées pour les critères quantitatifs (REN, PPS, IRE, TRA) et les notes attribuées pour les critères qualitatifs (PAE, PUL, SYS).

Tableau 1. Liste des critères retenus pour l'évaluation des performances des systèmes viticoles

Nom du critère	Descripteur
CR1 (REN) La rentabilité du système viticole. (<i>Quantitatif</i>)	Marge du système viticole = Produit brut – charges opérationnelles – charges de mécanisation – main d’œuvre.
CR2 (PPS) La pression phytosanitaire. (<i>Quantitatif</i>)	IFT : Indice de Fréquence de Traitement (au niveau de l’exploitation)
CR3 (IRE) Risque d’écotoxicité des produits phytosanitaires. (<i>Quantitatif</i>)	IRTE* : indice de risque de toxicologie vis-à-vis de l’environnement.
CR4 (PAE) Les pratiques agroécologiques. (<i>Qualitatif</i>)	Nature de l’enherbement de l’inter-rang - Désherbage du cavaillon - Infrastructures agroécologiques (bandes enherbées, bandes fleuries, plantation ou entretien de haies ; hôtel à insectes, nichoirs) - Usage de produits de bio-contrôle.
CR5 (PUL) Le niveau de dérive lors de la pulvérisation. (<i>Qualitatif</i>)	Nature de l’appareil de pulvérisation : Appareil confiné majoritairement ; Appareil face par face majoritaire / panneaux récupérateurs ; Appareil aéroconvection majoritaire / autre de meilleure qualité ; Appareil aéroconvection ; Appareil pneumatique.
CR6 (TRA) La charge de travail pour l’activité vigne. (<i>Quantitatif</i>)	Somme du nombre d’heure de travail mécanique pondéré et du nombre d’heure de travail manuel.
CR7 (SYS) La complexité de la mise en œuvre du système. (<i>Qualitatif</i>)	Nombre d’opérations mécaniques et manuelles ainsi que la disposition du parcellaire.

*L’IRTE (Indice de risque de toxicologie vis-à-vis de l’environnement) évalue les impacts écotoxicologiques sur les organismes vivants non cibles (les invertébrés terrestres, les oiseaux herbivores, les organismes aquatiques). Cet indicateur a été développé à l’Institut Méditerranéen de Montpellier (IAMM), ainsi que le logiciel de calcul EtoPhy. (Mghirbi et al, 2015).

Paramétrage du modèle

Une pondération des critères d’évaluation a été réalisée en utilisant la méthode et le logiciel SRF (Figueira et Roy, 2002).

Cette étape a été réalisée en concertation avec des professionnels de la filière, des agronomes de l’enseignement supérieur et de la recherche. Plusieurs tests de pondération ont été réalisés dans le but d’obtenir la meilleure combinaison entre l’ordre d’importance de ces critères et leurs poids respectifs.

On obtient ainsi la pondération suivante : CR1 (REN) : 22% / CR2 (PPS) : 20% / CR3 (IRE) : 15% / CR4 (PAE) : 13% / CR5 (PUL) : 13% / CR6 (TRA) : 10% / CR7 (SYS) / 7 %.

Une valeur caractéristique de chaque catégorie des performances a été attribuée à dire d’expert pour tous les critères, en se basant sur les valeurs statistiques du 1^{er} quartile, de la médiane et du 3^{ème} quartile pour les valeurs quantitatives et en gardant un écart quasi identique entre chaque catégorie. Le modèle effectuera une comparaison de chaque EA avec chaque EA de référence pour chaque critère. Puis les fonctions d’agrégation (surclassement) permettront d’affecter chaque EA dans l’une des quatre catégories prédéfinies.

Construction des scénarios de changement de pratiques

Trois scénarios ‘réalistes’ de changements de pratiques ont été construits combinant des bonnes pratiques existantes observées sur le terrain avec d’autres leviers dans le but de réduire le recours aux pesticides. La construction de ces scénarios a été réalisée en impliquant les acteurs de terrains, particulièrement les viticulteurs. En effet, l’enquête réalisée au début a permis entre autre, d’identifier leurs contraintes techniques et économiques ainsi que leurs besoins vis-à-vis aux changements de pratiques. Un des éléments le plus important qui ressort des concertations est la faisabilité technique des

nouvelles pratiques en termes de matériel et surtout de charge de travail. Ces trois scénarios ont ainsi été bâtis en optimisant au maximum le raisonnement des viticulteurs conventionnels (Scénario 1. Raisonné-Max) et en adoptant les bonnes pratiques agroécologiques dans les deux autres mais en utilisant des produits phytosanitaires de synthèse dans le Scénario 2 (Agroécologie-conv) et en restant en mode biologique dans le scénario 3 (Agroécologie-Bio).

La Stratégie phytosanitaire consiste à supprimer tous les produits CMR11, les désherbants dans l'inter-rang et sous le cavaillon, les fongicides anti-botrytis, les insecticides contre les vers de la grappe en scénarios 2 et 3 compensés par les pratiques agroécologiques, un seul traitement BT12 dans le scénario 1. La gestion du sol repose sur le maintien d'un couvert végétal : engrais vert semé résultant d'un mélange de graines de graminées et légumineuses, puis roulage du couvert pour assurer la pérennité des espèces, en scénarios 2 et 3. Même démarche un rang / deux en scénario 1 et autre rang en couvert naturel.

Dans les 3 cas, les infrastructures agroécologiques présentent des tournières enherbées et fleuries. De plus dans les scénarios 2 et 3, il est prévu de l'entretien et plantation de haies/arbres de différentes essences ainsi que la mise en place de nichoirs pour oiseaux, des refuges pour chauves-souris et pièges à insectes. L'adoption de ces pratiques agroécologiques permet de rétablir les régulations biologiques naturelles et de supprimer les traitements insecticides (exceptés ceux encore obligatoire : cicadelle, vecteur de la flavescence dorée).

Résultats :

Le tableau 2 résume les résultats de l'évaluation multicritère des 38 exploitations et des scénarios de changement de pratiques en utilisant ELECTRE Tri-C.

L'évaluation multicritère des performances des 38 exploitations viticoles caractérisées à posteriori par les modes de conduite montre un niveau de performance supérieur pour les exploitations en mode biologique et en conventionnel très raisonné par rapport aux exploitations en conventionnel raisonné. Cette supériorité s'explique d'une part par une valorisation économique du produit plus importante en bio. Comme le montre la figure 1 illustrant la répartition des exploitations viticoles dans les 4 catégories de performances pour le critère rentabilité, la plupart des exploitations biologiques se situent dans la performance forte.

Tableau 2. Les performances globales des 38 EA et des 3 EA résultant des scénarios

Catégories	Performances	EA	Effectifs
C4	Performances très fortes	SC1, SC2, SC3, EA42	4
C3	Performances fortes	EA09, EA33, EA36, EA38, EA39, EA40, EA54, EA55, EA56, EA58, EA59, EA61, EA62, EA63, EA67	15
C2	Performances moyennes	EA04, EA05, EA07, EA08, EA10, EA11, EA18, EA22, EA23, EA31, EA32, EA50, EA51, EA52, EA53, EA57, EA60, EA65, EA66, EA68	20
C1	Performances faibles	EA34, EA64	2

¹¹ CMR : Cancérigènes, Mutagènes, Reprotoxiques.

¹² BT : Bacillus thuringiensis

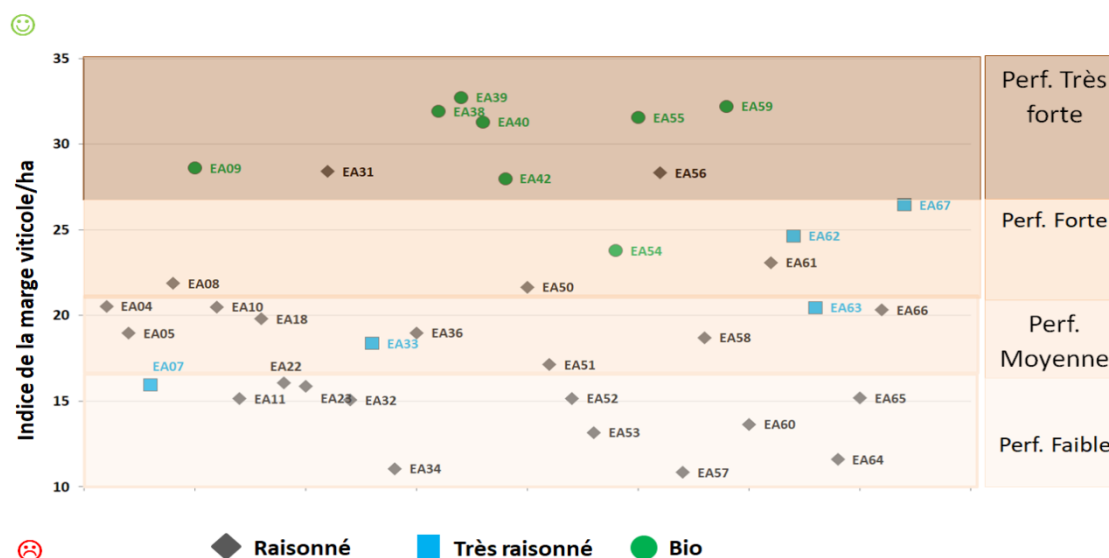


Figure 1. Répartition des exploitations viticoles dans les catégories de performances pour le critère REN

Le niveau de performances fort des exploitations biologiques est expliqué aussi par un niveau faible de la pression phytosanitaire. En revanche, l'analyse de la relation entre le niveau de pression des pesticides et l'écotoxicité (Figure 2), montre un antagonisme entre ces deux critères. Le niveau faible des IFTs pour ces exploitations est associé à un niveau élevé de l'écotoxicité des produits utilisés, suivant les différentes formulations du cuivre, dont l'oxyde cuivreux qui est largement plus écotoxique que les fongicides de synthèse. La plupart des exploitations très raisonnées concilient ces deux critères avec des IFTs qui sont inférieurs à l'IFT régional et des niveaux d'écotoxicité réduits.

La comparaison des 38 exploitations viticoles avec les trois scénarios de changement de pratiques, montre un niveau supérieur de performances pour les exploitations des trois scénarios qui dérivent en fait des pratiques mises en œuvre par les exploitations essentiellement en mode très raisonné et en bio. Mais les bonnes pratiques agroécologiques ne sont pas présentes au niveau de chacune des EA, contrairement à leur simulation dans les scénarios. Sachant que les mêmes référentiels économiques ont été appliqués pour les exploitations existantes et simulées, ces dernières sont optimisées sur le plan économique mais également plus performantes sur le plan environnemental. Elles présentent néanmoins une charge de travail importante comparable à celle des exploitations biologiques. Ceci est essentiellement expliqué par l'adoption du désherbage mécanique sur le cavillon et par les opérations d'entretien de la vigne telles que l'ébourgeonnage et l'effeuillage qui ne sont pas systématiques chez les exploitations en conventionnel raisonné.

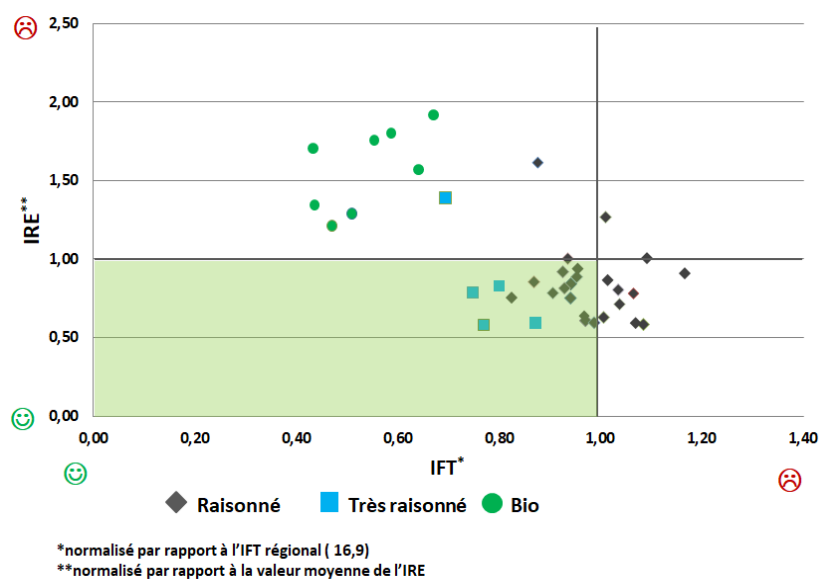


Figure 2. Relation entre la pression phytosanitaire et le risque d'écotoxicité des pesticides

Ces travaux feront l'objet d'une démarche de valorisation et de transfert auprès des acteurs professionnels (agriculteurs-viticulteurs-conseillers) afin de pouvoir aboutir à une tendance forte de diminution significative des usages de pesticides dans le vignoble.

Mots-clés : PhytoCOTE - Pesticides - Viticulture - Bordelais - Evaluation multicritère - Performances socio-économiques - Performances environnementales - Transition agroécologique

Remerciements

Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet PhytoCOTE avec le soutien financier de l'ANR dans le cadre du Programme d'Investissements d'Avenir, au sein du Laboratoire d'Excellence COTE (ANR-10-labx-45), et de la Région Nouvelle-Aquitaine (2015-1R20602).

Références

- Almeida-Dias, J., Rui-Figueira, J., Roy, B., 2010. ELECTRE TRI-C: A multiple criteria sorting method based on characteristic reference actions, *European Journal of Operational Research*, 204, 565-580.
- Altieri, M. A., 1995. *Agroecology: The Science of Sustainable Agriculture* (2nd ed.) Westview Press, 448.
- Aouadi, N., Macary, F., 2018. Multiple Criteria Decision Aiding method to assess vine production systems performances concerning pesticides and health near Bordeaux metropole, 88th Meeting of the EURO Working Group on Multiple Criteria Decision Aiding (EWG-MCDA) 27-29th September 2018, Lisbonne.
- Doré, T., Makowski, D., Malézieux, E., Munier-Jolain, N., Tchamitchiane, M., Tittonell, P., 2011. Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge, *European Journal of Agronomy*, 34, 197-210.
- Figueira, J., Roy, B., 2002. Determining the weights of criteria in the ELECTRE type methods with a revised Simos procedure, *European Journal of Operational Research*, 139, 317-326.
- Macary, F., Almeida-Dias, RUI-Figueira, J., Roy, B., 2014. A multiple criteria decision analysis model based on Electre Tri-C for erosion risk assessment in agricultural areas, *Environmental Modelling & Assessment*, 19, 221-242.
- MAAF, 2012. *Agricultures, produisons autrement : projet agro-écologique pour la France*, Ministère en charge de l'agriculture, 16.
- MAAPRAT-MEDD, 2011. *Guide pratique pour la conception de systèmes de culture plus économes en produits phytosanitaires. Application aux systèmes de polyculture*, Ministères en charge de l'agriculture et de l'écologie, 116.
- MAP, 2008. *Plan Ecophyto 2018 de réduction des usages de pesticides 2008-2018*, Ministère de l'agriculture et de la pêche, 21.
- MEDDTL, 2010. *Le Grenelle de l'Environnement. Loi Grenelle 2. Mode d'emploi. Ce que dit la loi*, Ministère français de l'Ecologie du Développement Durable des Transports et du Logement, 11.

- Mghirbi, O., Ellefi, K., Le Grusse, P., Mandart, E., Fabre, J., Ayadi, H., Bord, J-P., 2016. Assessing plant protection practices using pressure indicator and toxicity risk indicators: analysis of the relationship between these indicators for improved risk management, application in viticulture, *Environ Sci Pollut Res*, 22, 8058 - 8074.
- Roy, B., 1968. Classement et choix en présence de points de vue multiples (la méthode ELECTRE). *Revue française d'informatique et de recherche opérationnelle (RIRO)*, 2(8) 57-75.
- Roy, B., 1985. *Méthodologie multicritère d'aide à la décision*, Economica, Paris.

Formation Zones Tampons : limiter les transferts de contaminants (résumé court)

Morbois Chloé (1), Carluier Nadia (1), Achard Anne-Laure (1), Liger Lucie (1), Tournebize Julien (2), Ouvry Jean-François (3), Pierlot Frédéric (4), Billy Claire (5), Dubaele Hélène (5)

(1) Irstea, 5 rue de la Doua, 69100 Villeurbanne – chloe.morbois@irstea.fr, nadia.carluier@irstea.fr

(2) Irstea, 1 Rue Pierre Gilles de Gennes, 92160 Antony

(3) AREAS, 2 Avenue Foch, 76 460 Saint-Valéry-en-Caux

(4) Chambre d'agriculture Grand Est, 9 Rue de la Vologne. 54 520 Laxou.

(5) Agence Française de la Biodiversité, 5, square Félix Nadar, 94300 Vincennes.

Le Groupe Technique "Intégration des Zones Tampons dans la gestion des bassins versants" (GTZT) a été créé en 2011, et est co-animé par l'Agence Française de la Biodiversité (AFB) et Irstea. Sa mission première était centrée sur la mise à disposition d'outils à portée opérationnelle destinés à (i) mieux comprendre le fonctionnement et l'intérêt des zones tampons et (ii) fournir des éléments de méthodologie pour permettre leur implantation efficace dans les bassins versants dans l'objectif de protection des eaux vis-à-vis des pollutions diffuses d'origine agricole. Ses travaux ont notamment abouti à la rédaction d'un guide sur la typologie des Zones Tampons donnant une vision exhaustive de la problématique d'implantation de celles-ci à l'échelle d'un BV, et à la construction d'un site Web abordant les différentes connaissances, méthodes, outils et étapes nécessaires pour mettre en place des zones tampons (<http://zonestampons.onema.fr/>). Pour accroître la diffusion de ces connaissances et faciliter leur appropriation par les acteurs de terrain, les membres du GTZT ont décidé de développer une formation spécifique.

En effet, l'offre de formation existante aborde les thématiques bassins versants, captages, écoulements profonds. Son étude met cependant en lumière des lacunes dans le domaine des zones tampons (écoulements de surface et de proche subsurface). La formation développée vise un public varié (animateurs territoriaux, conseillers agricoles, membres de bureaux d'étude) : un format adapté doit être trouvé pour diffuser au mieux les connaissances à un public hétérogène.

Dans la recherche d'une conformation optimale, le « blended-learning », articulante formation à distance et formation en présentiel, offre une alternative très intéressante. En effet, il s'agit souvent de la meilleure modalité de formation lorsque celle-ci recouvre des sujets très techniques qui nécessitent une partie en présentiel, tout en permettant aux apprenants et aux intervenants d'organiser au mieux leur temps.

La formation proposée par le GTZT comprend une partie à distance, étalée sur 3/4 mois, composée de 2 modules de e-learning (1 et 2), une partie en présentiel sur 2 jours (module 3) et un retour d'expérience à distance (module 4).

1) **Le module 1** (optionnel) de formation à distance (e-learning), s'étale sur environ 5 h. Ce module, qui sera ouvert à tous a deux objectifs principaux :

a. Permettre à un public large de se familiariser avec des notions de base sur les différentes composantes de l'écoulement, les processus à l'œuvre dans le devenir et le transfert des principaux contaminants en milieu agricole (N, P, MES et pesticides), les différents types de zones tampons et les conditions et contaminants pour lesquels elles sont adaptées.

b. Permettre aux personnes qui veulent s'inscrire à l'ensemble de la formation de disposer des connaissances et compétences nécessaires pour suivre la formation. Une première formation en présentiel a en effet montré une grande hétérogénéité dans les pré-acquis des apprenants.

2) **Le module 2** (obligatoire) en e-learning également, s'étale sur 7 h. Il est basé sur des retours d'expérience et des exercices « cas pratiques ». Il s'agit d'acquérir les compétences nécessaires à la réalisation d'un pré-diagnostic

sur un bassin versant ou une AAC, afin de tirer au mieux profit de la formation en présentiel qui suit. Les exercices se feront en groupes, afin de favoriser les échanges, le partage entre les apprenants ainsi que le réseautage à moyen terme. L'inscription à cette formation sera soumise à la réussite à un test : en cas d'échec, le suivi du module 1 sera rendu obligatoire.

3) **Le module 3** en présentiel sur 2 jours. Celui-ci aura pour objectifs de se familiariser avec les outils disponibles pour le dimensionnement des différents types de zones tampons, et la réalisation d'un diagnostic sur le bassin versant test choisi. Il s'agira du bassin versant de la Gimond (69), qui présente différents types d'écoulement à risque pour les transferts de contaminants, une problématique double azote/pesticides, et sur lequel un diagnostic poussé des écoulements a été réalisé. Le débriefing en salle après la visite de terrain permettra de confronter les points de vue, les propositions d'implantation de zones tampons, et de discuter des avantages et inconvénients des différentes solutions proposées.

4) **Le module 4**, sous forme de classe virtuelle de 2 h, 3 mois minimum après la fin du module 3. Ce retour d'expérience sera proposé aux apprenants, pour permettra de croiser leurs expériences, de discuter des difficultés éventuelles rencontrées sur le terrain et de favoriser le réseautage.

Cette formation a pour objectifs de fournir les connaissances et de développer les compétences permettant (i) de réaliser un diagnostic des risques de contamination par des contaminants agricoles sur un bassin versant ou une AAC, (ii) d'identifier les enjeux, et (iii) de proposer un ensemble de solutions correctives pertinentes, en s'appuyant sur des zones tampons bien choisies, positionnées, et dimensionnées.

La formation « Zones Tampons : limiter les transferts des contaminants » permettra d'assurer une montée en compétences des différents acteurs du terrain, et de favoriser un socle de connaissances et savoirs faire communs, entre des acteurs dont les enjeux et postures diffèrent parfois.

Exposition des sols agricoles et d'organismes non cibles aux pesticides: quelle influence de la mosaïque paysagère ? (résumé long)

Bertrand Colette (1), Daniele Gaëlle (2), Lafay Florent (2), Vulliet Emmanuelle (2), Bretagnolle Vincent (3), Zagatti Pierre (1), Pelosi Céline (1)*, Fritsch Clémentine (4)*

(1) UMR 1402 EcoSys, INRA – AgroParisTech – Université Paris-Saclay, FR-78026 Versailles – colette.bertrand@inra.fr

(2) UMR 5280 Institut des Sciences analytiques, CNRS – Université de Lyon, FR-69100 Lyon – gaelle.daniele@isa-lyon.fr

(3) UMR 7372 Centre d'Etudes Biologiques de Chizé, CNRS – Université de La Rochelle – UsC INRA, FR-79360 Villiers en Bois – vincent.bretagnolle@cebc.cnrs.fr

(4) UMR 6249 Chrono-Environnement, CNRS – Université Bourgogne Franche-Comté – UsC INRA, FR-25030 Besançon – clementine.fritsch@univ-fcomte.fr

Contexte

Dès les années 90, John Cairns insistait sur l'importance du développement d'une nouvelle discipline qu'il nommait « écotoxicologie du paysage »^[1]. Ce cadre disciplinaire postule que le paysage est une échelle pertinente pour l'étude du devenir et des effets des polluants sur l'écosystème. En effet, les caractéristiques des paysages agricoles – mosaïques complexes formées d'un agencement de composantes semi-naturelles et anthropiques – peuvent influencer à la fois des processus biotiques, tels que la dynamique de populations d'organismes^[2] (ex. distribution spatiale et temporelle des organismes dans les différents éléments du paysage), et des processus abiotiques, comme les transferts de polluants dans les différents compartiments de l'environnement (ex. dérive, dispersion, ruissellement, rétention, persistance, etc.)^[3]. Les caractéristiques d'un paysage, c'est-à-dire sa composition et/ou sa structure, peuvent donc de ce fait moduler l'exposition aux polluants des milieux (air, eau, sol) et des organismes (ex. faune auxiliaire).

Pour caractériser de façon réaliste l'exposition des milieux et des organismes aux pesticides, une évaluation spatialement explicite de cette exposition est donc indispensable. Mais à l'heure actuelle, l'écotoxicologie du paysage reste une discipline très peu développée, et peu d'études ont été conduites *in natura* dans ce domaine.

Objectif et méthodes

L'objectif de cette étude était d'étudier *in natura* l'impact de pratiques culturales (i.e. traitements phytosanitaires) et de l'hétérogénéité spatiale du paysage (ex. proportion et agencement d'habitats semi-naturels tels que les haies) sur l'exposition des sols et d'organismes non cibles aux pesticides.

En 2016, dans le cadre du projet RESCAPE, des échantillons de sol et de deux espèces de coléoptères carabiques (*Poecilus cupreus* et *Harpalus dimidiatus*) ont été prélevés dans l'ouest de la France (site LTER "Zone atelier Plaine et Val de Sèvres", 46°11'N - 0°28'W). Les prélèvements ont été réalisés dans trois types d'habitats (haies, prairies et céréales) dans 60 fenêtres paysagères de 1 km². Ces fenêtres étaient réparties le long de gradients de densité de haies, de surface en prairie et de proportion de parcelles en agriculture biologique. Pour chaque habitat échantillonné, des carottes de sol ont été prélevées, et les carabes ont été collectés à l'aide de pièges Barbers (Figure 1).

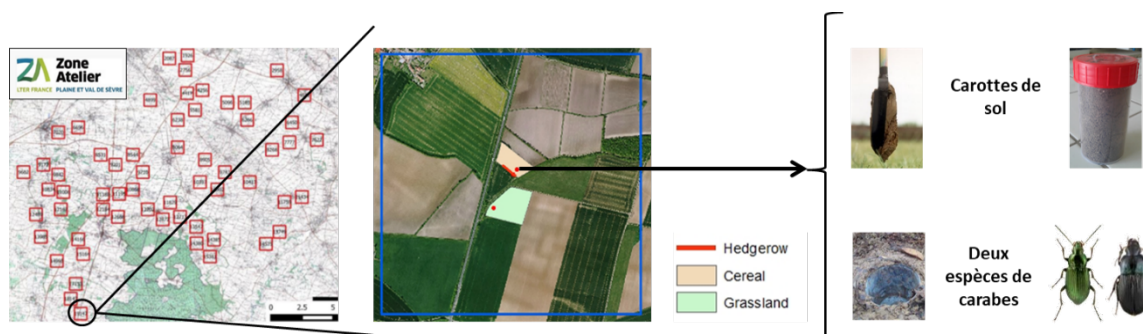


Figure 1. Localisation des 60 fenêtres paysagères de 1 km² sélectionnées sur la Zone atelier Plaine et Val de Sèvres dans le cadre du projet RESCAPE. Pour chaque fenêtre, des carottes de sol et des échantillons de deux espèces de carabes ont été collectés dans trois types d'habitats : une haie, une parcelle de céréales et une prairie.

Les résidus de 31 pesticides couramment utilisés sur la zone d'étude (10 fongicides, 12 herbicides et 9 insecticides) ont été recherchés dans chaque échantillon prélevé, par extraction par méthode QuEChERS suivie d'une chromatographie en phase liquide couplée à de la spectrométrie de masse en tandem (LC-MS/MS). Des arbres de régressions non-paramétriques construits par inférence conditionnelle (R 3.4.1 - package 'partykit' [4 ; 5]) nous ont permis d'explorer l'influence de plusieurs variables explicatives sur les profils de concentration des 31 molécules pesticides recherchées. Les variables explicatives prises en compte étaient les suivantes :

- des variables locales, telles que le type d'habitat échantillonné (haie, prairie, céréale), le mode de conduite de la parcelle échantillonnée (agriculture biologique ou conventionnelle), les propriétés physico-chimiques des sols (pH, teneur en matière organique et en argile), ou l'espèce de carabes étudiée
- des variables paysagères (à l'échelle du km²), telles que le pourcentage d'habitats semi-naturels (ex. haies, bosquets), l'agencement de ces habitats semi-naturels (indice de cohésion), le pourcentage et l'agencement de parcelles en agriculture biologique, la taille moyenne du parcellaire agricole, ou la diversité des habitats présents dans le paysage (indice de Shannon).

Résultats

Les premiers résultats montrent que les variables locales, notamment le type d'habitat, conditionnent les profils de concentration en pesticides dans les sols et les carabes (Figure 2). Contrairement aux parcelles de céréales, les haies et les prairies sont des zones peu exposées aux pesticides, et qui constituent donc des zones refuges où l'exposition d'organismes non cibles (ex. carabes) est moindre. Ces résultats soulignent l'importance de maintenir des infrastructures agroécologiques (ex. haies) dans les paysages, qui favorisent la biodiversité [e.g. 6 ; 7] tout en lui offrant des zones refuges limitant son exposition aux pesticides.

Certaines variables de composition et d'agencement du paysage, telles que la taille moyenne du parcellaire agricole ou le pourcentage de parcelles en agriculture biologique, influencent également l'exposition des sols et des carabes aux pesticides (Figure 3). Cependant, ces résultats sont molécule-dépendant. Ainsi, la taille moyenne du parcellaire agricole influence fortement la présence de cyproconazole dans les sols, tandis que la présence de diflufenican et d'imidaclopride sont essentiellement expliquées par des variables locales telles que l'habitat.

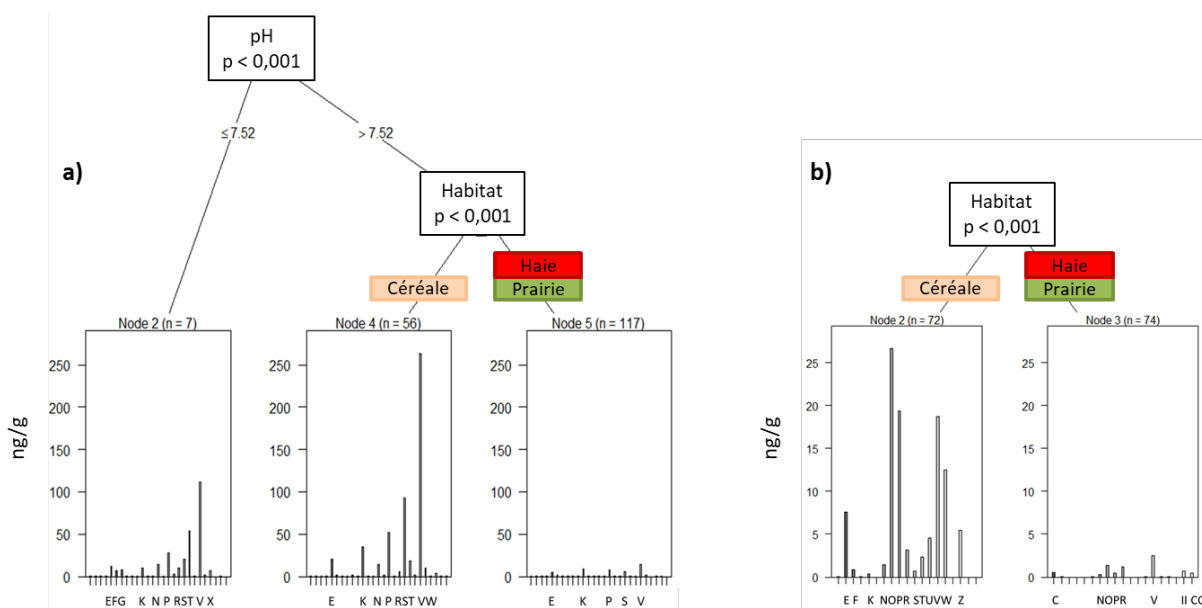


Figure 2. Variables explicatives discriminant les profils de pesticides dans les échantillons de sol (a) et de carabes (b).

C : Thiacloprid ; E : Imidacloprid ; F : Aclonifen ; G : Acetochlor ; K : Pendimethalin ; N : Cyproconazole ; O : Metconazole ; P : Epoxiconazole ; R : Propiconazole ; S : Boscalid ; T : Prochloraz ; U : Pyraclostrobin ; V : Diflufenican ; W : Metrafenone ; X : Cypermethrin ; Z : Fluoxastrobine ; II : Lambda-cyhalothrin ; CC : Deltamethrin

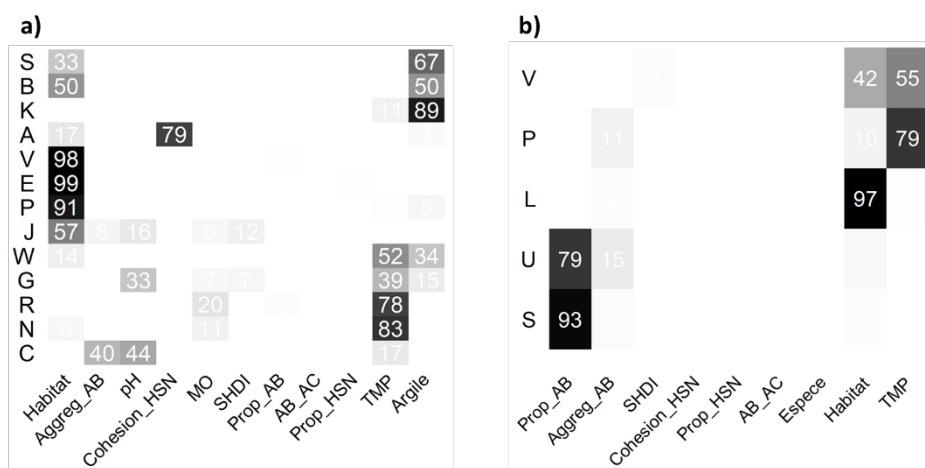


Figure 3. Influence relative des variables explicatives (en %) pour expliquer les concentrations de différentes molécules pesticides dans les échantillons de sol (a) et de carabes (b).

A : Pirimicarbe ; B : Clomazone ; C : Thiacloprid ; E : Imidacloprid ; G : Acetochlor ; J : Metazachlor ; K : Pendimethalin ; L : S-Metolachlor ; N : Cyproconazole ; P : Epoxiconazole ; S : Boscalid ; U : Pyraclostrobin ; V : Diflufenican ; W : Metrafenone ; Aggreg_AB : indice d'agrégation des parcelles en agriculture biologique ; Cohesion_HSN : indice de cohésion des habitats semi-naturels ; MO : teneur en matière organique ; SHDI : indice de diversité de shannon ; Prop_AB : proportion de parcelles en agriculture biologique ; AB_AC : mode de conduite de la parcelle ; Prop_HSN : proportion d'habitats semi-naturels ; TMP : Taille moyenne du parcellaire agricole

Perspectives

Notre objectif est d'identifier les contextes paysagers “à risque” aux transferts de pesticides (c'est-à-dire les contextes paysagers où l'exposition des milieux et des organismes est importante), et les contextes paysagers “résistants”. Une telle connaissance est une condition préalable pour proposer des outils de

gestion du paysage qui permettraient d'améliorer la résistance et la résilience des agroécosystèmes aux pesticides, et faciliter ainsi la transition agroécologique.

Cependant, pour proposer des recommandations de gestion du paysage pertinentes, il serait nécessaire de renforcer l'effort d'échantillonnage (i.e. renforcer la puissance statistique), d'élargir le jeu de données actuel (ex. plusieurs années, plusieurs zones géographiques et contextes agro-pédo-climatiques), et de pouvoir synthétiser et hiérarchiser les effets observés sur différentes molécules. In fine ces recherches pourraient permettre d'émettre des propositions pour optimiser l'agencement des éléments constitutifs du paysage (ex. parcelles agricoles, éléments semi-naturels) pour limiter les effets négatifs non intentionnels des pesticides et favoriser des régulations biologiques bénéfiques à la santé des agroécosystèmes.

Références

- [1] Cairns, J., Niederlehner, B.R. (1996). Developing a field of landscape ecotoxicology. *Ecological Applications*, 6 (3), 790-796.
- [2] Thorbek, P., Topping, C.J. (2005). The influence of landscape diversity and heterogeneity on spatial dynamics of agrobiont linyphiid spiders: an individual-based model. *Biocontrol*, 50 (1), 1-33.
- [3] Wohlfahrt, J., et al. (2010). Assessing the impact of the spatial arrangement of agricultural practices on pesticide runoff in small catchments: Combining hydrological modeling and supervised learning. *Ecological Indicators*, 10 (4), 826-839.
- [4] Hothorn, T., Zeileis, A. (2015). partykit: A Modular Toolkit for Recursive Partytioning in R. *Journal of Machine Learning Research*, 16, 3905-3909. URL <http://jmlr.org/papers/v16/hothorn15a.html>
- [5] Hothorn, T., Hornik, K., Zeileis, A. (2006). Unbiased Recursive Partitioning: A Conditional Inference Framework. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 15 (3), 651-674.
- [6] Morandin, L.A., Kremen, C. (2013). Hedgerow restoration promotes pollinator populations and exports native bees to adjacent fields. *Ecological Applications*, 23 (4), 829-839.
- [7] Varchola, J.M., Dunn, J.P. (2001). Influence of hedgerow and grassy field borders on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) activity in fields of corn. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 83 (1-2), 153-163.

« Printemps silencieux » sur l'île de la Réunion, un rapace endémique menacé par l'utilisation de pesticides (résumé long)

Coeurdassier Michael (1), Villers Alexandre (2), Augiron Steve (3), Sage Mickael (4), Couzi François-Xavier (3), Lattard Virginie (5), Fourel Isabelle (5)

(1) Laboratoire Chrono-environnement, UMR UFC/CNRS 6249 aff. INRA, Université Bourgogne Franche-Comté, 25030 Besançon, France

(2) Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Unité Avifaune migratrice, Station de Chizé, 79360 Villiers-en-Bois.

(3) SEOR, 13 Ruelle des Orchidées, 97440 Saint-André, La Réunion, France.

(4) Faune Recherche et Expertise, 25 Rue de la Grette, 25000 Besançon, France.

(5) USC 1233 RS2GP, VetAgro Sup, INRA, Univ Lyon, F-69280 Marcy l'Etoile, France.

Introduction

Le Busard de Maillard *Circus maillardi* est un rapace endémique de l'île de la Réunion (fig. 1). Il est classé "en danger" par l'UICN. Sur cette île, les rodenticides anticoagulants (RAs) sont largement utilisés pour lutter contre les rongeurs introduits, notamment les rats et les souris qui sont responsables de la transmission de la leptospirose à l'homme et de dégâts aux cultures de canne à sucre. Ces pesticides présentant un risque élevé d'empoisonnement secondaire pour les prédateurs de rongeurs (Lopez-Perea et Mateo 2018), nous avons examiné si le busard de Maillard était exposé et potentiellement empoisonné par les RAs. L'influence de différents facteurs environnementaux comme la composition paysagère a également été déterminée.

Figure 1. Le busard de Maillard est appelé « papangue » sur l'île de la Réunion.

Matériels et méthodes

Les [RAs] hépatiques ont été mesurées dans 58 carcasses de busards récoltées par le centre de soins de la SEOR entre 1999 et 2016. Pour chaque individu, l'empoisonnement par les RAs a été



considéré comme la cause potentielle de la mort si $\sum [ARs] > 100$ ng/g (Thomas et al. 2011). Des corrélations entre les [RAs] et la surface de canne à sucre et la surface urbanisée dans la commune de découverte de l'individu ont été réalisées à l'aide de modèles additifs généralisés à effets mixtes (GAMM).

Résultats

93 % des papangues présentent des résidus d'au moins un RA. Le difénacoum, la bromadiolone et le brodifacoum sont détectés dans > 50% des individus alors que les concentrations les plus

élevées sont mesurées pour la bromadiolone et le brodifacoum (fig. 2). Si les concentrations diminuent pour la plupart des RAs à partir de 2008, les [brodifacoum] augmentent depuis 2012.

62 % des papangues ont des concentrations hépatiques compatibles avec un empoisonnement létal. Le nombre et la proportion des cas d'empoisonnements potentiels, notamment par le brodifacoum, augmentent considérablement au cours des 4 dernières années (fig. 2).

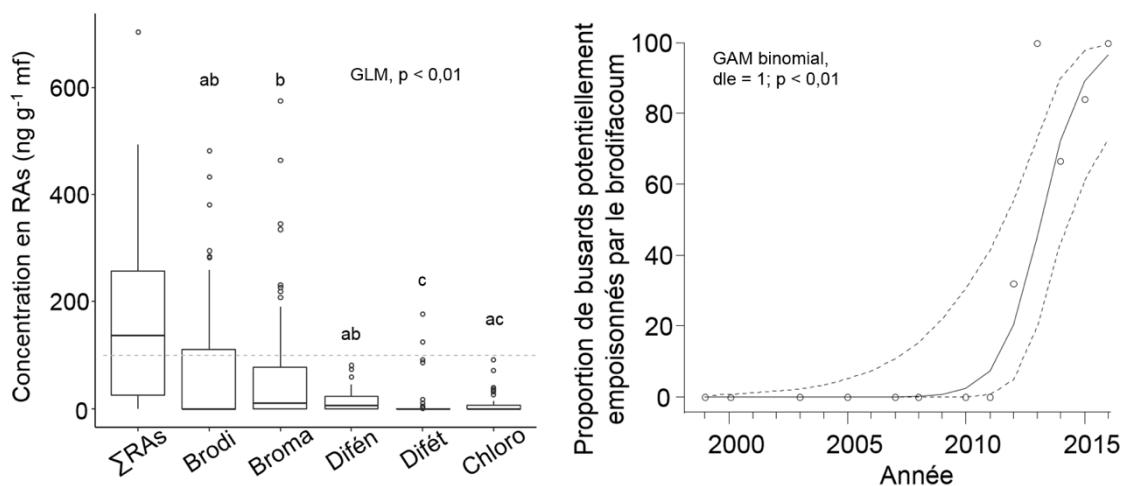


Figure 2. Concentrations hépatiques en RAs et proportion d'individus potentiellement empoisonnés par le brodifacoum (lettres différentes indiquent des différences significatives dans la figure de gauche). Brodi : brodifacoum ; Broma : bromadiolone ; Difén : difénacoum ; Difét : diféthialone ; Chloro : chlorophacinone

L'exposition des papangues augmente avec la proportion de surface urbanisée ainsi qu'avec la surface de culture de canne à sucre (fig. 3).

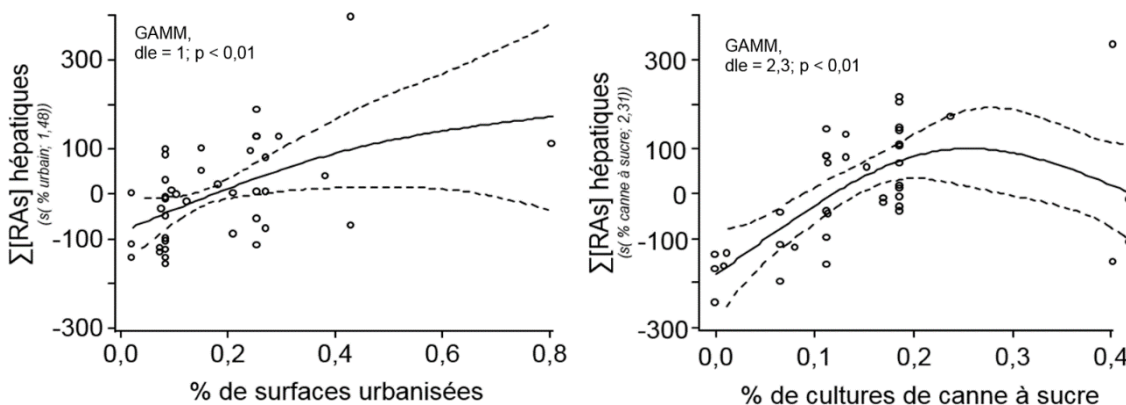


Figure 3. Relation entre les Σ RAs dans les busards et la composition du paysage.

Discussion et conclusion

Les RAs constituent une menace majeure pour le busard de Maillard. Plusieurs dizaines d'individus présentant des concentrations élevées en RAs ont été découvertes au cours des 17 dernières années et le nombre d'empoisonnement potentiel principalement par le brodifacoum augmente au cours de cette période. Nos résultats suggèrent que les traitements réalisés dans les champs de canne à sucre et dans les zones péri-urbaines sont des sources d'exposition et d'empoisonnement. La mise en place rapide d'un plan de lutte raisonnée des rongeurs ciblés par les traitements est donc critique pour la conservation du papangue. A court terme, nous

recommandons de privilégier l'utilisation de substances actives présentant un risque secondaire plus faible que celui du brodifacoum pour les utilisations en extérieur. Comme la bromadiolone est également une cause potentielle d'empoisonnement, le difénacoum et la chlorophacinone pourraient être des substituts acceptables. Les méthodes actuelles de contrôle des rongeurs qui reposent uniquement sur l'utilisation de pesticides sont peu compatibles avec la conservation du papangue. En se référant aux plans de lutte raisonnée existant pour les RAs, des méthodes alternatives de contrôle des populations de rongeurs dans les champs de canne à sucre de l'île de la Réunion pourraient inclure (i) la mise en œuvre d'une lutte collective par les agriculteurs par des moyens chimiques, biologiques et mécaniques ; (ii) l'optimisation des protocoles d'application des RAs en considérant l'efficacité des traitements et les enjeux de conservation identifiés ; (iii) la limitation voire l'interdiction des RAs dans les zones où des enjeux de conservation de la biodiversité ont été identifiés. Cependant, les problèmes de santé publique doivent être pris en compte car les rats sont vecteurs de la leptospirose et l'ensemble des enjeux sont à considérer pour développer une stratégie globale de contrôle des rongeurs dans l'île de la Réunion.

Remerciements

Nous remercions Julie Tourmetz, Samantha Renault, Emilie Robert, tous les bénévoles impliqués dans les actions de conservation du papangue, le Dr. Matthieu Le Corre, Pierrick Ferret, Colombe Valette et Valérie Grondin. Cette étude a été réalisée dans le cadre du programme FEDER « Écologie et Conservation du Papangue » financé par l'Union Européenne, la DEAL Réunion, la Région Réunion, EDF et Téréos Sucre OI.

Pour plus d'informations, cette étude a fait l'objet d'une publication : Coeurdassier M., Villers A., Augiron S., Sage M., Crouzi F-X., Lattard V., Fourel I. 2019. Pesticides threaten an endemic raptor in a overseas French territory. *Biological Conservation*, 234, 37-44.

Références

- López-Perea J.J., Mateo R., 2018. Secondary exposure to anticoagulant rodenticides and effects on predators. In : *Anticoagulant Rodenticides and Wildlife* (N.W. van den Brink, J.E. Elliott, R.F. Shore, B.A. Rattner, eds.), Springer International Publishing, Cham, 159–193.
- Thomas P.J., Mineau P., Shore R.F., Champoux L., Martin P.A., Wilson L.K., Fitzgerald G., Elliott J.E., 2011. Second-generation anticoagulant rodenticides in predatory birds: probabilistic characterisation of toxic liver concentrations and implications for predatory bird populations in Canada. *Environment International*, 37, 914–920.

Exposition des micromammifères aux pesticides actuellement utilisés : différences entre espèces, rôle de l'habitat et du paysage (résumé long)

Fritsch Clémentine (1), Coeurdassier Michaël (1), Raoul Francis (1), Scheifler Renaud (1), Burkart Louisinae (1), Hardy Emilie M (2), Palazzi Paul (2), Schaeffer Charline(2), Bretagnolle Vincent(3), Bertrand Colette (4), Appenzeller Brice (2)*, Pelosi Céline (4)*

(1) UMR 6249 Chrono-environnement CNRS - Université Bourgogne Franche-Comté Usc INRA, 16 route de Gray 25030 Besançon cedex – clementine.fritsch@univ-fcomte.fr

(2) Luxembourg Institute of Health, Dpt of Population Health, 29 Rue Henri Koch, 4354 Esch-sur Alzette, Luxembourg – brice.appenzeller@lih.lu

(3) UMR 7372 CEBC, CNRS – Université de La Rochelle, CEBC 79360 Chizé – vincent.bretagnolle@cebc.cnrs.fr

(4) UMR 1402 EcoSys, INRA – AgroParisTech – Université Paris-Saclay, RD 10 Route de St Cyr, 78026 VERSAILLES Cedex – celine.pelosi@inra.fr

* les auteurs ont contribué également à la supervision des travaux

Il est difficile d'établir des liens directs entre l'utilisation des pesticides et les réponses de la faune sauvage en raison du grand nombre de facteurs interagissant (e.g. caractéristiques du paysage, pratiques agricoles, traits écologiques des organismes), ce qui rend les mesures de bioaccumulation in natura cruciales pour caractériser l'exposition de la faune non-cible et par la suite identifier les potentiels effets non-intentionnels et risques de cascade trophique. A l'heure actuelle, plus de 500 ingrédients actifs utilisés dans plusieurs milliers de formulations commerciales, appartenant à plus de 100 classes de modes d'action différents sont utilisés en agriculture. Pourtant les analyses multi-résidus (plus de 20 molécules) de produits phytopharmaceutiques actuellement utilisés (PPP) dans les sols sont extrêmement rares voire inexistantes sur la faune sauvage mis à part les études sur les problématiques néonicotinoïdes et abeilles domestiques/bourdons.

Les caractéristiques du paysage (i.e. sa composition et/ou sa structure), peuvent influencer : (1) la dynamique de la biodiversité (distribution spatiale et temporelle des organismes dans les différents éléments du paysage) [2], (2) le transfert des pesticides dans l'environnement (dérive, dispersion, ruissellement / interception, rétention, persistance) [3,4], et donc (3) in fine l'exposition aux pesticides des milieux (air, eau, sol) et des organismes (cibles ou non cibles, ex. faune auxiliaire). Pour caractériser de façon réaliste l'exposition des milieux et des organismes aux pesticides, une approche spatialement explicite est par conséquent indispensable. Cependant, il existe peu d'études conduites in natura dans le domaine de l'écotoxicologie du paysage [5].

Les objectifs du projet RESCAPE (APR ECOPHYTO 2014 PSPE2) sont d'étudier in situ l'impact de pratiques culturales (ex : agriculture biologique ou conventionnelle) et des caractéristiques du paysage (ex. proportion et agencement d'habitats semi-naturels boisés) sur l'exposition des sols et d'organismes non cibles aux pesticides.

Dans ce cadre, des mesures de résidus de 69 PPP (molécules mères et métabolites ; fongicides, herbicides et insecticides) ont été réalisées dans des échantillons de poils de deux espèces de micromammifères sauvages, un omnivore le mulot sylvestre (*Apodemus sylvaticus*, n=14) et un carnivore la musaraigne musette (*Crocidura russula*, n=63). Les animaux ont été capturés avec des méthodes non-létales dans la zone atelier Plaine et Val de Sèvre, dans 45 fenêtres de 1 km² constituant des gradients paysagers (surfaces d'éléments semi-naturels boisés (haies, bosquets, etc – ESNB), de

prairies et de parcelles en agriculture biologique (AB)), dans différents habitats (haies, cultures de céréales et prairies) en agriculture conventionnelle (AC) ou en AB au printemps 2016. Le paysage autour des sites de capture a été caractérisé en terme de composition (surface des différents types d'occupation du sol et diversité des habitats, surface en AB) et de configuration (agrégation des prairies, agrégation des parcelles en AB, connectivité et juxtaposition des ESNB, taille moyenne des parcelles).

Sur les 69 molécules analysées, 57 ont été détectées chez les petits mammifères (Fig. 1). Les dosages révèlent la présence de 22 à 40 molécules par individu (en moyenne 32 ± 4 molécules/échantillon).

Les résultats montrent une ubiquité de l'exposition, puisque des résidus de PPP sont détectés chez tous les animaux quel que soit le type d'habitat ou de pratique agricole (AC ou AB). Ils montrent également une exposition systématique à des cocktails de fongicides, herbicides et insecticides (Fig. 1). Les molécules les plus détectées en termes de fréquence (plus de 80 % des individus) et/ou de concentrations ($[C] > 10$ ppb) sont les suivants : époxiconazole, cyproconazole, propiconazole, prochloraz, azoxystrobine, carbendazime (fongicides), imidaclopride, thiaclopride, TCPy, CI2CA, 3-PBA, C1CF3CA, cyperméthrine, acétamipride (insecticides), metolachlore, MCPA, 2, 4-D, pendiméthaline, diméthachlore, mécoprop, prosulfocarbe, dichloprop, lenacil, boscalide, aclonifen, chlortoluron (herbicides).

Les différences entre les deux espèces ont été testées pour les animaux capturés au même endroit. 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 que les mulots (Tableau 1, Fig. 2). Les profils d'exposition sont dominés par des molécules telles qu'imidaclopride, époxiconazole, tébuconazole, MCPA, propyzamide, et prochloraz chez les musaraignes, et par prosulfocarbe, mécoprop, pendiméthaline, cyperméthrine, cyhalothrine et carbendazime chez les mulots (Fig. 3).

Les différences d'exposition en fonction des variables locales (habitat et pratiques agricoles) et des caractéristiques du paysage ont été analysées chez les musaraignes. Les animaux capturés en haies et cultures sont plus fortement contaminés que ceux capturés en prairie (Tableau 2, Fig. 4), et aucune différence significative n'a été détectée entre les parcelles en AB et en AC (toutes des prairies). Les résultats montrent une influence du paysage sur les profils d'exposition, avec de plus fortes concentrations en pesticides lorsque les surfaces en habitat semi-naturel sont élevées.

Cette étude met en évidence une ubiquité de l'exposition des petits mammifères et une exposition systématique à des cocktails de fongicides, herbicides et insecticides. Les carnivores sont plus contaminés, suggérant une influence des traits écologiques sur les patrons d'exposition. Ce travail montre une influence de variables locales et paysagères : les habitats semi-naturels pourraient être des refuges pour des animaux exposés dans les parcelles alentours, mais dans certaines situations pourraient s'avérer être des « pièges écologiques » si l'exposition aux pesticides y est favorisée et atteint des seuils toxiques.

En conclusion, le projet RESCAPE met en lumière le rôle important des infrastructures agro-écologiques et la nécessité d'étudier l'exposition et les impacts à l'échelle du paysage. Cependant, des données supplémentaires s'avèrent nécessaires pour pouvoir proposer des préconisations de gestion. Les mécanismes en jeu sont complexes à ces échelles sur des organismes mobiles et à ces niveaux trophiques : des données de suivi *in natura* sont encore requises pour évaluer les risques et affiner la compréhension des processus sous-jacents. Cette contamination des rongeurs et insectivores soulève des interrogations quant à l'exposition de la biodiversité dont ils se nourrissent et à son implication pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs de petits mammifères.

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

Espèces : musaraigne Crru ; mulot Apsy. Habitats : C : culture de céréales ; P : prairies ; H : haies.

Tests statistiques : les différences entre espèces ont été analysées par un test *t* de Student pour échantillons appariés avec transformation logarithmique pour les concentrations, les différences entre habitats ont été analysées par ANOVA à un facteur suivie d'un test de comparaison multiples de Tukey pour le nombre total de molécule (sans transformation) et pour les sommes des concentrations (transformation logarithmique), et via un test de Kruskal-Wallis pour les nombres de molécules par catégorie. Le seuil de significativité était fixé à $p < 0,05$.

Mots-clés : faune non-cible, analyse multi-résidus, méthode non-létale, pesticides actuellement utilisés.

Références

- [1] Tschamtké T. et al (2007). In Insect conservation biology. CABI, Wallingford, UK, 383-404.
- [2] Lidicker W.Z.J. (2008). Biol Rev 83, 71–78.
- [3] Fritsch C. et al (2012). Sci Total Environ 432, 275–287.
- [4] Miller D.R. & Stoughton T.E. (2000). Agric Fo. Meteorol 100, 49–58
- [5] Cairns Jr J. & Nlederlehner B.R. (1996). Ecol Appl 6, 790–

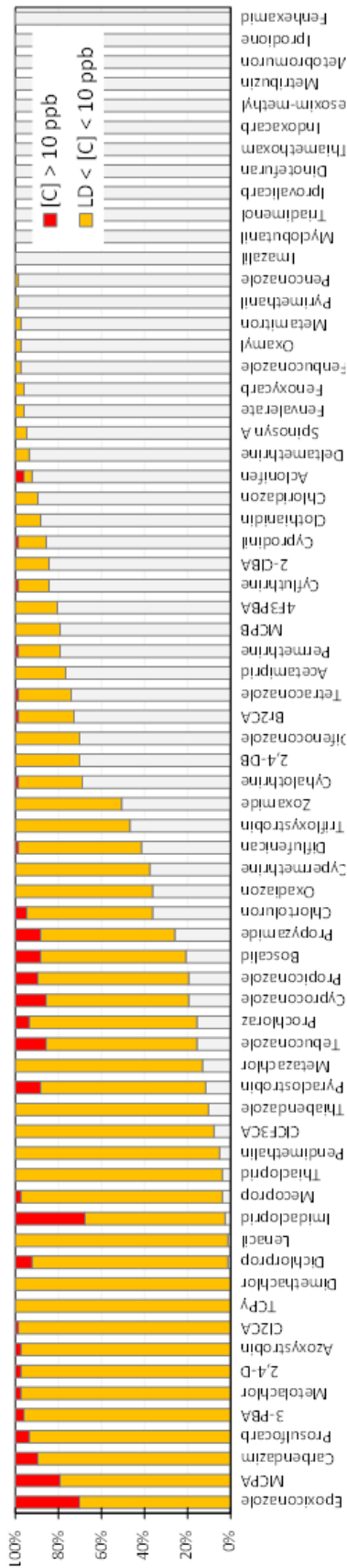


Figure 1. Fréquence de détection des pesticides dans les poils de petits mammifères. Pourcentage d'individus présentant des valeurs supérieures aux limites de détection (LD) en orange et rouge, ou inférieures aux limites de détection (non détecté) en gris.

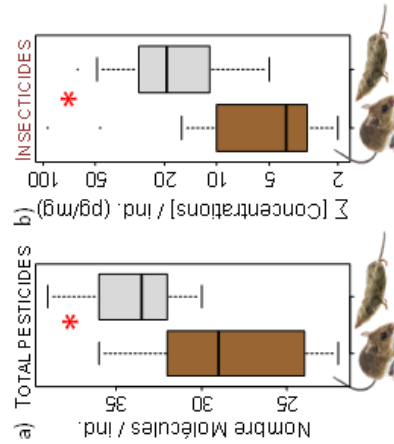


Figure 2. Illustration des différences entre les mulots sylvestres (en marron) et les musaraignes musettes (en gris) pour le nombre total de molécules tous pesticides confondus (a) et la somme des concentrations en insecticides (b). Les étoiles en rouge indiquent les différences statistiques significatives (p -value < 0,05).

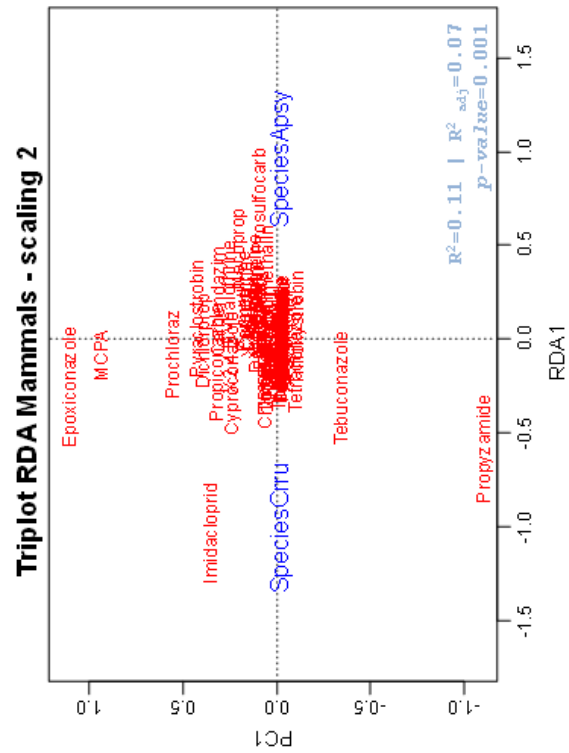


Figure 3. Représentation graphique de l'analyse de redondance sur les profils d'exposition des deux espèces, la musaraigne musette (Crru) et le mulot sylvestre (Apsy).

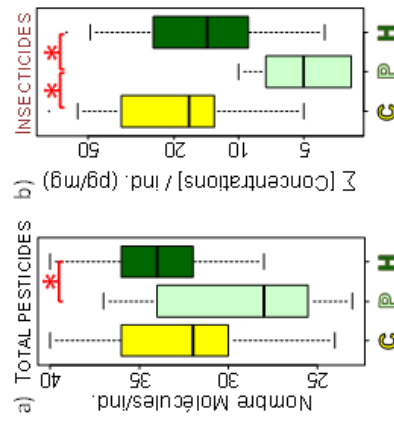


Figure 4. Illustration des différences entre les différents habitats (C : culture de céréales, P : prairies et H : haies) pour le nombre total de molécules tous pesticides confondus (a) et la somme des concentrations en insecticides (b). Les étoiles en rouge indiquent les différences statistiques significatives (p < 0,05).



Le Groupe français de recherche sur les pesticides (GFP, <http://www.gfpesticides.org/>) est une association loi 1901 qui fédère les chercheurs et ingénieurs (universitaires, institutionnels, privés) travaillant sur la thématique des pesticides. Il organise un congrès annuel itinérant ayant pour objet de faire le point sur les connaissances acquises par la communauté scientifique francophone dans tous les domaines s'intéressant aux pesticides.

En 2019 le 49^{ème} Congrès du Groupe français de recherche sur les pesticides a eu lieu à Montpellier. Cet ouvrage rassemble les résumés de l'ensemble des communications présentées. Elles ont abordé les thématiques suivantes :

- Usage des pesticides : diagnostic et leviers de réduction
- Devenir des pesticides dans l'environnement : observation et diagnostic
- Techniques de monitoring, analyses et remédiation
- Efficacité ou impacts des pesticides sur les organismes végétaux et animaux
- Evaluation de l'exposition et des impacts en santé humaine
- Approches paysagères et territoriales du devenir et de l'impact des pesticides

ISBN : 978-2-9584232-3-0 (EAN 9782958423230)

Tous droits de reproduction, d'adaptation et de traduction, intégrale ou partielle réservés pour tous pays.

Les auteurs sont seuls propriétaires des droits et responsables du contenu de ce livre.

© les éditions du GFP

Dépôt légal : mai 2024