



HAL
open science

Hétérogénéité spatio-temporelle des paysages agricoles et dynamique de la matière organique des sols

Valerie Viaud

► **To cite this version:**

Valerie Viaud. Hétérogénéité spatio-temporelle des paysages agricoles et dynamique de la matière organique des sols. Sciences de l'environnement. Université Rennes 1, 2020. tel-03138941

HAL Id: tel-03138941

<https://hal.inrae.fr/tel-03138941>

Submitted on 11 Feb 2021

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

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



Hétérogénéité spatio-temporelle des paysages agricoles et dynamique de la matière organique des sols

Mémoire soutenu le 2 juillet 2020

pour l'obtention d'une

Habilitation à Diriger des Recherches

par

Valérie VIAUD

Composition du jury :

<i>Rapporteurs :</i>	Claire Chenu	Professeure	AgroParisTech, Thiverval-Grignon
	Bas Van Wesemael	Professeur	Université Catholique de Louvain
	Florence Le Ber	Directrice de Recherche	ENGEEES Strasbourg
<i>Membres du jury :</i>	Jacques-Eric Bergez	Directeur de Recherche	INRAE Toulouse
	Luc Aquilina	Professeur	Université de Rennes 1

Remerciements

Je me dis souvent que seule je serais bien incapable de penser, créer ou produire quoi que ce soit ! Les croisements de regards, interactions, contradictions, me sont essentiels.

Les recherches que je synthétise aujourd'hui dans ce mémoire sont le produit de rencontres, de collaborations et d'interactions nourries avec nombre d'autres collègues. J'exprime donc ma gratitude et ma reconnaissance à toutes celles et à tous ceux qui ont contribué, directement ou indirectement, au déroulement de mes travaux. Je ne veux pas vous nommer par peur d'oublier certain.e.s d'entre vous ! Je pense bien sûr aux collectifs des projets de recherche auxquels j'ai participé. Je pense aussi aux étudiant.e.s, aux doctorant.e.s que j'ai encadrés, avec qui j'aime échanger et questionner mes façons de « faire de la science ». Je pense encore aux collègues de l'UMR SAS, tous, avec qui le quotidien est si agréable et si facile, et avec qui les discussions formelles et informelles dans une salle de réunion, sur le terrain ou dans un bout de couloir sont toujours vivantes et riches.

Et puis un GRAND et doux merci à mon cher David, pour l'essentiel, et une pensée chaleureuse pour mes proches et ami.e.s, qui m'accompagnent à d'autres endroits et sont la clé d'un équilibre précieux.

Table des matières

1	Curriculum vitae	8
1.1	Formation initiale et parcours professionnel	8
1.2	Activités de production de connaissances et autres activités scientifiques	8
1.2.1	Publications (journaux, ouvrages, rapports, colloques)	8
1.2.2	Activité éditoriale	8
1.2.3	Projets de recherche	8
1.2.4	Accueil de post-doctorants	9
1.2.5	Responsabilités et participation à des instances ou groupes	10
1.3	Activités de formation	10
1.3.1	Activités d'enseignement récentes	10
1.3.2	Activités d'encadrement	10
1.4	Interactions avec l'environnement non-académique	11
1.4.1	Activité d'expertise	11
1.4.2	Logiciels, applications	11
1.4.3	Productions récentes destinées aux partenaires professionnels	12
1.4.4	Productions récentes destinées au grand public	12
2	Introduction	13
2.1	Le paysage comme échelle d'analyse	13
2.2	Les enjeux relatifs à la dynamique de la MOS et au stockage de C dans les sols agricoles	13
2.3	Mes objectifs, objets et axes de recherche	13
3	Modélisation intégrée de la dynamique du carbone des sols agricoles à l'échelle du paysage	19
3.1	Etat de l'art sur la modélisation de la dynamique du C dans le sol	19
3.1.1	Structure et complexité des modèles de dynamique du C existants	19
3.1.2	Spatialisation des modèles de dynamique des MOS	21
3.1.3	Enjeux de la modélisation à l'échelle du paysage	21
3.2	Mise en place d'une modélisation intégrée de la dynamique de la MOS	22
3.2.1	Modélisation de la dynamique du C : adaptation du modèle RothC	23
3.2.2	Module de représentation du paysage	24
3.2.3	Couplage avec la modélisation de la redistribution des sols	25
3.3	Modélisation de paysage en entrée de la modélisation intégrée	26
3.3.1	Modélisation spatialisée des propriétés des sols	26
3.3.2	Modélisation de mosaïques agricoles	30
3.3.3	Quantification de la sensibilité des modèles à l'hétérogénéité du paysage	31
3.4	Evaluation environnementale des paysages agricoles par la modélisation intégrée	32

3.4.1	Simulation prospective de l'évolution des stocks de C en contexte d'environnement changeant.....	32
3.4.2	Articulation entre la modélisation et outils de l'évaluation multicritère	34
3.5	Bilan de mes travaux sur la modélisation intégrée	36
3.5.1	Atouts.....	36
3.5.2	Limites.....	37
4	Approche empirique de l'influence des conditions environnementales générées par le milieu et les usages agricoles sur la dynamique et les flux de C à l'échelle du paysage.....	39
4.1	Diversité microbienne et dynamique de MOS dans le paysage.....	39
4.1.1	Variabilité de l'abondance et de la diversité microbienne à l'échelle du paysage.....	41
4.1.2	Prise en compte de la diversité microbienne dans les modèles de dynamique de la MO41	
4.2	Variabilité des efflux de CO ₂ en lien l'hétérogénéité des sols et usages des sols	44
4.3	Dynamique et flux de C dans les sols mal drainés en interaction avec une nappe superficielle	45
4.3.1	Evaluation en conditions contrôlées de l'impact du régime hydrique sur la dynamique de la MOS	46
4.3.2	Flux de COD et de CO ₂ en lien avec la dynamique de la nappe dans les sols mal drainés	47
4.4	Stockage de C en conditions de travail du sol simplifié avec apport de matières organiques exogènes.....	49
4.5	Variabilité de la qualité des sols à l'échelle du paysage agricole	51
4.6	Bilan de ces recherches	53
4.6.1	Atouts.....	53
4.6.2	Limites.....	54
5	Evaluation des fonctions environnementales des haies bocagères.....	55
5.1	Stockage de carbone dans les sols au voisinage des haies.....	55
5.2	Contribution à l'évaluation des services écosystémiques rendus par des systèmes bocagers innovants	57
5.3	Bilan de mes recherches sur les haies	58
5.3.1	Apports	58
5.3.2	Limites.....	59
6	Synthèse et futures questions de recherche.....	60
6.1	Enseignements que je tire de ces travaux et expériences de recherche	60
6.1.1	Sur l'échelle du paysage	60
6.1.2	De la modélisation intégrée.....	61
6.2	Futures questions de recherche : continuité et ouverture disciplinaire.....	62
6.2.1	Prolongement de mes recherches sur la dynamique de la MOS et les stocks de C en relation avec l'hétérogénéité des paysages agricoles.....	63
6.2.2	Etude de l'hétérogénéité spatio-temporelle comme levier de multifonctionnalité des paysages en transitions agroécologiques.....	64

6.2.3	Contribution à l'étude transdisciplinaire des transformations des territoires agricoles et des changements environnementaux.....	65
7	Références bibliographiques.....	67
8	Annexes : mes publications.....	73
8.1	Articles dans des revues à comité de lecture.....	73
8.1.1	Articles publiés.....	73
8.1.2	Articles soumis.....	75
8.2	Chapitres d'ouvrage, rapports, rapports diplômants.....	76
8.3	Communication à des congrès.....	76
8.3.1	Colloques internationaux.....	76
8.3.2	Colloques nationaux.....	79

1 Curriculum vitae

Valérie Viaud

Née le 31 juillet 1977 à Guérande (Loire-Atlantique, France)

Chargée de Recherche Classe Normale

INRAE UMR 1069 SAS

65 rue de Saint-Brieuc – CS84215 – 35042 Rennes cedex

Tel : 02 23 48 51 42. Mail : valerie.viaud@inrae.fr

1.1 Formation initiale et parcours professionnel

- 2009 -2010 Mission d'un an - University of Saskatchewan, Saskatoon, Canada
- Depuis 2006 Chargée de Recherches INRAE à l'UMR SAS Rennes
- 2005 – 2006 Postdoctorat à l'INRA UR MIA Jouy-en-Josas – projet *FP6-2002-SSP1 SIGMEA* (Sustainable Introduction of GM crops in European Agriculture)
- 2004 – 2005 Chargée d'étude, DIREN Bretagne, Rennes. Rédactions de fiches scientifiques et techniques sur les transferts de nitrate dans les bassins versants agricoles.
- 2001 – 2004 Doctorat mention Sciences de l'Environnement, Agrocampus-Ouest Rennes.
- 1997 – 2000 Ingénieur Agronome spécialisation Génie de l'Environnement, option Science du Sol Agrocampus-Ouest Rennes.

1.2 Activités de production de connaissances et autres activités scientifiques

1.2.1 Publications (journaux, ouvrages, rapports, colloques)

La liste de mes publications est présentée en annexe de ce document. Je donne ici quelques chiffres synthétiques relatifs à celle-ci :

- H index : 14
- Nombre d'articles publiés de rang A : 33
- Nombre d'articles en 1^{er} auteur ou dernier auteur : 9
- Nombre d'articles en qualité d'encadrante de doctorant.e.s : 8
- Nombre d'articles de synthèse ou revues bibliographiques : 4

1.2.2 Activité éditoriale

Je suis éditrice associée à la revue Canadian Journal of Soil Science depuis 2015.

1.2.3 Projets de recherche

1.2.3.1 Coordination de projets

Soumis 2020 ANR *GreenSeas (Adaptation of coastal social ecological systems vulnerable to eutrophication)*

2013 – 2017 ANR-12-AGRO-0005 MOSAIC (Approche à l'échelle du paysage de la dynamique des Matières Organiques des Sols dans des systèmes Agricoles Intensifs liés à l'élevage, et dans un contexte de Changements globaux).

1.2.3.2 *Coordination de workpackages*

- 2017 – 2020 PARCHEMINS (Paroles et Chemins de l'Agriculture Littorale), financement Fondation de France. Coordination du WP1 : Production et analyse des données contextuelles relatives à l'agriculture littorale en Bretagne, combinant approches quantitatives et qualitatives.
- 2017 – 2019 CARBOCAGE (Vers la Neutralité Carbone des territoires : une démarche multi-sectorielle pour améliorer la séquestration du carbone des systèmes bocagers et agro-forestiers agricole), financement ADEME REACTIF. Coordination du WP1 : Connaissance et évaluation des systèmes stockeurs.
- 2009 – 2012 ANR-08-VULN-006-01 LANDSOIL (Structures du paysage et conservation des sols dans des conditions évolutives de climat et d'usage des sols). Coordination du WP3 : Simulation des évolutions des sols et propriétés associées pour des conditions climatiques et paysagères changeantes.

1.2.3.3 *Participation*

- 2020 – 2024 Terres de Sources. Financement Programme d'Investissement d'Avenir Territoires d'Innovation.
- 2019 – 2021 CASDAR Resp'Haie (RESilience et Performances des exploitations agricoles liées aux Haies). Contribution à l'action 2 : Renforcer les connaissances sur les services écosystémiques des haies dans les systèmes de production.
- 2016 – 2020 ANR-16-CE03-0006 ATCHA (Accompagner l'adaptation de l'agriculture irriguée au changement climatique). Contribution au WP2: bridging knowledge gaps for agrosystem modelling in tropics.
- 2013 – 2017 FP7-KBBE AGForward (Agroforestry that will advance the rural development) : contribution aux WP2 (Identifier, développer et tester sur le terrain des innovations afin d'améliorer les bénéfices et la viabilité des systèmes agroforestiers européens à forte valeur culturelle) et WP7 (adaptation et évaluation des innovations à l'échelle du paysage).
- 2010 – 2013 GAETAN (Les fonctions des zones tampons comme enjeux de gouvernance des territoires : articulation entre connaissances et théories d'action), financement Ministère de l'écologie, du développement et de l'aménagement durable – programme Eaux et Territoires.
- 2009 – 2013 ANR-08-STRA-01 ACASSYA (Accompagner l'évolution agro-écologique des systèmes d'élevage dans les bassins versants côtiers). Contribution au WP2 : Modélisation agro-écologique des élevages d'un bassin versant, intégrant les contraintes des systèmes d'élevage et les structures du milieu et des paysages.
- 2009-2011 ACV-SOL (Développement des indicateurs de l'impact des activités agricoles dans l'analyse du cycle de vie), financement ministère / ADEME – programme GesSol3
- 2008 – 2010 PSDR CLIMASTER (Changements climatiques, systèmes agricoles, ressources naturelles et développement territorial), financement Programme PSDR Pour et Sur le Développement Régional 2008. Contribution au WP3 : changements climatiques et ressources naturelles.
- 2006 – 2010 PRIR MO-TCS (Evaluer et modéliser la gestion des matières organiques associée à une réduction du travail du sol en vue d'une agriculture durable).
- 2004 – 2007 FP6-2002-SSP1 SIGMEA (Sustainable Introduction of GM crops in European Agriculture). Contribution au WP3 : Landscape modelling and Generator.

1.2.4 *Accueil de post-doctorants*

- 2014 – 2015 Pauline Buisse. Variabilité de la respiration du sol à l'échelle du paysage en lien avec la dynamique de l'eau et les usages des sols.

2013- 2014 Hongtao Hao. Evaluation des services écosystémiques liés au sol, à l'eau et à la biodiversité rendus par les paysages bocagers

1.2.5 Responsabilités et participation à des instances ou groupes

2019 - Directrice adjointe de l'UMR SAS, en charge de la vie scientifique

2017 - 2019 Co-animation de l'axe scientifique AGILE « Accompagner les transitions agroécologiques dans les systèmes et territoires d'élevage » de l'UMR SAS

2017 - 2020 Membre du conseil scientifique du département INRAE Environnement Agronomie

2017 - 2020 Membre de la Commission Scientifique Spécialisée Science de la Terre, de l'Eau et de l'Atmosphère à INRAE (CSS STEA)

Depuis 2015 Membre du comité d'orientation scientifique de la plateforme de modélisation OpenFLUID <https://www.openfluid-project.org/>

2014 – 2017 Membre du groupe pilote ProGRS de conception du plan d'action Responsabilité sociétale du Centre INRAE de Rennes

2011 – 2016 Co-responsable des animations scientifiques de l'UMR SAS

2011 – 2015 Membre du conseil scientifique du Centre INRAE Bretagne-Normandie

2011 – 2012 Membre du groupe scientifique de suivi du projet de plateforme de modélisation Paysage Virtuel du département INRAE Environnement Agronomie ; co-animation de l'axe « Modélisation spatio-temporelle des flux biotiques et abiotiques et des processus associés »

2009 – 2015 Membre du groupe d'animation de la Zone Atelier Armorique

1.3 Activités de formation

1.3.1 Activités d'enseignement récentes

Master 2 mention Sciences de l'eau parcours Hydrogéologie, hydro-biogéochimie, hydropédologie (HYDRO3) Université de Rennes 1 / Agrocampus-Ouest : conception de l'unité d'enseignement « Modélisation fonctionnelle (C, N) des sols fortement anthropisés » et réalisation des enseignements avec S. Menasseri (2013-2016 : 8h) ; réalisation d'enseignements dans l'unité d'enseignement « Analyse spatiale et gestion des sols cultivés » (2017-2019 : 10h).

Master 2 Spécialisation ingénieur Agrocampus-Ouest Sciences des Productions Végétales, option Ingénierie des Agrosystèmes : participation à l'enseignement sur la modélisation de la dynamique du carbone dans les sols dans le module « Fonctionnement et gestion durable des ressources » (2012-2016 : 8h) ; conception et encadrement du projet d'ingénieur « Analyse des déterminants et des trajectoires d'évolution des exploitations agricoles du bassin versant de Naizin » en collaboration avec S. Menasseri (2016 : 5h).

1.3.2 Activités d'encadrement

1.3.2.1 Co-encadrement de thèses

2013 - 2016 Benjamin Louis. Prise en compte de la diversité microbienne dans les modèles de prédiction de la dynamique de la matière organique du sol (MOS). Directrice de thèse : S. Menasseri

2013 - 2016 Laure Nitschelm. Impacts environnementaux des activités agricoles d'un territoire. Utilisation de l'Analyse du Cycle de Vie spatialisée. Directeur de thèse : J. Aubin

2011 – 2014 Emmanuel Tete. Dynamique intra-annuelle de la minéralisation du carbone organique dans les sols minéraux hydromorphes et à l'échelle du versant agricole. Directeur de thèse : C. Walter

2009 – 2012 Marine Lacoste. Evolution des sols à l'échelle du paysage sous des conditions de changement climatique et de structure du paysage. Directeur de thèse : C. Walter

2006 – 2008 Luc Sorel. Paysages virtuels et analyse de scénarios pour évaluer les impacts environnementaux des systèmes de production agricole. Directeurs de thèse : P. Durand et C. Walter

1.3.2.1 Encadrement de stagiaires

- 2019 Lorène Siegwart. M2 Supagro, Montpellier. Impact of irrigation on soil organic carbon stocks and dynamics in agricultural systems of semi-arid tropical. Encadrement principal.
- 2018 Tom Kunnemann. M2 UniLaSalle, Beauvais. Caractérisation du carbone stocké au voisinage de haies bocagères. Encadrement principal.
- 2017 Nadjim Ahmada. M2 Université de Rennes 2. Analyse spatialisée des données contextuelles relatives à l'agriculture littorale en Bretagne. Co-encadrement.
- 2016 Florian Duhamel. M2 UniLaSalle, Beauvais. Evaluation de l'enrichissement en carbone du sol par les haies bocagères. Encadrement principal.
- 2016 Patricia Santillàn-Carvantes. M2 Agrocampus-Ouest, Rennes. Place des indicateurs de diversité microbienne du sol dans la caractérisation de la fertilité du sol pour contribuer à une typologie des systèmes de culture conduits en Agriculture Ecologiquement Intensive. Encadrement principal.
- 2014 Alexandre Wotowiec. M2 Université de Tours. Spatialisation à l'échelle du paysage des teneurs et des stocks de carbone organique. Co-encadrement.
- 2013 Erwan Le Naour. M1 césure Agrocampus-Ouest, Rennes. Caractérisation des systèmes de culture sur le bassin versant de Naizin. Encadrement principal.
- 2012 Etienne Le Paven. M2 Université de Rennes 1. Modélisation de la dynamique de la stabilité structurale du sol après incorporation de résidus végétaux par la prise en compte de processus microbiens. Encadrement principal.
- 2011 Jérémy Denès. M2 Agrocampus-Ouest, Rennes. Evaluation de l'impact de l'évolution du climat sur la matière organique des sols dans des paysages de bocage de l'Ouest de la France. Encadrement principal.
- 2010 Emmanuel Tete. M2 Université de Rennes 1. Adaptation du modèle RothC pour prédire la dynamique du carbone organique des sols dans différents contextes de paysages agricoles. Encadrement principal.
- 2008 Mathilde Le Coadou. License professionnelle Université de Rennes 1. Matière organique et stabilité structurale des sols en contexte de simplification du travail du sol. Encadrement principal.

1.4 Interactions avec l'environnement non-académique

1.4.1 Activité d'expertise

Pellerin, S., Bamière, L., Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Bellassen, V., Cardinael, R., Cécillon, L., Ceschia, E., Chenu, C., Constantin, J., Darroussin, J., Delacote, P., Delame, N., Gastal, F., Gilbert, D., Graux, A-I., Guenet, B., Houot, S., Klumpp, K., Letort, E., Litrico, I., Martin, M., Menasseri, S., Mézière, D., Morvan, T., Mosnier, C., Roger-Estrade, J., Saint-André, S., Sierra, J., Théron, O., **Viaud, V.**, Grateau, R., Le Perchec, S., Savini, I., Réchauchère, O. 2019. Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Synthèse du rapport d'étude, INRA, 114 p.

1.4.2 Logiciels, applications

Viaud, V., Chevauchet, F., Adamczyk, K. 2005. PolCa. POLygone CARacteristiques Ensemble de fonctions R pour la description d'un parcellaire agricole, vu comme un ensemble de polygones. Les fonctions comprennent la description de caractéristiques géométriques des polygones

individuels, des indices utilisés en écologie (LPI: Land Parcel Indices), ou des fonctions définies en statistique spatiale et processus ponctuels.

1.4.3 *Productions récentes destinées aux partenaires professionnels*

- Viaud, V. Thomas, Z. 2019. Une réflexion sur l'état des connaissances des fonctions du bocage pour l'eau dans une perspective de mobilisation pour l'action. *Revue Science Eaux & Territoires, Ressources en eau, ressources bocagères*, numéro 30, 2019, p. 32-37
- Viaud, V. 2019. La capture du carbone par une gestion durable des haies. Journée technique de l'ATBV, Développer son argumentaire en faveur du bocage, 20 septembre 2019, Loudéac.
- Viaud, V., Petiard-Colombié S., 2019. Les haies stockent du carbone : Comment le mesurer ? Quel stockage additionnel ? SPACE Salon des Productions Animales Carrefour Européen, 12 septembre 2019, Rennes.
- Thenail, C., Aviron, S., Viaud, V., Guéhenneuc, T., Menguy, C., 2017. Vers une agroforesterie bocagère en Bretagne. Rénover le bocage en renouvelant les points de vue et les pratiques. INRA - Terres & Bocage, Rennes - Trédaniel, p. 4.
- Viaud, V., Heddadj, D. 2015. Stocker du carbone dans les sols agricoles : quels leviers d'action ?? SPACE Salon des Productions Animales Carrefour Européen, septembre 2015, Rennes.
- Viaud, V. Merot, P. 2015. Agroforesterie et arbres agricoles au service de la qualité et de la quantité d'eau. Salon Tech et Bio, octobre 2015, Valence.

1.4.4 *Productions récentes destinées au grand public*

- Membre du comité d'organisation des 1ères Rencontre de Kervic (projet Parchemins). L'agriculture côté littoral. 8-10 juin 2018, Kervic. <http://www.parchemins.bzh/index.php/atelier/rencontres-de-kervic/>
- Co-réalisation d'une émission radiophonique. Louis Duval : savant paysan. Série documentaire Par les Champs et par les Grèves, produite par le Projet Parchemins. <http://www.parchemins.bzh/index.php/louis-duval-savant-paysan/>
- Interview pour le magazine Science Ouest de l'Espace des Sciences de Rennes n°369. 2019. Climat, les haies jouent un rôle. <https://www.espace-sciences.org/sciences-ouest/369/dossier/climat-les-haies-jouent-un-role>
- Thenail, C., Aviron, S., Viaud, V., Guehenneuc, T., Menguy, C. 2017. Multi-functional hedgerows in the bocage systems of France. Rejuvenating a traditional system through farmer-led innovation. Leaflet issu du projet AgFroward <https://www.agforward.eu/index.php/en/bocage-agroforestry-in-brittany-france.html>
- Participation à une soirée débat sur l'agroforesterie organisée par le Pôle d'économie sociale et solidaire du Pays de Ploermel (2016)
- Participation à l'animation d'un atelier aux portes ouvertes du centre INRA de Rennes à destination des scolaires (2016)
- Duru, M. ; Justes, E. ; Sarthou, J.-P. ; Therond, O. ; Deconchat, M. ; Andrieu, E. ; Vigan, M. ; Dupraz, C. ; Gary, C. ; Gosme, M. ; Meziere, D. ; Viaud, V. ; Merot, P. ; Emile, J. C. ; Novak, S. 2014. Ambiances agroforestières, bienfaits sur l'eau et le climat. Paysage in Marciac, 31 juillet 2014, Marciac.
- Contribution à la rédaction du dossier n°10 « La matière organique : l'or noir des sols bretons » de Bretagne Environnement (2015)
- Interview pour le magazine Science Ouest de l'Espace des Sciences de Rennes n°337. 2015. Le sol, une plaque tournante. <https://www.espace-sciences.org/sciences-ouest/337/dossier/le-sol-une-plaque-tournante>
- Lacoste, M., Viaud, V., Dutin, G., Michot, D., Walter, C. 2012. Les sols du site de Pleine-Fougères : leurs caractéristiques, leur organisation, leurs stocks de carbone. Brèves de la Zone Atelier Armorique, n°3.

2 Introduction

J'ai une formation d'ingénieur agronome, avec une spécialisation dans un champ disciplinaire vaste : les sciences de l'environnement. Ce caractère généraliste marque encore mon positionnement de recherche aujourd'hui.

Mes travaux portent de façon générale sur l'analyse et la modélisation des relations entre les fonctionnements spatio-temporels des systèmes agricoles et les processus écologiques (s.l) dans les espaces agricoles, pour contribuer à l'évaluation des impacts environnementaux des activités agricoles sur les ressources naturelles. Ils se positionnent à l'échelle du paysage. J'ai fait porter cette analyse sur les transferts d'eau et de nutriments dans le cadre de mon doctorat, puis sur le transfert de pollen dans le cadre d'un post-doctorat. Depuis une quinzaine d'années, les processus que j'aborde sont relatifs à la dynamique de la matière organique (MOS) et au stockage de carbone (C) dans les sols. Ce sont ces travaux que je vais développer principalement dans ce mémoire. L'essentiel a été réalisé dans des contextes agricoles de polyculture-élevage à forte densité de production.

2.1 Le paysage comme échelle d'analyse

Le paysage, échelle dite intermédiaire, s'est imposée dans mes travaux dès 2000 à l'occasion de ma thèse de doctorat, à un moment où elle était encore peu explorée par l'interface disciplinaire agronomie - sciences de l'environnement.

Le concept de paysage, au-delà de son acception commune de portion d'espace s'offrant à un observateur, a été formalisé par l'écologie du paysage dans les années 1980 (Forman and Godron, 1986). Pour cette discipline, le paysage constitue un système d'écosystèmes adjacents et interactifs, connectés par des flux d'énergie, de matière, d'organismes ou d'informations. C'est le **niveau d'intégration spatiale adapté pour étudier conjointement des processus biophysiques et des processus anthropiques tels que les activités agricoles, dont les échelles spatiales ne sont pas concordantes** (Turner, 1989).

Le paysage correspond à une **portion d'espace**, qui comprend des entités de différente nature. Dans ces paysages qualifiés d'**hétérogènes**, différents types d'écosystèmes plus ou moins anthropisés coexistent, en proportion variable. En contexte agricole, les paysages, sont des mosaïques composées de parcelles agricoles et d'entités non agricoles semi-naturelles (bosquets, forêts, marais, lacs) ou artificielles (étangs, bâtiments). A ces éléments s'ajoutent des espaces interstitiels à l'emprise spatiale plus réduite, voire organisés en réseaux linéaires (bordures de champs, haies et talus, zones ripariennes, routes, réseau hydrographique). Ces mosaïques paysagères sont la résultante de l'organisation du milieu physique (topographie, géologie, sols) et des activités humaines. Dans l'ouest de l'Europe, les paysages d'aujourd'hui résultent des dynamiques séculaires des activités humaines, qui ont organisé les usages dans l'espace en fonction des contraintes de ces activités (distances, nature des sols adaptée à l'usage visé,...). L'écologie du paysage met en relation l'organisation du paysage, en termes de composition et d'arrangement dans l'espace des entités qui le composent, et la biodiversité. Elle aborde le paysage comme un système complexe avec **des interactions non-linéaires entre les éléments du paysage et présentant des propriétés émergentes** (Newman *et al.*, 2019). Elle montre en effet que les flux d'organismes, se produisant pour l'essentiel à la surface du sol (Polis *et al.*, 1997), sont structurés par l'organisation des surfaces, par leur connexion par des corridors, et par leur

séparation par des écotones. Elle a développé des méthodes d'analyse spatiale pour décrire l'organisation du paysage (taille des grains, arrangement spatial entre éléments surfaciques et réseaux, distances fonctionnelles), notamment autour de deux concepts clé, celui de fragmentation et de connectivité (Burel et Baudry, 1999). L'étendue spatiale considérée dépend des processus naturels et anthropiques qui structurent le paysage et des processus écologiques étudiés (potentiel de déplacement des espèces, traits biologiques, types d'habitats), ainsi que du grain des éléments qui composent le paysage. Concrètement, la gamme d'étendues spatiales couramment abordée par l'écologie du paysage va de quelques hectares à quelques centaines de km². L'écologie du paysage propose en ce sens un cadre conceptuel efficace pour aborder la question du **changement d'échelle et définir l'hétérogénéité qu'il convient de prendre en compte et représenter explicitement en fonction de la hiérarchie des processus écologiques à l'œuvre** (Burel et Baudry, 1999).

Au-delà de l'écologie du paysage et des problématiques associées à la biodiversité, le paysage a été progressivement reconnu comme une échelle pertinente pour aborder les questions environnementales en lien avec les évolutions des systèmes agricoles et la gestion durable des espaces ruraux. En effet, il permet de croiser les types de systèmes agricoles et leur agencement dans l'espace avec les processus de transfert d'eau ou de polluants, pour l'analyse des impacts des usages agricoles et des structures paysagères sur les flux d'éléments dans les problématiques liées au changement climatique, à la qualité de l'air (ex : [O5]¹), ou à la qualité et la quantité d'eau (ex : Jordan-Meille *et al.* (1998); Beaujouan *et al.* (2001)). Ces flux impliquent pour la plupart des circulations dans les trois dimensions de l'espace, non seulement des flux latéraux en surface mais aussi des flux verticaux ou subverticaux. Pour les problématiques liées à la qualité de l'eau, l'étendue du paysage étudiée se superpose généralement à celle d'un bassin versant, entité intégratrice des flux d'eau et d'éléments associés (Barber *et al.*, 2006). L'intérêt pour le paysage s'est encore renforcé avec l'intégration croissante des processus écologiques dans le raisonnement des agrosystèmes et l'attention portée aux structures paysagères situées en marge des surfaces cultivées, dans le cadre du développement de systèmes agroécologiques (Lovell *et al.*, 2010) ou de la prise en compte des services écosystémiques rendus par les agrosystèmes (Lescourret *et al.*, 2015; Landis, 2017).

2.2 Les enjeux relatifs à la dynamique de la MOS et au stockage de C dans les sols agricoles

La gestion de la MOS et des stocks de C dans les sols au carrefour d'enjeux renouvelés de sécurité alimentaire, et de limitation des changements environnementaux

La MOS est un élément clé du fonctionnement des sols qui influence directement leurs propriétés chimiques, physiques et biologiques des sols ; elle joue par-là un **rôle fondamental et mis en avant de longue date dans le maintien de la fertilité des sols, mais aussi vis-à-vis de leur qualité environnementale** (Lal, 2009). Des modifications de la teneur ou de la dynamique de la MOS peuvent avoir des implications sur de nombreux processus de fonctionnement du sol : la disponibilité en éléments minéraux (Agboola and Corey, 1973), l'agrégation des sols et la stabilité structurale (Tisdall and Oades, 1982), la porosité des sols (Emerson and McGarry, 2003), la rétention en eau (Haynes and Naidu, 1998), l'activité biologique (Fonte *et al.*, 2009). Depuis quelques années, **la reconnaissance du sol comme une ressource naturelle renouvelable sur des pas de temps très longs, et des menaces qui pèsent sur les sols à l'échelle mondiale, replace la gestion des MOS au cœur des enjeux de recherche** sur les sols (Montanarella *et al.*, 2016). De plus, la gestion de la fertilité des sols par la gestion de la MOS est de nouveau d'actualité dans les systèmes agroécologiques qui tendent à s'affranchir de la dépendance aux intrants de synthèse.

¹ Ce type de références renvoie à ma liste de publications présentée en annexe du mémoire.

Au-delà de ses effets locaux sur le sol, la MOS est aussi impliquée dans les transferts de C vers l'air et vers les eaux, et a des **impacts majeurs sur le cycle du C de l'échelle locale à l'échelle globale** (Jones *et al.*, 2005). En effet, à l'échelle planétaire, le stock de carbone organique des sols représente de l'ordre de 2400 Gt de C, soit le triple de la quantité de C contenue dans l'atmosphère sous forme de CO₂ (800 GtC). Une partie significative de ce stock est contenue au-delà des 30 premiers centimètres : selon Lal (2018), 55% du stock de C contenu dans le 1^{er} mètre du sol est en effet stocké à plus de 30 cm de profondeur.

Une faible variation de stock de C dans les sols peut avoir des implications fortes en termes d'émissions ou de séquestration de CO₂. La séquestration du C fait ici référence au transfert du CO₂ de l'atmosphère vers le sol, par le biais de résidus végétaux ou d'autres formes de matières organiques, qui sont stockés dans le sol avec des temps moyens de résidence longs (Olson *et al.*, 2014). Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) a rappelé dans son rapport d'octobre 2018, que pour contenir la hausse de la température en deçà de +1,5°C par rapport à la période préindustrielle, il serait nécessaire d'atteindre la neutralité carbone à l'échelle du globe en 2050. En plus de la réduction de l'utilisation des énergies fossiles, **la gestion du C des sols et la gestion durable des terres sont des leviers importants** pour contribuer à l'atteinte de cet objectif (Shukla *et al.*, 2019). C'est aussi le message que porte l'initiative 4 pour 1000 (<http://4p1000.org>). L'accroissement du stockage de C dans les sols peut se faire en (i) augmentant la production végétale au sein d'une portion d'espace, (ii) en limitant les exports de la biomasse végétale aérienne ou racinaire produite au sein de la portion d'espace la biomasse végétale, (iii) en favorisant la stabilisation du C dans l'unité pour ralentir sa décomposition et en limitant l'érosion (Lal, 2018).

Des enjeux scientifiques et opérationnels à l'échelle du paysage

Ces enjeux questionnent sur la dynamique de la MOS dans un contexte de changements environnementaux, sur les conditions et les modalités de gestion des sols permettant le maintien ou l'augmentation des stocks de C. Les travaux menés depuis de nombreuses années sur la MOS apportent des éléments de réponse. Toutefois, les compréhensions récentes des processus de stabilisation de la MOS (Lehmann and Kleber, 2015) mettent en avant l'importance des conditions abiotiques et biotiques de l'environnement plus que de la nature des MO comme facteur de contrôle de leur stabilisation et de leur persistance dans le sol. Cette vision appelle donc, en complément des résultats existants, des recherches plus holistiques prenant en compte l'hétérogénéité spatiale des conditions biotiques et abiotiques environnant la MOS à l'échelle des processus nanométriques mais aussi à des échelles plus larges, et de gestion, telles que la parcelle et l'échelle du paysage (Schmidt *et al.*, 2011).

Les pratiques de gestion des parcelles agricoles qui influencent le stockage de C dans les sols via les apports ou la réduction des pertes, telles que les successions de cultures, le travail du sol ou la fertilisation organique ont été largement étudiées (ex : Smith *et al.*, (2008) ; VandenBygaert *et al.*, (2008) ; Maillard and Angers (2014) ; Stella *et al.* (2019)). De même, les facteurs pédo-climatiques qui contrôlent la dynamique de la MOS sont bien connus : ce sont la température et teneur en eau (Davidson *et al.*, 1998; Kätterer *et al.*, 1998), la texture, le pH et d'autres facteurs comme la disponibilité en nutriments (Paul and Clark, 1989; Sylvia *et al.*, 2005), sont bien connus. Mais **si les effets des composantes du milieu physique et des pratiques agricoles prises une à une sont bien compris, les interactions entre plusieurs pratiques agricoles au sein d'un système de culture, ou entre pratique et milieu, ont été beaucoup moins étudiées** (Rees *et al.*, 2005). Développer des approches systémiques pour explorer l'effet sur la dynamique et les stocks de MOS des gradients de conditions environnementales, en lien avec la nature du milieu et les modes de gestion, reste un défi majeur (Lehmann and Stahr, 2010; Schmidt *et al.*, 2011).

Le paysage, qui permet d'aborder la combinaison de l'hétérogénéité du milieu physique et l'organisation des usages agricoles en lien avec ce milieu est une échelle pertinente pour développer ces approches et identifier l'hétérogénéité des dynamiques de MOS et des potentiels de stockage de

C qui en résultent. De plus, il permet d'intégrer dans les évaluations les structures paysagères situées en marge des surfaces de production et présentant souvent une végétation pérenne (haies, bandes enherbées, bosquets). Ces structures peuvent avoir un impact significatif localement sur la dynamique du C (Bishop *et al.*, 1994; Walter *et al.*, 2003), qui reste à intégrer dans l'ensemble du paysage. L'échelle du paysage permet enfin d'intégrer les flux de MO qui peuvent influencer de façon significative la dynamique et les stocks de C : les flux d'apport de MO exogènes au sol (résidus, effluents d'élevage) ; les flux de MOS sous forme particulaire ou dissoute. Les flux d'apport de MO exogènes sont structurés par l'organisation spatiale des pratiques agricoles à l'échelle des exploitations et liés, entre autre au type de système de production, à la structure et à l'accessibilité du parcellaire. Dans les zones de polyculture-élevage à forte densité de production, les contraintes réglementaires d'épandage des effluents d'élevage ou le développement d'unités de méthanisation collective impliquent de plus en plus des organisations et des flux de MO exogènes à des échelles supra-exploitation agricole. Par ailleurs, en termes de flux de MOS, (Quinton *et al.*, 2010) montrent en effet que l'érosion peut modifier le cycle du C et de l'azote de façon significative et que les flux de nutriments qui en résultent sont du même ordre de grandeur que les flux liés à la fertilisation et à l'exportation de la biomasse à la récolte. De même, l'importance des flux de carbone organique dissous (COD) et de leur impact sur les écosystèmes sont de plus en plus reconnus (Tipping *et al.*, 2007).

2.3 Mes objectifs, objets et axes de recherche

Mes objectifs de recherche ont été d'évaluer l'impact des interactions entre hétérogénéité du milieu et activités agricoles sur la dynamique de la MOS et le stockage de C à l'échelle des paysages agricoles et de produire des connaissances sur la hiérarchie des facteurs de contrôle de la variabilité du stockage de C à cette échelle.

Dans mes recherches, le **paysage est un système qui s'étend dans les trois dimensions** de l'espace (Figure 1). Il comprend à la fois la mosaïque paysagère (parcelles agricoles, autres éléments du paysage) et les pratiques de gestion des parcelles et des autres éléments du paysage, au sens de l'écologie du paysage, et le milieu (dont le sol) tel que dans les approches de « landscape pedology » (Pennock and Veldkamp, 2006; Sommer, 2006). C'est un **système dynamique** dont les composantes sont en interaction fonctionnelle et évoluent à une diversité d'échelles temporelles.

J'ai développé ces recherches dans le contexte de **paysages bocagers** (Figure 2), paysages ayant pour caractéristique la présence de réseaux de structures linéaires de végétaux ligneux (Baudry and Jouin, 2003). Je les ai considérés comme **des archétypes de paysages agricoles hétérogènes** me permettant de développer des approches méthodologiques adaptées à la prise en compte d'une diversité de sources d'hétérogénéité, à différentes résolutions spatiales et temporelles :

- hétérogénéité spatio-temporelle de la mosaïque des usages agricoles, résultant de l'assemblage dans l'espace et dans le temps de cultures annuelles et de prairies temporaires ou de longue durée sur un parcellaire ;
- présence de végétation semi-naturelle dans les surfaces agricoles, où les éléments les plus emblématiques sont les haies, talus et fossés, ou en marge des surfaces agricoles (zones humides, ripisylves, bosquets). Ces éléments de paysage peuvent évoluer sur des cycles pluriannuels sous l'effet de pratiques de gestion (ex : gestion des haies), ou de restructuration des propriétés et parcellaires agricoles.
- hétérogénéité du milieu, en particulier en Bretagne, où malgré un relief peu contrasté et des dénivelés en moyenne très doux, les sols varient à courte distance en relation avec la topographie, la présence d'un réseau hydrographique dense et de nappes superficielles qui affluent dans les bas de versant (Lemerrier, 2010).

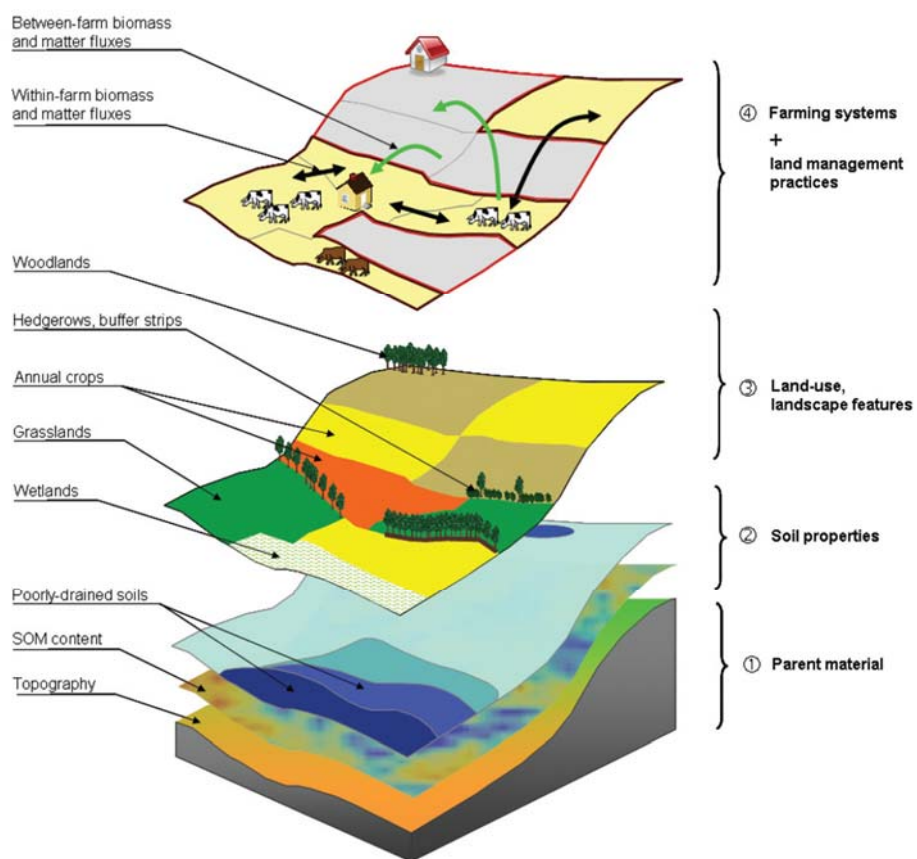


Figure 1 Représentation des composantes du système « paysage » à prendre en compte dans le cadre de la l'étude de la dynamique de la MO du sol (figure extraite de [A25]).



Figure 2 Photographie d'un paysage bocager (Morbihan, Bretagne, perspective oblique). Source INRAE UMR SAS.

Mes recherches se sont organisées autour de trois axes principaux, qui structurent les chapitres qui vont suivre :

- (1) la **modélisation intégrée spatialisée de la dynamique de la MOS** à l'échelle du paysage. J'emploie le qualificatif « intégrée » désigner le fait que le modèle représente à la fois la dynamique du paysage, au sens défini ci-dessus, et les processus biophysiques relatifs à la dynamique de la MOS et au stockage de C ;
- (2) la **quantification de l'hétérogénéité spatio-temporelle de la dynamique des MOS**, stocks de C et des propriétés des sols associées, à l'échelle du paysage, **et de ses facteurs de contrôle environnementaux** (biotiques et abiotiques) et **anthropiques** ;
- (3) un focus sur **l'évaluation des fonctions environnementales des haies bocagères**, éléments emblématiques des paysages bocagers.

A travers ces recherches, mon ambition a été de fournir des éléments de connaissances mobilisables pour préserver les ressources naturelles, et pour élaborer des stratégies de gestion des espaces cultivés plus durables.

3 Modélisation intégrée de la dynamique du carbone des sols agricoles à l'échelle du paysage

Un certain nombre de modèles mathématiques ont été développés depuis les années 1970 pour prédire la réponse des stocks de MOS dans la couche superficielle du sol aux pratiques agricoles, à l'échelle du profil de sol ou de la parcelle (Powlson *et al.*, 1996). Pour aborder les relations entre activités anthropiques et processus écologiques (s.l.) sur des étendues spatiales plus larges, les outils de modélisation spatialement explicites sont pertinents car ils permettent de représenter les impacts d'action de gestion des paysages localisées dans l'espace et de prendre en compte des flux (Matthews *et al.*, 2007; Vinatier *et al.*, 2016).

Dans ce chapitre, je présente le cadre de modélisation que j'ai retenu et sa mise en œuvre dans des démarches de simulation pour représenter la dynamique du C à l'échelle du paysage et évaluer l'impact d'évolutions du paysage sur le stock de C dans le sol. Ce chapitre s'appuie en partie sur l'étude bibliographique réalisée au démarrage de mes travaux, et qui m'a permis de poser mes axes de travail sur la modélisation [A25].

3.1 Etat de l'art sur la modélisation de la dynamique du C dans le sol

3.1.1 Structure et complexité des modèles de dynamique du C existants

Deux grands types d'approches de modélisation de la dynamique du C peuvent être distinguées :

- les approches empiriques, visant à relier par une relation statistique des observations de stock C des sols à des variables explicatives présélectionnées liées au milieu (température, précipitations) ou au mode de gestion des sols (type de travail du sol, apport d'effluents organiques, etc.) (ex : Poeplau *et al.* (2011)) ;
- les approches à dominante mécaniste, dynamiques, visant à représenter les biotransformations du C organique du sol au cours du temps et ses facteurs de contrôle (Smith *et al.*, 1998).

Les modèles mécanistes dynamiques sont basés sur une représentation soit explicite soit conceptuelle (*i.e.* pas nécessairement observables) des biotransformations du C organique du sol. Ces modèles sont nombreux et divers, et ont fait l'objet de plusieurs revues de la littérature (Wutzler and Reichstein, 2007; Manzoni and Porporato, 2009; Campbell and Paustian, 2015; Vereecken *et al.*, 2016). Bien que les connaissances actuelles montrent que les MOS sont constituées d'un continuum de composés organiques à différents stades des réactions de biotransformation, elles sont représentées dans la plupart des modèles existants comme un ensemble de compartiments distincts, reliés entre eux par des flux de matière, avec parfois un compartiment représentant la biomasse microbienne. Les compartiments ont généralement une définition conceptuelle de la cinétique de décomposition de la MOS, chacun étant caractérisé par un temps moyen de résidence spécifique du C. La dégradation de la MOS est généralement représentée par des équations cinétiques d'ordre 1 pour décrire la perte de masse dans chacun des compartiments au cours du temps :

$$dC/dt = I(t) - kC(t) \quad \text{Equation 1}$$

Avec dC la variation de la quantité de C dans le compartiment pendant l'intervalle de temps dt , $I(t)$ l'entrée de C dans le compartiment au temps t , k la constante de décomposition du compartiment (correspondant à $1/\text{temps moyen de résidence}$) et $C(t)$ la quantité de C contenue dans le compartiment au temps t .

Dans cette représentation, la quantité de C perdue par le compartiment par unité de temps, $kC(t)$ est reliée de façon linéaire à la quantité de C présente dans le compartiment. La constante de décomposition k correspond à la proportion de C décomposée dans le compartiment par unité de temps ; elle est indépendante de la quantité de C présente dans le compartiment $C(t)$ et de la quantité de C entrant $I(t)$. Une fraction de ce flux de décomposition est minéralisée, majoritairement sous forme de CO_2 , et le reste contribue à l'entrée de C dans les autres compartiments à temps moyen de résidence plus long.

Cette formalisation mathématique simple de la biotransformation de la MOS, proposée dès les premiers développements, s'est imposée et est aujourd'hui à la base de la plupart des modèles, dont les plus utilisés : RothC (Coleman et al., 1997), CENTURY (Parton et al., 1987), DNDC (Li and Frohling, 1992). Le nombre de compartiments et la grandeur prise par chacune des vitesses de décomposition varient d'un modèle à l'autre. Cette représentation a été largement testée et se révèle être un compromis intéressant entre la complexité des modèles et leur capacité à rendre compte de la dynamique de la MOS (Paustian, 1994).

Plusieurs limites sont néanmoins pointées :

- ces approches considèrent des compartiments conceptuels non mesurables ;
- la décomposition de la MOS n'est limitée que par la disponibilité du substrat et les microorganismes ne sont pas représentés de façon explicite. Par construction, il existe une relation linéaire entre le stock de MOS et les entrées de MO lorsque le système est à l'équilibre $I(t) = kC(t)$, si bien que le stock de C à l'équilibre augmente de façon linéaire avec les entrées de C. Or, un ensemble de travaux montre qu'il existerait une quantité maximale de C que le sol peut stocker, correspondant à la saturation des fractions minérales fines, et que ce seuil est contrôlé par les propriétés physiques des sols (minéralogie, texture), et par les concentrations en MOS elles-mêmes) (Stewart et al., 2007) ;
- l'activité et la dynamique des microorganismes ne sont pas représentées de façon explicite dans les modèles classiques, alors qu'elles contrôlent la biotransformation des MOS et qu'elles peuvent être à l'origine de processus non linéaires, notamment dans des contextes d'environnement changeant. Les connaissances nouvelles disponibles sur le fonctionnement des microorganismes et leurs interactions avec les MOS ont conduit au développement de nouveaux modèles, représentant explicitement différents compartiments fonctionnels microbiens, leur dynamique, et les réactions enzymatiques en jeu dans les processus de décomposition et de minéralisation du C (Manzoni et Porporato, 2009).

Ces modèles classiques sont conçus et paramétrés pour la prise en compte de l'effet des principaux usages et pratiques agricoles qui affectent la dynamique du C de façon majeure, tels que la fertilisation organique ou le travail du sol. Il reste que l'effet de certaines pratiques est représenté de façon frustrée : par exemple, l'impact du travail du sol sur la répartition des résidus de culture dans le profil est assez fréquemment pris en compte tandis que les effets du non-travail sur la structure du sol et les propriétés hydriques, qui peuvent impacter la dynamique du C, le sont beaucoup moins. De plus, le nombre de cultures paramétrées reste limité au regard des évolutions connues actuellement dans certains systèmes agricoles (diversification des cultures, développement de couverts multi-spécifiques).

3.1.2 Spatialisation des modèles de dynamique des MOS

A des échelles spatiales dépassant la parcelle, la question du nombre de paramètres et de données d'entrée à renseigner, en lien avec le degré de complexité des modèles, est cruciale pour le choix de formalismes de modélisation. Les modèles mécanistes très détaillés, tels que ceux qui représentent explicitement des compartiments microbiens fonctionnels, leur dynamique et leurs activités, ne sont pas adaptés à la spatialisation. Trouver un compromis qui permette d'avoir des modèles spatialisés aptes à simuler la dynamique du C en condition de changements globaux reste un enjeu fort des développements actuels (Campbell and Paustian, 2015). Au démarrage de mon activité dans ce domaine, les modèles dynamiques étaient peu appliqués à des échelles spatiales larges [A25]. Ils le sont de plus en plus aujourd'hui, notamment aux échelles nationales, régionales ou globales dans le cadre des inventaires des stocks de C, et des politiques publiques de lutte contre le changement climatique (Luo *et al.*, 2016). A ma connaissance, très peu de modèles abordent l'échelle spécifique du paysage et les hétérogénéités qu'elle implique de représenter.

Trois types d'approches sont en effet mobilisées à des échelles spatiales supra-parcellaires: (1) les approches empiriques, (2) les modèles classiques de dynamique du C décrits ci-dessus, (3) les modèles d'écosystèmes développés pour des applications sur des étendues spatiales larges (Clark *et al.*, 2011; Guenet *et al.*, 2013). Lorsque les modèles classiques sont appliqués aux échelles régionales à globales, ce sont les entrées qui sont spatialisées, la structure des modèles eux-mêmes ne changeant pas. L'étendue à modéliser est souvent divisée en polygones irréguliers, correspondant à des unités de simulation homogènes, pour lesquelles un jeu unique de paramètres et d'entrées est dérivé (propriétés du sol, état initial du stock de MOS, utilisation des terres, gestion des terres, changement d'utilisation des terres et changement de gestion des terres). Le modèle simule la dynamique du C de façon indépendante dans chaque unité. Pour les modèles globaux de l'écosystème terrestre, le module C est basé sur des modèles compartimentaux avec des équations cinétiques d'ordre 1, couplés à des modèles de dynamique de la végétation, de transferts de nutriments, et à des scénarios de changement d'usage des sols (Luo *et al.*, 2016). La représentation des usages des sols et des pratiques agricoles est souvent peu détaillée et n'est pas déclinée localement.

3.1.3 Enjeux de la modélisation à l'échelle du paysage

Les enjeux à l'échelle du paysage sont de représenter les hétérogénéités spatiales et temporelles, liées au milieu et aux activités anthropiques, susceptibles d'affecter la dynamique et le stockage de C à cette échelle, de décrire les principaux processus de transfert, de transformation et de forçage qui s'y déroulent et qui ont un impact significatif sur le stockage de C.

Par rapport aux approches de modélisation sur des étendues vastes et à des résolutions spatiales relativement grossières, j'ai identifié trois enjeux méthodologiques et de connaissances spécifiques pour la modélisation à l'échelle du paysage [A25] (Figure 3) :

- (1) disposer d'une représentation des hétérogénéités du paysage (sol, mosaïque d'usage des sols, pratiques culturales) pertinentes à prendre en compte dans les trois dimensions de l'espace et intégrant l'ensemble des horizons organo-minéraux des sols,
- (2) modéliser les flux de C latéraux et verticaux qui peuvent avoir un effet significatif sur la dynamique du C dans le paysage (allocation spatiale des apports de MO au sol, travail du sol, des processus d'érosion, ou flux de COD).
- (3) adapter les méthodologies d'exploration de modèles à ces modèles complexes, dynamiques et spatiaux.

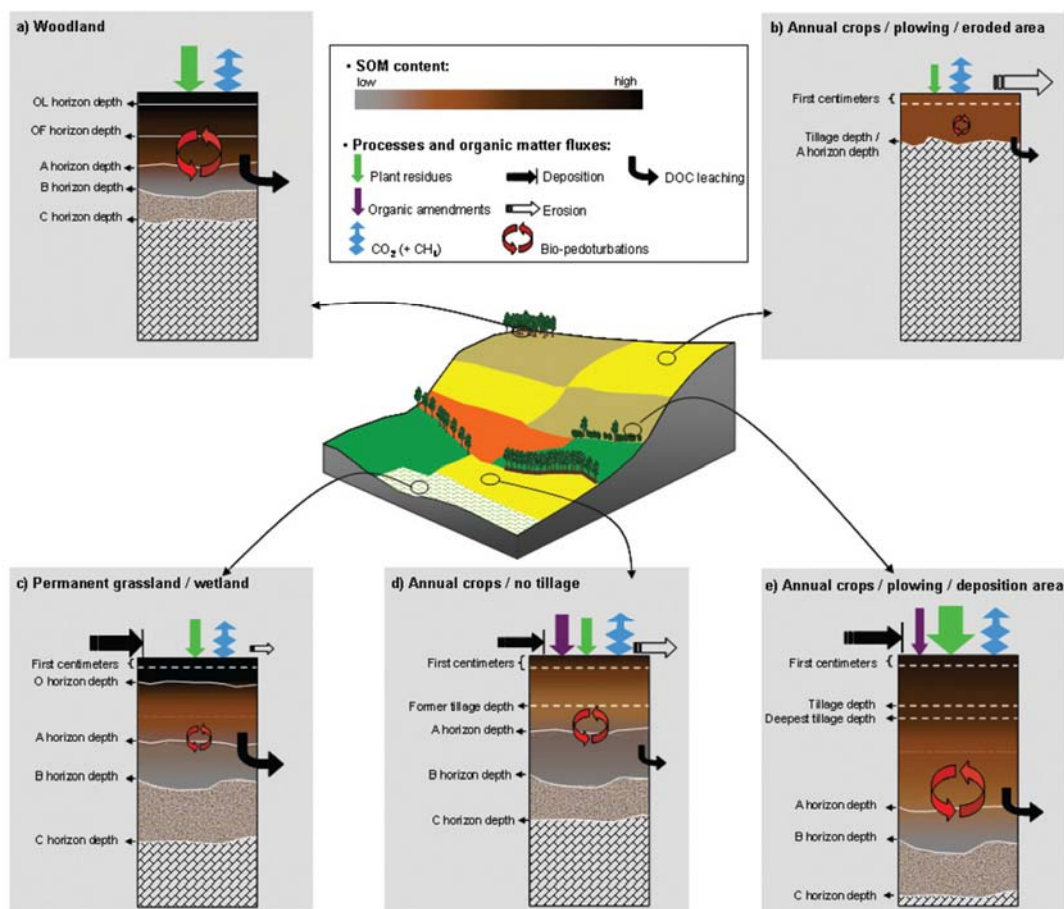


Figure 3 Représentation des flux et stocks de C en différentes localisations d'un paysage agricole. La taille des flèches traduit l'intensité des processus et des flux. Figure extraite de [A25].

Les points principaux identifiés ici ont guidé mes investissements sur la modélisation intégrée de la dynamique de la MOS à l'échelle du paysage : la mise en place d'une démarche de modélisation intégrée, la prise en compte des trois dimensions de l'espace, la prise en compte des espaces interstitiels dans la modélisation (haies, zones hydromorphes), et un intérêt pour l'évaluation de ces modèles complexes.

3.2 Mise en place d'une modélisation intégrée de la dynamique de la MOS à l'échelle du paysage

L'approche de modélisation que j'ai mise en place permet de représenter la dynamique du C dans les 3 dimensions de l'espace : l'évolution des stocks de C est modélisée en toute localisation du paysage et pour l'ensemble des horizons contenant de la MOS. Le modèle comprend un **module paysage permettant de simuler les entrées de C à l'échelle du paysage et de représenter l'hétérogénéité des sols**, et un **module de simulation de la dynamique du C qui repose sur le modèle RothC 26-3** (Clark *et al.*, 2011). L'ensemble est développé sous R (R Core Team, 2018).

3.2.1 Modélisation de la dynamique du C : adaptation du modèle RothC

RothC est conçu pour simuler le turnover du C dans l'horizon de surface d'un sol non saturé en eau. C'est l'un des modèles classiques les plus utilisés à l'échelle internationale. Il représente la MOS comme un ensemble de compartiments distincts, reliés entre eux par des flux de matière. Les compartiments ont une définition conceptuelle de la cinétique de décomposition de la MOS, chacun étant caractérisé par un temps moyen de résidence spécifique du C. La dégradation de la MOS est représentée par des équations cinétiques d'ordre 1 pour décrire la perte de masse dans chacun des compartiments au cours du temps. Le degré de complexité m'est apparu en cohérence avec la spatialisation à l'échelle du paysage, les paramètres du modèle (constantes de décomposition, propriété des sols) permettant de représenter une certaine hétérogénéité des sols à cette échelle. Pour la modélisation à l'échelle du paysage, j'ai apporté trois modifications au modèle RothC (Figure 4) : (i) **l'ensemble des horizons organo-minéraux** est représenté et non plus uniquement l'horizon de surface, (ii) la **redistribution de la MOS à l'échelle du profil**, par le travail du sol et les processus d'érosion, est modélisée, (iii) **une variabilité des vitesses de décomposition en fonction des localisations** dans le paysage peut être prise en compte.

Le profil de sol est discrétisé en différents horizons ce qui implique une spatialisation verticale des paramètres du modèle. Les constantes de décomposition de chaque compartiment conceptuel du modèle RothC sont modifiées par des facteurs multiplicateurs liés à la présence d'une couverture végétale, à la température et à l'humidité du sol. J'ai fait l'hypothèse que le facteur modificateur lié à la couverture végétale ne s'appliquait qu'aux 30 premiers centimètres. La température du sol est spatialisée à l'échelle du profil à partir de la température de surface (McCann *et al.*, 1991). Le déficit hydrique à partir duquel est calculé le facteur modificateur de la décomposition lié à l'humidité du sol, est également spatialisé et défini pour chaque horizon. Le déficit hydrique maximal de chaque horizon est calculé à partir de la teneur en argile tel que dans RothC. Un bilan hydrique sommaire est réalisé pour définir, à chaque pas de temps, le déficit hydrique de chaque couche de sol : lorsque l'évapotranspiration potentielle mensuelle dépasse les précipitations, chaque couche, en commençant par la couche de surface, s'assèche jusqu'à atteindre son déficit hydrique maximal ou la demande évaporatoire. Lorsque les précipitations dépassent l'évaporation potentielle chaque couche se remplit jusqu'à sa capacité de champ, à partir de la couche de surface et le long du profil. Le bilan hydrique ne prend pas en compte de façon explicite les interactions potentielles avec une nappe.

Deux types de processus de redistribution de la MOS dans le profil de sol sont représentés : la **redistribution liée au travail du sol** et la **redistribution liée au dépôt ou au départ de sol par érosion**. Un labour conduit à une homogénéisation des teneurs des stocks de MOS des couches de sol concernées. L'apport ou le départ de sol par érosion conduit à une mise à jour des stocks de C dans la couche de surface (généralement la seule couche concernée par le départ de sol) et à une mise à jour des limites des horizons. La vitesse de décomposition de la MOS contenue dans les particules érodées est considérée identique à celle du sol. Le modèle étant utilisé sur des horizons temporels d'une dizaine à une centaine d'années, aucun processus de production de sol à partir de l'altération du substrat n'est considéré. Les apports de MO par les résidus aériens et par la fertilisation organique se font dans le 1^{er} horizon ; la répartition verticale des apports par les résidus racinaires est simulée par le module paysage.

Une modulation des constantes de décomposition pour les sols mal drainés a été proposée par optimisation à partir de données disponibles sur les stocks de C dans ces sols et d'une estimation des entrées de C.

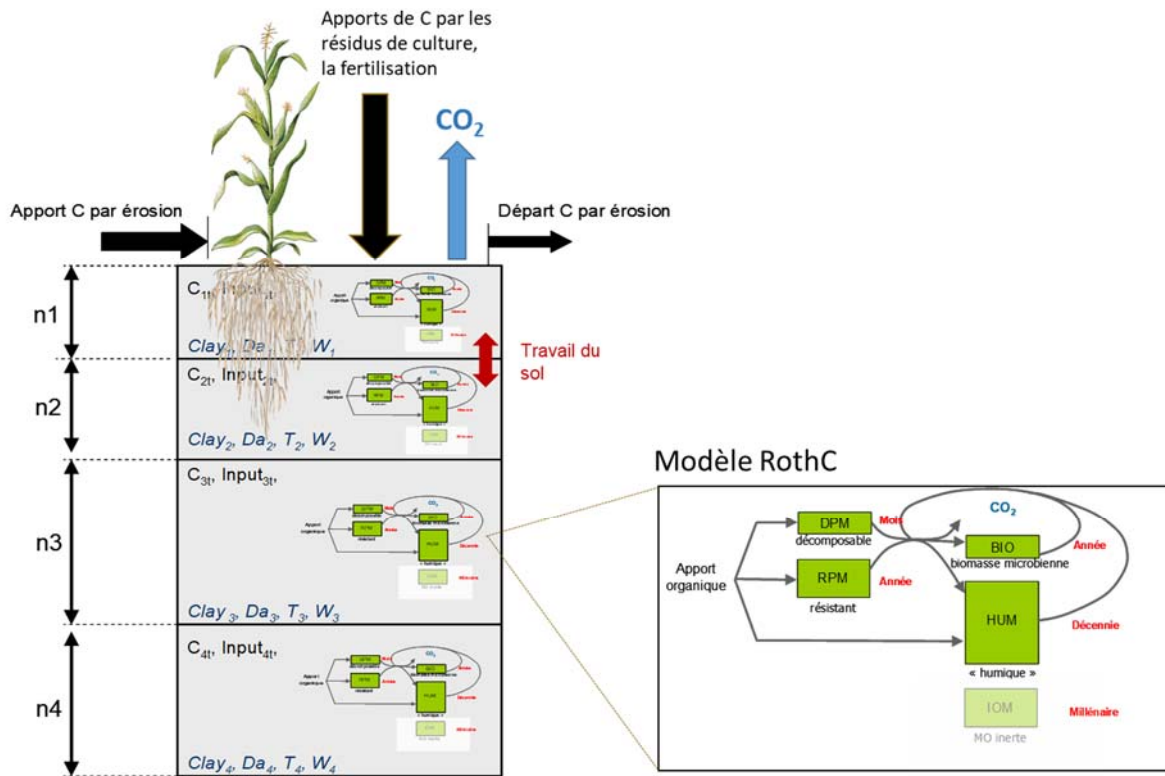


Figure 4 Modélisation de la dynamique du C organique des sols à l'échelle d'un profil de sol, le modèle RothC étant appliqué pour chaque horizon. A un instant t et pour chaque horizon n_i considéré, les entrées du modèle sont le stock initial de C (C_{it}) et l'apport de C ($Input_{it}$). Les paramètres de modèle sont la teneur en argile ($Clay_{it}$), la densité apparente (Da_{it}), la température (T_{it}) et le déficit hydrique (W_{it}).

3.2.2 Module de représentation du paysage

Le paysage est discrétisé selon une grille régulière à mailles carrées (format raster). Dans la dimension verticale, le paysage est représenté comme une succession d'horizons de sol. La limite entre les horizons peut être variable d'une maille à l'autre. Le modèle est conçu pour représenter l'ensemble des horizons contenant de la MOS.

Le paysage comprend :

- une information sur la topographie (modèle numérique d'altitude),
- une cartographie en 3 dimensions des entrées et paramètres du modèle de dynamique du C relatifs aux propriétés des sols (stock de C, teneur en argile, limite des horizons),
- une mosaïque d'unités d'usage (ex : parcelles agricoles, haie).

Le module de paysage infère, à chaque pas de temps (mensuel par défaut), les entrées du modèle de dynamique du C relatives aux apports de C au sol et le paramètre de couverture du sol, pour chaque maille et chaque horizon. Ce module ne comprend pas de modélisation de la croissance de la végétation, mais estime les apports de C organique à partir de la paramétrisation des rendements, des modes de gestion des résidus de culture et de la distribution des racines (Figure 5).

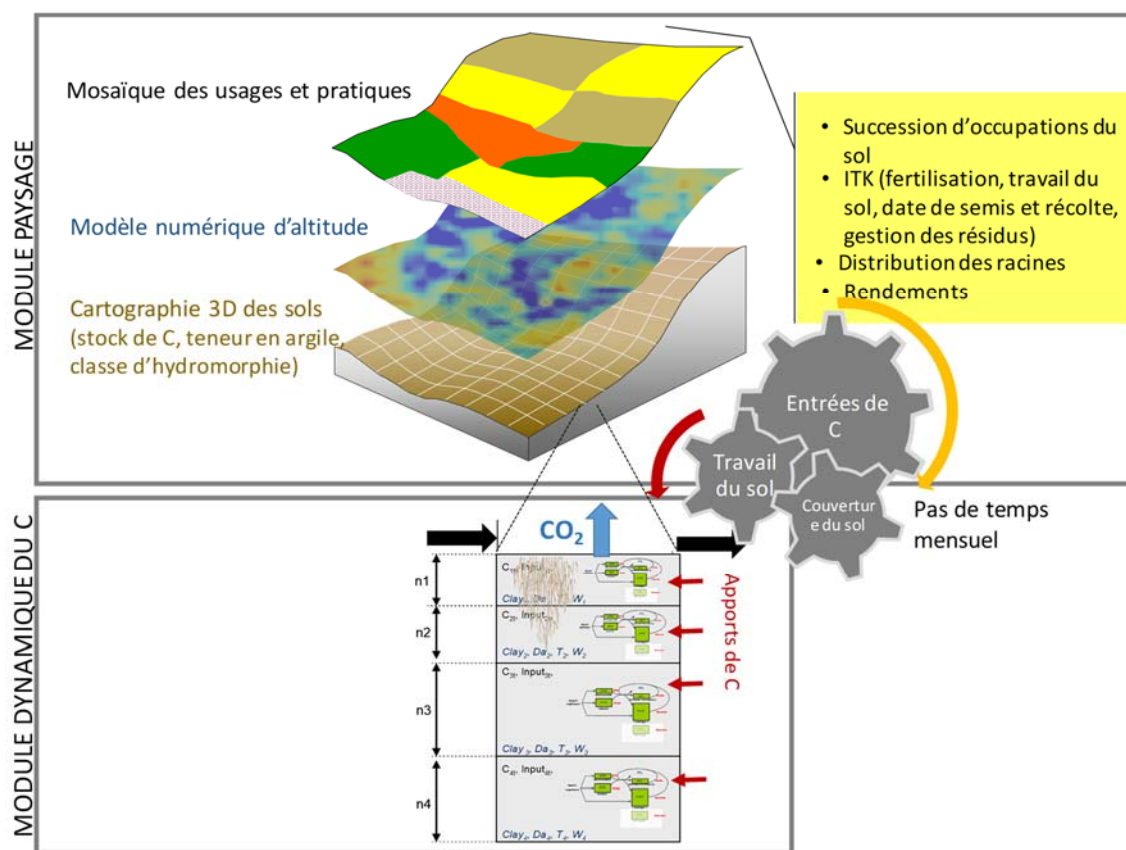


Figure 5 Représentation schématique du couplage entre le module paysage et le module de dynamique du C (ITK : itinéraires techniques culturaux).

3.2.3 Couplage avec la modélisation de la redistribution des sols

Les processus de redistribution des sols dus à l'érosion hydrique et au travail du sol sont des facteurs majeurs d'évolution des sols. L'érosion a des implications sur la redistribution spatiale du C associés aux particules érodées et sur la dynamique du C transféré (Kirkels *et al.*, 2014). Toutefois, que la redistribution soit in fine une source ou un puits de C reste controversé ; le bilan en termes de stockage ou de déstockage de C est vraisemblablement très dépendant de l'organisation spatiale des zones d'érosion et des zones de dépôt, et des conditions environnementales locales qui contrôlent la dynamique de la MOS (Doetterl *et al.*, 2016). Les processus de redistribution sont fortement influencés par la topographie et le climat. Ils dépendent également largement des modalités de gestion des sols (Wilkinson and McElroy, 2007), c'est-à-dire de la structuration des parcelles, des pratiques culturales et des aménagements. Les linéaires anthropiques constituent en particulier des barrières efficaces à la redistribution des matériaux solides du sol par l'érosion hydrique et le travail du sol (Govers *et al.*, 1994; Follain *et al.*, 2006). La modélisation intégrée est une approche utile pour représenter et explorer les interactions entre la redistribution des sols et la dynamique de la MOS et leur variabilité spatiale, en lien avec les évolutions du climat et des pratiques de gestion des sols (Van Oost *et al.*, 2005; Yoo *et al.*, 2009).

L'objectif de ce travail a été de **coupler le modèle de dynamique de la MO à un modèle d'érosion et de redistribution des sols**, ici *LandSoil* (Ciampalini *et al.*, 2012), pour représenter les effets des pratiques culturales dans les parcelles et des structures linéaires en bordure de parcelles sur les transferts et la dynamique de la MOS à l'échelle du paysage. Il a été réalisé dans le cadre de la thèse

de Marine Lacoste et du projet ANR LandSoil, en collaboration avec R. Ciampalini, S. Follain et Y. Le Bissonnais (UMR LISAH).

LandSoil est un modèle de ruissellement et de redistribution des sols de type expert basé sur le modèle de ruissellement STREAM (Cerdan *et al.*, 2002) et la composante d'érosion du travail du sol du modèle WaTEM / SEDEM (Van Oost *et al.*, 2000). C'est un modèle événementiel (événement pluvieux ou aratoire), distribué et dimensionné pour des résolutions spatiales fines (1-10 m) et pour des horizons temporels de 10 à 100 ans. Sa représentation du paysage agricole (états de surface des parcelles, réseaux anthropiques, chemins d'eau) est cohérente avec celle du modèle de dynamique du C. Le couplage réalisé est un couplage faible [A12]. Les deux modèles sont développés dans des environnements informatiques différents (ArcGIS® et R), mais peuvent être lancés simultanément. Ils partagent les mêmes représentations du paysage en entrée. La cartographie de la topographie, sous forme d'un modèle numérique d'altitude produit par le modèle d'érosion à chaque événement pluvieux ou aratoire, est mobilisée en entrée du modèle de dynamique de la matière organique au pas de temps annuel. L'épaisseur des sols et la limite des différentes couches (ou horizons) de sols sont réactualisées dans le modèle de dynamique du C à partir de l'évolution de la topographie. Le flux érosif n'étant pas routé dans le modèle *LandSoil*, l'origine du sol dans les zones de dépôt n'est pas connue. Nous avons considéré que la teneur en C des particules érodées correspondait à la teneur moyenne de l'horizon de surface du sol des mailles érodées. Nous avons fait l'hypothèse que la vitesse de décomposition du C érodé était similaire à celle de l'horizon de surface du sol.

Nous avons appliqué le modèle couplé à la simulation l'évolution de la dynamique de la MOS dans un petit bassin versant de 1km² situé sur le site de Pleine-Fougères (48° 36' N, 1° 32'O), caractérisé par une topographie marquée (versant présentant une pente moyenne de 13%), des sols limoneux et une forte densité de haies (120 m.ha⁻¹) [A12]. Nous avons quantifié la redistribution et l'évolution des stocks de C sur 90 ans, sous l'hypothèse d'un climat et d'un usage des sols suivant les évolutions tendancielles. Le modèle couplé permet une évaluation des pertes de C liées à l'exportation de particules érodées vers le réseau hydrographique et des pertes et/ou gains liés à la redistribution du sol sur les versants. Dans le cas d'application, nous montrons que les exportations sont faibles en raison de la forte compartimentation du versant par la présence de haies bocagères et de la protection des bas de versant par des prairies et des haies de ceinture de bas fond. La diminution globale du stock de C estimée à l'échelle du bassin versant est principalement liée à l'érosion de zones riches en MOS à l'emplacement d'anciennes haies (Figure 6).

- La modélisation, basée sur le modèle RothC, permet de simuler la dynamique de la MOS à l'échelle du paysage dans les trois dimensions de l'espace, et potentiellement à haute résolution spatiale.
- Le couplage avec le modèle *LandSoil* permet de représenter l'impact de la redistribution des sols par les processus d'érosion sur les stocks de MOS dans le paysage.
- Le modèle requiert en entrée une information détaillée 3D sur les sols, à la résolution du modèle pour la phase d'initialisation, et des informations relatives aux usages des sols et aux pratiques culturales à l'échelle des entités de gestion (parcelle, haie, autre élément paysager), à chaque pas de temps et sur l'ensemble de la durée de simulation.

3.3 Modélisation de paysage en entrée de la modélisation intégrée

3.3.1 Modélisation spatialisée des propriétés des sols

La mise en œuvre du modèle de dynamique de la MOS à l'échelle du paysage nécessite de disposer de cartographies continues et exhaustives des propriétés des sols (profondeur, teneur en C, densité

apparente, texture), utilisées en entrée ou comme paramètres du modèle, à une résolution spatiale compatible avec celle retenue pour la modélisation de l'évolution des stocks de MOS.

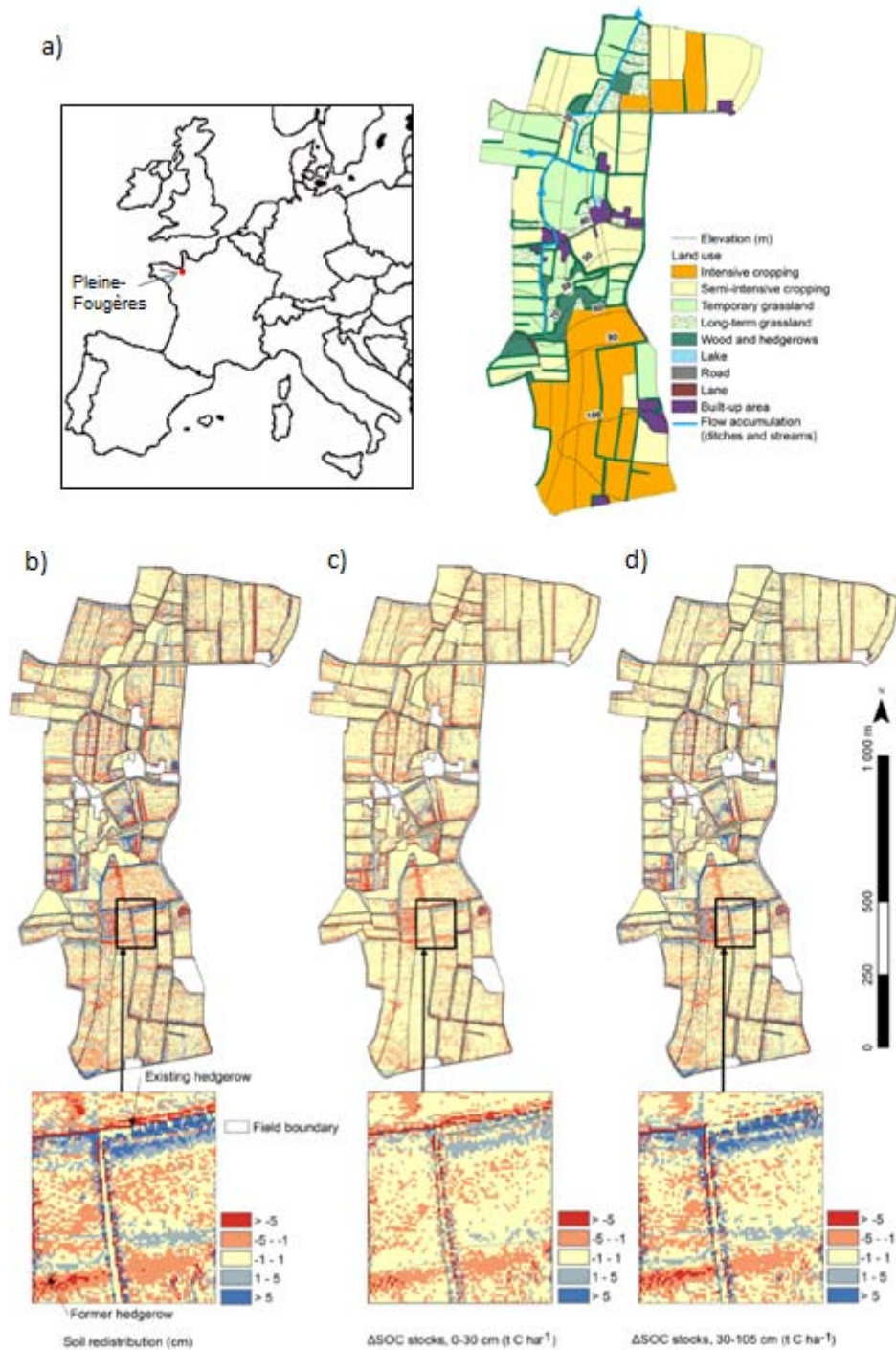


Figure 6 a) Localisation du site de Pleine-Fougères, cartographie du bassin versant de 1km², et cartes de la variation de l'épaisseur des sols (b), de la variation des stocks de C ΔSOC dans les horizons 0-30 (c) et 30-105 cm (d) après 90 ans de simulation dans un contexte d'évolution tendancielle de l'usage des sols et du climat.

Ceci m'a amenée à travailler sur la **cartographie numérique des sols, à haute résolution spatiale et dans les trois dimensions de l'espace**. Ce travail a été réalisé en collaboration avec D. Michot et C.

Walter (UMR SAS), dans le cadre de la thèse de Marine Lacoste [A19] et du projet ANR MOSAIC. Il a été appliqué à deux zones d'études : le site de Pleine-Fougères (10 km²) inclus dans la Zone Atelier Armorique et situé au nord de l'Ille-et-Vilaine (48° 36' N, 1° 32'O), et le site de Naizin (12 km²) de l'ORE² Agrhys situé dans le Morbihan (48°00'N, 2°49'O).

La modélisation spatialisée des propriétés des sols mobilise des mesures de stocks de C en entrée du modèle. Ces mesures ont été réalisées à partir d'un échantillonnage des sols raisonné pour couvrir l'étendue spatiale étudiée et pour rendre compte de la diversité spatiale des propriétés des sols. La cartographie prédictive fine en trois dimensions de plusieurs propriétés du sol repose sur le **couplage de méthodes statistiques et sur l'utilisation de données auxiliaires pour lesquelles une cartographie exhaustive sur l'étendue du site d'étude est disponible.**

Sur le site Pleine-Fougères, nous avons ainsi mis en œuvre un échantillonnage en hypercube latin conditionné (cLHS), méthode d'échantillonnage aléatoire stratifiée permet un échantillonnage parcimonieux d'échantillonner des variables considérées (ici les stocks de C) à partir de leurs distributions multivariées (Minasny and McBratney, 2006). Le cLHS permet de sélectionner des sites d'échantillonnage avec une bonne représentation de la zone d'étude en fonction de covariables environnementales, ici l'altitude dérivée d'une information LiDAR³ à 2 m de résolution, un indice topographique (résolution 25 m), les émissions naturelles de potassium (résolution 250 m) et la fréquence d'occupation du sol en prairie (résolution de la parcelle agricole). Dans ce paysage bocager, un échantillonnage spécifique a été réalisé au voisinage des haies pour caractériser la variabilité des stocks de C à courte distance. Des modèles d'inférences des propriétés des sols (teneurs en C, densité apparente) à partir de covariables disponibles de façon exhaustive sur l'étendue de la zone d'étude ont été développés par horizon de sol, par des méthodes d'apprentissage basées sur des arbres de régression-classification (Quinlan, 1994). Des profils de sol continus ont ensuite été reconstruits par ajustement de fonctions spline dans les différentes localisations de l'espace. Les incertitudes sur les prédictions spatiales ont été évaluées en mobilisant des méthodes de classification basées sur la logique floue (Malone *et al.*, 2011).

Ce travail a débouché sur la **simulation de cartographie des teneurs en C, densités apparentes et stocks de C à une résolution spatiale de 2m sur 105 cm de profondeur** (Figure 7). Les estimations de stocks totaux de C dans l'espace sont connues avec une précision moyenne de l'ordre de 25 tC.ha⁻¹ : l'erreur moyenne est de 0,15 g.cm⁻³ pour la densité apparente et de 3 g.kg⁻¹ pour la teneur en C. Les erreurs de prédiction présentent une forte variabilité spatiale et sont plus élevées à proximité des haies. Sur ce site d'étude, les modèles d'inférences montrent que **les principaux déterminants de la distribution spatiale des stocks de C sont les occupations du sol sur les parcelles et les réseaux de haies** : les stocks de SOC plus élevés à proximité des haies et dans les parcelles où la fréquence des prairies est élevée.

Un travail similaire a été réalisé sur le site de Naizin pour les horizons de surface 0-15 et 0-30 cm pour la prédiction des stocks de C à une résolution de 5 m. Nous avons testé l'impact des types de covariables utilisées pour la prédiction des stocks de C par les arbres de régression-classification : des variables dérivées de la carte pédologique au 1/10000 (texture, matériau parental, classe d'hydromorphie), des variables dérivées du modèle numérique de terrain à résolution de 5 m (altitude, pente, indice topographique, courbures), les émissions naturelles de potassium à la résolution de 250 m, et des variables dérivées d'enquêtes agricoles détaillées spatialisées à la résolution de la parcelle (succession de culture, restitutions de C, fertilisation). Nous montrons que les différents jeux de covariables utilisés pour la spatialisation reproduisent les mêmes grandes structures spatiales, en lien avec l'organisation du milieu physique (teneurs élevées dans les sols mal drainés à

² Observatoire de Recherche en Environnement http://www6.inra.fr/ore_agrhys

³ Light Detection and Ranging

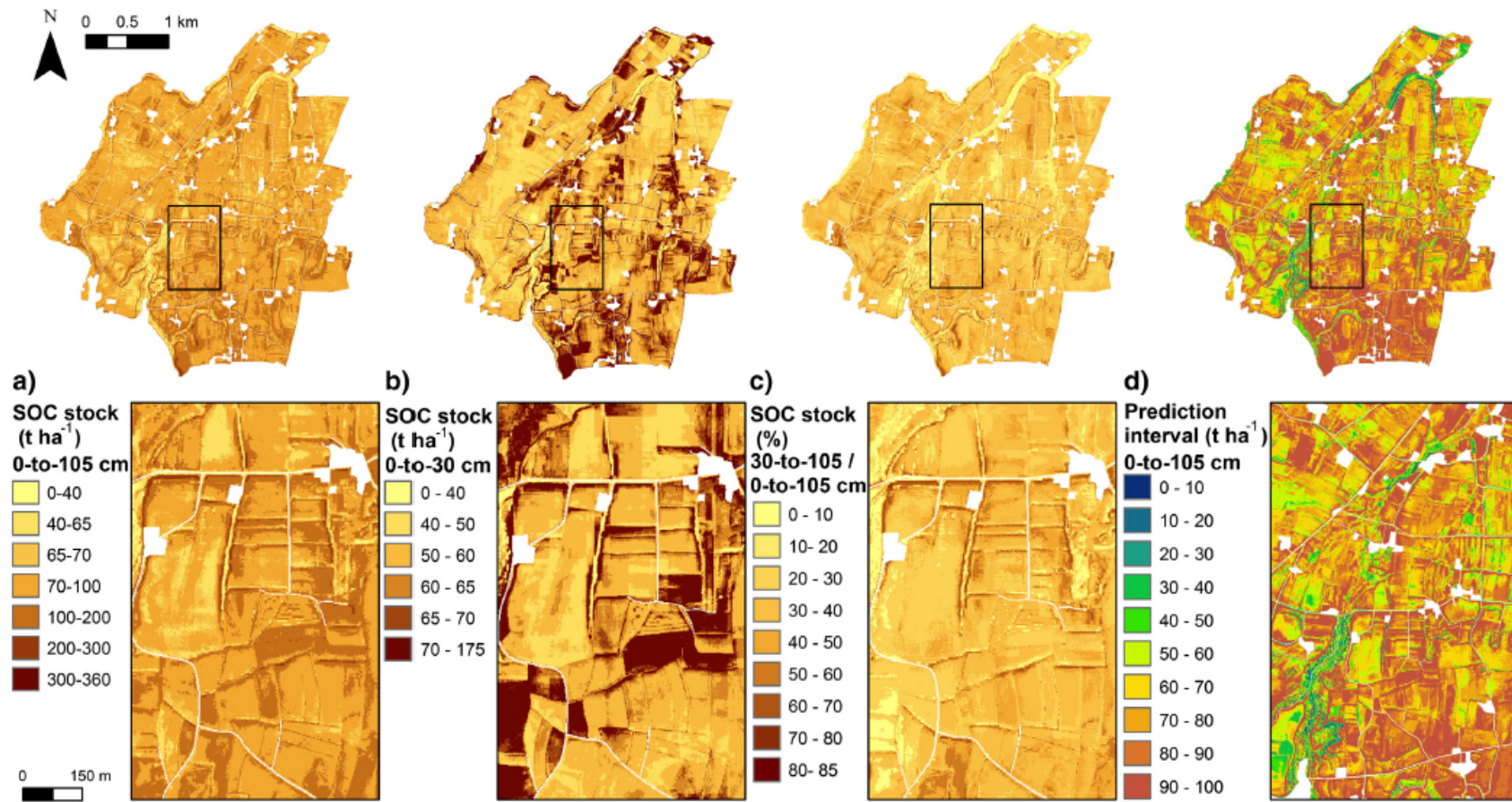


Figure 7 Prédiction des stocks de C dans la zone d'étude de 10 km² (site de Pleine-Fougère) avec un zoom sur un secteur de 60 ha : a) stocks totaux sur 105 cm, b) stock dans l'horizon 0-30 cm, c) stocks dans l'horizon 30-105 cm, d) intervalle de prédiction des stocks totaux de C. Figure extraite de [A19].

proximité du cours d'eau) mais aussi avec les successions de cultures. Néanmoins des différences importantes apparaissent localement (Figure 8) : les meilleures prédictions ont été obtenues avec le jeu de covariables complet ; elles se dégradent légèrement lorsque les données géophysiques sont supprimées du jeu de covariables, et se dégradent plus sensiblement lorsque les pratiques agricoles sont exclues. L'impact de la qualité et de la résolution des jeux de covariables sur les prédictions spatiales a également été montré pour la spatialisaiton des teneurs en phosphore [A10].

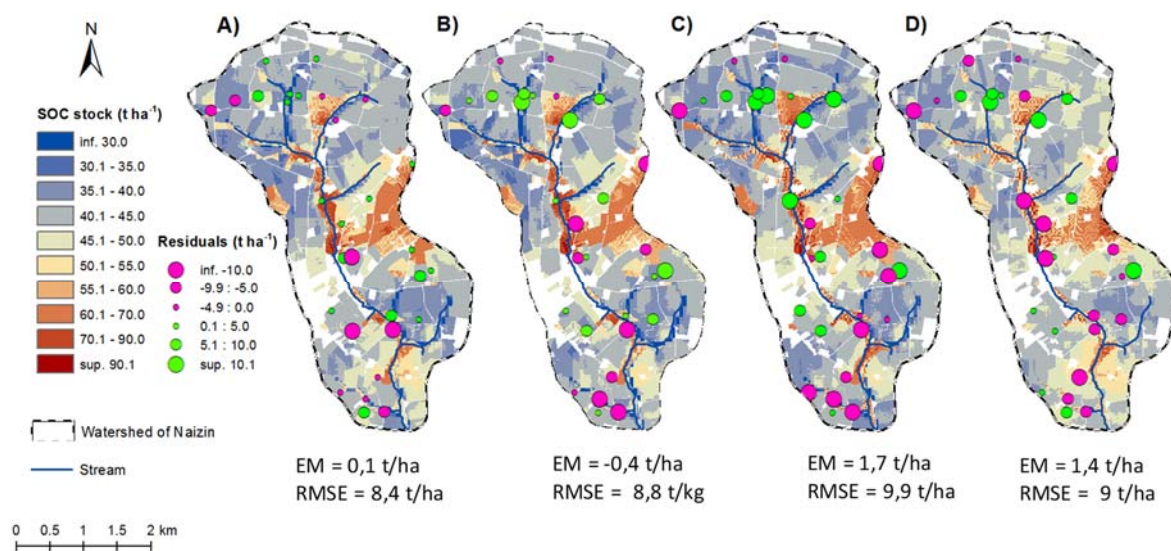


Figure 8 Cartes des stocks en carbone organique ($tC \cdot ha^{-1}$) prédits dans la couche superficielle du sol (0-15 cm) à la résolution de 5 m sur le site de Naizin, pour les différents jeux de covariables : avec l'ensemble des covariables (A), sans les covariables issues de la géophysique aéroportée (B), sans les covariables issues de la géophysique ni celles liées aux systèmes de culture (C) sans les covariables liées aux systèmes de culture (D).

3.3.2 Modélisation de mosaïques agricoles

La mise en œuvre de la modélisation intégrée à l'échelle du paysage nécessite aussi une représentation spatialisée et dynamique de la mosaïque agricole, c'est-à-dire des contours des parcelles agricoles, des usages des parcelles, voire des éléments interstitiels pris en compte dans la modélisation des processus biophysiques et des modalités de gestion associées. Dans le cas de simulations rétrospectives, la modélisation peut mobiliser des cartographies existantes de la mosaïque agricole. Toutefois, la modélisation intégrée de la dynamique du C est réalisée sur des profondeurs temporelles importantes (généralement 50 à plus de 100 ans) et l'information sur les usages et les pratiques agricoles est rarement exhaustive à la fois dans l'espace et dans le temps, sur de telles durées. Si les occupations du sol ou les éléments du paysage tels que les haies peuvent être reconstitués relativement facilement, notamment à partir d'informations issues de la télédétection, les informations sur les pratiques agricoles sont plus difficilement accessibles sur des échelles de temps longs, même par enquêtes. Passer par la modélisation des mosaïques agricoles pour disposer des entrées nécessaires au modèle intégré est quasiment incontournable.

Plusieurs approches ont été développées pour la modélisation dynamique spatiale de mosaïques agricoles. Ces approches diffèrent par le grain de représentation de la variabilité des occupations du sol et de pratiques, et par le degré d'explicitation des processus anthropiques qui organisent ces mosaïques (Poggi *et al.*, 2018). Sur des étendues spatiales larges, l'hétérogénéité prise en compte pour la représentation des cultures est souvent limitée et les pratiques agricoles sont souvent considérées comme homogènes (Leenhardt *et al.*, 2010). A l'opposé, certains modèles représentent explicitement

les processus de décision relatifs aux choix de cultures et de pratiques agronomiques à l'échelle d'une exploitation agricole (ex : Berntsen *et al.*, 2003). J'ai développé et mobilisé des approches intermédiaires ayant pour objectif de représenter la diversité des exploitations agricoles présentes dans le paysage et les systèmes de culture qui sont associés. Le fonctionnement des exploitations agricoles en tant que tel n'est pas représenté ; les règles de décision qui sous-tendent l'organisation spatio-temporelle des usages des sols et des pratiques de gestion des parcelles ou des autres éléments du paysage ne sont pas explicitement modélisées. Les approches retenues impliquent trois étapes :

- (1) A partir du parcellaire existant, l'établissement d'une typologie des exploitations agricoles présentes au regard des caractéristiques des systèmes de culture pouvant affecter le stockage de C (succession de cultures, pratiques de fertilisation et de travail du sol) (Akkal-Corfini *et al.*, 2014). Chaque type d'exploitation est caractérisé par un itinéraire technique par culture homogène sur le parcellaire, ou plusieurs, dépendants de conditions d'accès ou de la qualité des sols;
- (2) La simulation des successions de cultures à partir de méthodes stochastiques (chaînes de Markov ou arbre de régression) [A24, A28] ;
- (3) Une allocation stochastique des itinéraires techniques aux cultures en fonction des contraintes définies à l'échelle des types d'exploitation.

Ce type de modélisation est bien adapté aux contextes de polyculture-élevage où les assolements sont relativement stables d'une année à l'autre, car contraints par les systèmes d'élevage.

3.3.3 Quantification de la sensibilité des modèles de processus à l'hétérogénéité du paysage

Le développement de modèles intégrés spatialisés se justifie par le besoin de prendre en compte les relations entre l'organisation spatio-temporelle des paysages et les processus et flux qui s'y déroulent. Il m'est apparu essentiel dans ma démarche de développement et d'utilisation de ce type de modèles de disposer de méthodes adaptées permettant de caractériser leur sensibilité à l'organisation spatiale du paysage. Une telle exploration du modèle est nécessaire à deux points de vue :

- (1) pour la connaissance du modèle lui-même et l'adéquation entre la précision ou qualité de l'information paysagère en entrée et la précision attendue en sortie du modèle [A21]. En effet, malgré la disponibilité croissante d'informations spatialisées grâce à la télédétection et aux bases de données spatiales, les jeux de données disponibles pour renseigner les entrées des modèles intégrés sont souvent limités, en particulier concernant les sols. Connaître la sensibilité du modèle intégré aux entrées spatiales est un préalable nécessaire à son application, en particulier pour son application à des sites moins documentés que les observatoires de recherche ;
- (2) pour produire des connaissances génériques sur l'effet des caractéristiques du paysage, en termes d'organisation spatiale et de composition, sur le processus étudié [A27].

Les méthodes d'analyse de sensibilité globale sont adaptées pour prendre en compte les différentes variables et paramètres d'entrée de modèles intégrés ainsi que leur variabilité (Saltelli *et al.*, 2000). Appliquées à des modèles spatialement explicites, elles peuvent permettre de caractériser la sensibilité de la sortie du modèle à la variabilité de l'organisation du paysage (Crosetto *et al.*, 2000), et de déterminer quelles variables spatiales, ou quelles interactions entre celles-ci et d'autres variables ou paramètres du modèle, ont le plus d'influence sur les prédictions. Dans ce sens, j'ai **contribué à l'adaptation et à l'application de méthodes pour la prise en compte de données d'entrée spatialement explicites dans une analyse de sensibilité globale**. Cette contribution a été réalisée en premier lieu dans le cadre de l'analyse de sensibilité du modèle de dispersion de pollen de maïs MAPOD (Angevin *et al.*, 2008) à la structure du parcellaire et à l'organisation spatiale des parcelles de maïs, en collaboration avec H. Monod (UR MaIAGE) [A27], et en second lieu dans le cadre de l'analyse de sensibilité du modèle agro-hydrologique TNT2 (Beaujouan *et al.*, 2001) à la résolution spatiale de l'information sol, en collaboration avec mes collègues de l'UMR SAS (P. Moreau, V. Parnaudeau et P. Durand) [A21].

L'originalité de la démarche proposée repose sur la **combinaison de méthodes couramment utilisées pour l'analyse de sensibilité de modèles non spatialisés** (méthode de Morris, plan fractionnaire combiné à une ANOVA) **et de méthodes d'exploration de données** (random forest, courbes ROC). Elle repose également sur la conception de **plans de simulations raisonnés, mais permettant néanmoins de couvrir une diversité d'organisations spatiales du paysage**. Dans le cas du modèle MAPOD, le plan de simulation mobilise des parcellaires réels présentant des formes et taille de parcelles contrastées, sur lesquels nous avons simulé une gamme d'organisations spatiales de parcelles en maïs. Dans le cas de TNT2, nous avons dégradé la résolution d'une information pédologique réelle.

- La méthode de modélisation des sols mise en œuvre s'appuie sur une combinaison originale de méthodes statistiques spatiales, qui permet la représentation 3D continue des propriétés des sols à l'échelle du paysage, à haute résolution spatiale.
- La modélisation statistique des mosaïques agricoles permet de représenter la cohérence de l'organisation spatio-temporelle des occupations du sol et des pratiques agricoles sans représenter explicitement les processus de décision qui conduisent à ces allocations.
- L'utilisation de méthodes d'analyse de sensibilité couplées à des plans de simulation adaptés permet de quantifier la sensibilité des processus biophysiques représentés dans les modèles intégrés aux différentes composantes de l'hétérogénéité du paysage (sol, parcellaire, mosaïque des usages).

3.4 Evaluation environnementale des paysages agricoles par la modélisation intégrée

3.4.1 Simulation prospective de l'évolution des stocks de C en contexte d'environnement changeant

Le modèle intégré de dynamique du C à l'échelle du paysage a été utilisé en simulation pour évaluer l'impact de scénarios d'évolution du paysage sur la dynamique de la MOS et les stocks de C. Ici j'utilise le terme de scénario dans son sens le plus large, qui inclut la simulation de variantes de paysages non réalistes (Borjeson *et al.*, 2006).

3.4.1.1 Evaluation de scénarios contrastés d'usages des sols et de climat dans un paysage de polyculture-élevage bocager

Un premier cadre d'utilisation du modèle en simulation est celui de **l'évaluation de scénarios contrastés de changement de paysages permettant de borner les évolutions potentielles du système étudié**. Ces scénarios sont peu réalistes, les changements sont appliqués de façon homogène sur l'ensemble de l'étendue du paysage ; la question de la déclinaison spatiale des scénarios ne se pose pas ici.

J'ai réalisé un travail de ce type dans le cadre de la thèse de Marine Lacoste [A16]. La modélisation couplée érosion-dynamique du C a été développée sur le site de Pleine-Fougères, dans le bassin versant bocager de 1 km² évoqué précédemment. L'objectif de ce travail était borner les évolutions maximales possibles des sols, en évaluant d'une part des paysages maximisant la dégradation des sols, d'autres part des paysages favorisant la protection des sols, en restant dans le cadre d'un usage agricole du paysage. La quantification de ces deux bornes nous apparaissait nécessaire pour **définir la gamme potentielle d'évolution des propriétés des sols dans le cadre d'un usage agricole du paysage sans modification de la structure parcellaire**, et pour pouvoir, dans un second temps, positionner des scénarios plus réalistes par rapport à ces bornes.

Un plan de simulation à deux facteurs a été retenu, un facteur climat et un facteur paysage :

- deux scénarios climatiques ont été considérés : un climat présentant la même variabilité que le climat local entre 1980 et 2010 ; le scénario de changement climatique A1B (Parry *et al.*, 2007)

impliquant une diminution des précipitations de 12% et une augmentation de température de 2,9° en moyenne.

- sept niveaux ont été considérés pour le facteur paysage (Figure 9), résultant de la combinaison de trois types d'usages des parcelles (usages et pratiques stationnaires, intensification par la culture de blé d'hiver en continu sans fertilisation organique, prairies en continu,) et trois types de réseaux bocagers (le réseau observé 120 m.ha⁻¹, une densification maximale à 250 m.ha⁻¹, et une absence de haies).

Les évolutions ont été évaluées au regard du scénario stationnaire de climat, usage des parcelles et réseau de haies, qui constituait ici le scénario référence.

L'évaluation de ces scénarios a montré que le **principal facteur d'évolution des sols est l'intensification de l'usage des sols sur les parcelles** (Figure 10) pour l'érosion comme pour les stocks de C. Le climat a un effet de second ordre. Sur ce site, le changement climatique testé conduit de façon générale à une dégradation des sols, avec une augmentation des processus érosifs et une diminution des stocks de C. L'impact du changement de climat varie en fonction du paysage considéré : les paysages les plus intensifs (3 et 4) sont les plus sensibles au changement de climat avec notamment une augmentation plus marquée des processus d'érosion. Ce travail a montré que le paysage réel présente des dynamiques de redistribution des sols et de la MOS proches de celles du paysage le plus protecteur pour les sols (Figure 10) : la structure du paysage, présentant un réseau bocager dense permettant d'intercepter les eaux de ruissellement, et des bas de versant enherbés et protégés par des haies de ceinture de fond de vallée, est efficace vis-à-vis du stockage de C et de la limitation de l'érosion. Pour la dynamique du C, la spatialisation des résultats montrent aussi une forte dépendance des évolutions des stocks au stocks initiaux présents localement, ce qui est une propriété connue des modèles de dynamique du C.

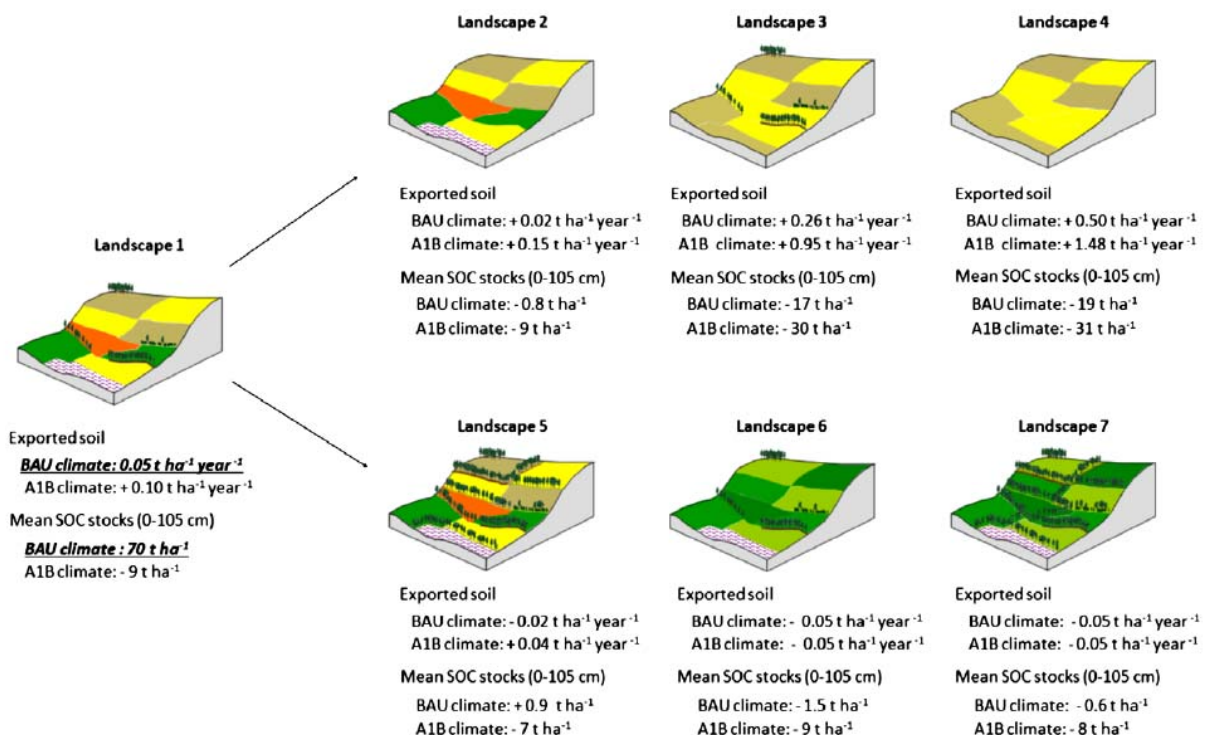


Figure 9 Présentation synthétique des résultats de la simulation intégrée de l'évolution de la redistribution des sols et des stocks de C pour les sept scénarios d'évolution du climat (BAU climat stationnaire), de l'usage des parcelles et des réseaux de haies, au regard du scénario de référence (souligné). Figure extraite de [A16].

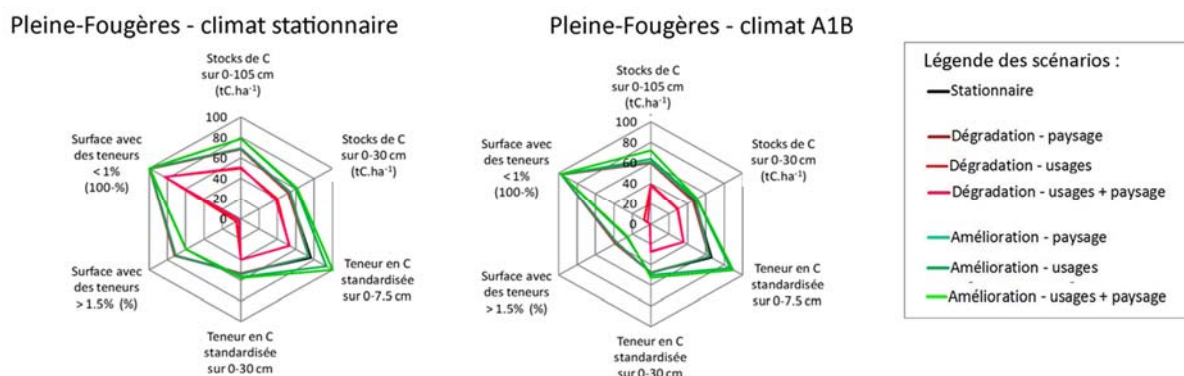


Figure 10 Exemples d'indicateurs d'évolution des stocks de carbone et de redistribution en sol sur le site de Pleine-Fougères, dérivés de simulations sur 100 ans par application des 7 scénarios de paysage et des 2 scénarios climatiques. Les situations les plus favorables pour chacun des indicateurs sont positionnées sur le pourtour de la représentation en radar.

3.4.1.2 Evaluation de scénarios prospectifs d'évolution de l'agriculture dans un territoire de polyculture-élevage fortement spécialisé

Un second cadre d'utilisation du modèle en simulation est **l'évaluation de scénarios prospectifs d'évolution de l'agriculture**. J'ai mis en œuvre ce type d'application sur le site de Naizin. L'accent a été mis sur la construction de scénarios situés, pour permettre l'évaluation de l'impact des évolutions tendancielle attendues des exploitations du site sur les stocks de MOS, dans un contexte de fragilisation des exploitations par les crises laitières et des élevages hors-sol.

Des enquêtes socio-agronomiques réalisées auprès d'un échantillon d'agriculteurs (45% des agriculteurs du site) et de quelques acteurs des filières ont permis d'identifier 3 trajectoires d'évolution tendancielle des systèmes de production, concernant chacune approximativement 1/3 des enquêtés : (1) maintien du système de production actuel, sans investissement ni modification, (2) spécialisation de poly-élevage vers mono-élevage ou de polyculture-élevage vers polyculture, (3) orientation vers des signes de qualité ou conversion à l'agriculture biologique.

Les trajectoires identifiées ont été déclinées sous forme de scénarios spatialisés de mosaïques agricoles (successions de cultures, pratiques agricoles) à parcellaires d'exploitation constants. Une simulation sur 100 ans, a permis de positionner les impacts sur les stocks de C de chacun des scénarios, en référence aux stocks modélisés sous l'hypothèse d'un maintien des systèmes actuels. Les changements de systèmes testés induisent des évolutions relativement modérées des stocks totaux du bassin versant allant de C de -51 à $+73$ $\text{kgC.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ respectivement pour une spécialisation généralisée et une orientation vers des signes de qualité ou l'agriculture biologique généralisée à toutes les exploitations, soit $-0,8$ à $+1,1$ ‰.an^{-1} sur la durée de simulation. La combinaison des trois types d'évolution a très peu d'impact sur les stocks totaux dans le bassin versant (en moyenne -5 $\text{kgC.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$).

3.4.2 Articulation entre la modélisation et outils de l'évaluation environnementale multicritère

Les modèles intégrés à l'échelle du paysage prennent bien en compte la façon dont la spatialisation des activités agricoles et l'hétérogénéité du milieu influencent les processus qui s'y déroulent. Mais à cette échelle ils sont généralement orientés sur un compartiment (eau, sol, air) ou un élément particulier (C, N, P, eau) et ne modélisent généralement qu'un nombre limité d'impacts environnementaux. Les méthodes multicritères d'évaluation des impacts environnementaux, telles

que l'Analyse du Cycle de Vie (ACV), évaluent quant à elles un ensemble d'impacts environnementaux, dans un cadre normalisé, qui favorise la comparaison des résultats d'évaluation entre situations. L'ACV a été développée pour l'industrie pour évaluer des catégories d'impact associées à l'utilisation de ressources (eau, surface terrestre, ressources énergétiques ...) ou à l'émission de polluants dans différents compartiments (eau, sol, air), le long du cycle de vie d'un produit. Elle a été adaptée à l'agriculture (Van der Werf and Petit, 2002) et appliquée essentiellement à l'échelle de l'atelier de production ou de la parcelle. La variabilité spatiale des émissions et impact en fonction de la localisation des activités, n'est pas prise en compte dans l'ACV.

Dans la thèse de Laure Nitschelm, avec les collègues de l'UMR SAS spécialistes de l'ACV (J. Aubin et M. Corson), nous avons exploré d'articuler la modélisation spatialisée et l'ACV pour l'établissement d'un bilan environnemental à l'échelle du paysage pour produire une évaluation spatialisée et située localement des émissions et impacts.

La thèse de Laure a permis de proposer un **cadre méthodologique pour l'ACV territoriale spatialisée** [A15]. L'hétérogénéité du paysage agricole doit être considérée à deux étapes de l'évaluation :

- pour l'inventaire des émissions du système. Dans l'ACV classique cela consiste à déterminer les flux entrants (ex : fertilisants, pesticides) et sortants (émissions d'azote, de phosphore) de chaque processus composant les exploitations agricoles (ex : culture de vente, atelier d'élevage). Dans la majorité des cas, les modèles utilisés sont des facteurs d'émissions fixes qui ne tiennent pas ou peu compte ni du système de culture (itinéraire technique, rotation) ni des caractéristiques biophysiques du milieu. Ils constituent une bonne approximation pour des évaluations à l'échelle nationale. Le cadre de l'ACV territoriale spatialisée suggère de mobiliser des modèles de simulation des émissions prenant en compte l'hétérogénéité des sols. La réflexion sur les hétérogénéités à représenter est guidée par la connaissance des processus agricoles et biophysiques en jeu dans les émissions, par la connaissance de la sensibilité des modèles disponibles à l'hétérogénéité du paysage, et par la disponibilité des données. Elle est cruciale compte-tenu de la diversité des émissions à quantifier pour l'ACV.
- pour la caractérisation des impacts, la modélisation spatialisée de l'hétérogénéité des fonctionnements du paysage peut être mobilisée pour représenter devenir des polluants dans le milieu récepteur et la sensibilité spécifique de celui-ci à chacun des impacts.

Le cadre proposé a été appliqué pour l'évaluation d'un seul impact, l'impact eutrophisation, dans un bassin versant littoral. Une modélisation spatialisée des émissions de nitrates dans les horizons sous-racinaires a été réalisée, prenant appui sur une typologie des exploitations agricoles et une typologie de leurs systèmes de culture, combinée à une typologie des sols (profondeur, classe de drainage) [A9]. La caractérisation des impacts eutrophisation locaux s'est quant à elle appuyée, non pas sur une spatialisation explicite du processus d'eutrophisation, mais sur une adaptation locale des facteurs de caractérisation des impacts eutrophisation, intégrant les spécificités de la géométrie du réseau hydrographique, et la géométrie de la baie.

Ce travail a montré l'apport de la spatialisation et de la territorialisation des calculs d'émissions et d'impacts dans le cas de l'eutrophisation, par rapport au cadre classique de l'ACV qui s'appuie sur des indicateurs nationaux par type de production ou de système de production. Toutefois, le couplage entre la modélisation dynamique et l'ACV demande une grande expertise sur les processus en jeu pour les différentes émissions et impacts considérés, et pour le choix des modèles les plus pertinents les plus adaptés au paysage étudié (hiérarchie, grain des processus). De plus, l'articulation de différents modèles dynamiques spatialisés posent avec encore plus d'acuité la question des limites de la modélisation intégrée. Elle questionne notamment celle de la **cohérence entre la qualité des données disponibles en termes de résolution spatiale et temporelle, en lien avec la résolution des modèles et la hiérarchie des processus biophysiques représentés dans ces modèles.**

- L'évaluation de configurations théoriques de paysages permet d'apporter des connaissances sur la hiérarchie des facteurs d'évolution des stocks de C (climat, gestion des parcelles, aménagement) et de proposer des références quantitatives sur le fonctionnement optimal ou dégradé du système.
- Le modèle intégré de dynamique du C est adapté à l'évaluation prospective de scénarios d'évolution de paysages, sous l'effet de changements climatiques et/ou de changements d'usages des sols, et permet de spatialiser les impacts des changements testés.
- Les sorties de ce type de modèles peuvent être mobilisées pour des évaluations multicritères, spatialisées et territorialisées, des impacts environnementaux des activités agricoles.

3.5 Bilan de mes travaux sur la modélisation intégrée

3.5.1 Atouts

Cet axe de recherche a eu une composante méthodologique forte de développement de la modélisation intégrée de la dynamique de la MOS et du stockage de C à l'échelle du paysage. Il a débouché sur la **mise en place d'un modèle fonctionnel, pour l'évaluation de l'impact d'organisations spatio-temporelles du paysage sur la dynamique de la MOS et les stocks de C dans les trois dimensions de l'espace**. Il a aussi conduit à la mise en place de méthodes pour la production des entrées et paramètres du modèle, et pour l'analyse de sa sensibilité à ces données.

Ce modèle résulte de l'assemblage et de l'adaptation de modèles existants. Sa spécificité se situe au niveau de la **potentialité de représentation d'hétérogénéité à haute résolution spatiale et de prise en compte de flux de MOS**. La haute résolution spatiale visée dans mes travaux se justifie par la complexité des paysages agricoles étudiés et le grain des hétérogénéités observées : présence de structures linéaires, gradients de variabilité des sols à courte distance. La possibilité de représentation de l'ensemble du profil de sol est également un atout. Les modes de représentation du paysage sont adaptés pour représenter l'effet des interactions entre l'hétérogénéité du milieu et la mosaïque paysagère sur la dynamique de la MOS sur des étendues spatiales allant de 1 à plusieurs dizaines de kilomètres carrés. Ils sont cohérents avec les résolutions spatiales et temporelles des données potentiellement accessibles sur les sols, les usages et pratiques agricoles pour renseigner le modèle. Le cadre proposé présente **une certaine flexibilité en terme de résolution spatiale et temporelle**. Dans la dimension latérale, elle peut varier entre 1 et 10 m, en fonction du grain de l'hétérogénéité du milieu physique et de la mosaïque agricole qui composent le paysage étudié. Dans la dimension verticale, la discrétisation peut correspondre à des couches de sol d'épaisseur fixe ou à des horizons pédologiques.

La modélisation intégrée de la dynamique de la MOS m'apparaît comme un **outil intéressant pour tester des hypothèses et quantifier les interactions entre les processus de minéralisation, stockage et redistribution du C** dans des paysages présentant des hétérogénéités de milieu physique et d'usage des sols. Par le test de scénarios caricaturaux de mosaïques paysagères, elle apporte des connaissances sur le fonctionnement spatial du paysage et peut fournir des références sur le potentiel maximal de stockage additionnel ou le potentiel de dégradation des stocks. Elle permet contribuer à l'évaluation de scénarios prospectifs d'évolutions du climat et des mosaïques agricoles et, par là, fournir des connaissances mobilisables dans des stratégies de gestion et d'aménagement des paysages incluant un objectif de préservation des sols. Ces connaissances peuvent porter sur la hiérarchisation des impacts de leviers d'évolution du paysage (modification des usages des sols, des pratiques agricoles sur les parcelles, aménagement d'éléments paysagers) et sur le zonage des paysages au regard de la contribution au stockage de C ou de la vulnérabilité à la diminution des stocks de C. Nos résultats mettent clairement en évidence l'effet prépondérant des successions de cultures dans les parcelles sur les évolutions du sol dans les scénarios testés, mais avec une amplification des effets par le changement climatique dans le cas de paysages vulnérables. La résolution spatiale fine des modèles

permet aussi d'analyser l'effet des aménagements linéaires qui contribuent aux redistributions de sol au sein des paysages.

3.5.2 Limites

Le modèle intégré présente les mêmes limites que le modèle RothC sur lequel il est basé. Les principales sont les suivantes :

- le modèle représente une augmentation linéaire des stocks de C en fonction des entrées de C sans prise en compte de limite de saturation. Cette limite est importante à considérer dans les contextes dans lesquels j'ai appliqué le modèle, où les sols présentent des teneurs en C élevées et où le modèle peut induire des surestimations de stockage. Toutefois, peu de formalismes alternatifs et de références pour les paramétrer sont disponibles aujourd'hui.
- l'activité et la dynamique des microorganismes ne sont pas représentées de façon explicite. Il s'agit aussi d'une limite forte pour la représentation du priming effect, en particulier dans les horizons profonds. Les modes de représentation simplifiée proposés pour les modèles globaux (Guenet *et al.*, 2016) peuvent constituer une voie parcimonieuse d'intégration du priming effect dans la modélisation à l'échelle du paysage. C'est également une limite pour la simulation de transformations profondes des pratiques agricoles dans un contexte de changement climatique, car elles peuvent affecter de façon très significative les fonctionnements microbiens.
- les disponibilités en N, P, S pour répondre à la demande microbienne, en particulier la stoechiométrie C:N, n'est pas prise en compte. Dans les systèmes dans lesquels j'ai appliqué le modèle, les sols sont riches en N et la disponibilité en N n'est vraisemblablement pas une limite à la décomposition du C. Cette limite peut être plus contraignante pour la simulation à long terme de systèmes agroécologiques.

A ce stade, le couplage entre dynamique des MOS et érosion reste faible, tant sur le plan informatique, que sur le plan fonctionnel de la prise en compte des rétroactions entre les processus de dynamique du C et les processus d'érosion. Il n'y a en effet pas de rétroaction du modèle de dynamique du C vers le modèle *LandSoil* : l'impact en retour de l'évolution du stock de C sur la sensibilité des sols à l'érosion n'a pas été implémentée à ce jour. La dynamique du C associée aux particules érodées n'est pas spécifique. La modification de la dynamique du C n'est liée qu'à l'enfouissement progressif de MOS dans les zones de dépôt où à la remontée en surface de sol plus pauvre en MOS dans les zones érodées. La structure et le formalisme du modèle intégré de dynamique du C ne posent pas néanmoins de problème pour la prise en compte de ces interactions ; seule l'existence de jeux de données adéquats pour calibrer ces rétroactions m'apparaît limitante.

La représentation de la mosaïque agricole dans le modèle intégré ne permet pas non plus de considérer de façon simple des adaptations des usages de la mosaïque agricole au regard de l'évolution des propriétés du sol, par le biais de rétroactions entre l'évolution du stock de C dans le sol et l'usage des sols ou les pratiques agricoles sur les parcelles.

Comme tous les modèles de ce type, malgré le choix de formalismes parcimonieux, le modèle intégré, requiert **un nombre conséquent de données d'entrées et de paramètres**, et nécessitent surtout qu'ils soient **spatialement exhaustifs dans les trois dimensions de l'espace**. J'ai montré que la modélisation tridimensionnelle des propriétés des sols permet la production de cartographies 3D continues des sols à haute résolution. La qualité et la résolution effective des prédictions spatiales obtenues sont toutefois fortement dépendantes de la disponibilité de jeux de covariables eux-mêmes spatialement exhaustifs et pertinents pour les propriétés à modéliser. La modélisation de paysages permet quant à elle de produire les entrées relatives à l'usage des sols et aux entrées de C. Malgré la disponibilité croissante de données spatialisées sur le milieu physique, les usages des sols et l'agriculture, la modélisation à haute résolution spatiale à l'échelle du paysage nécessite un effort conséquent d'acquisition de données d'entrée spatialisées. La quantification des incertitudes associées aux prédictions spatiales des propriétés des sols et aux entrées de C reste essentielle à réaliser compte

tenu de la forte sensibilité du modèle RothC à celles-ci. La représentation multi-résolution des paysages agricoles s'adaptant à la complexité du système étudié, peut constituer une piste d'amélioration, adaptant la résolution spatiale au grain d'hétérogénéité locale du paysage : des solutions techniques existent pour les modèles strictement spatiaux (McBratney *et al.*, 2003) ; leur intérêt reste à évaluer pour les modèles spatialisés de dynamique de la MOS.

D'autre part, l'évaluation, si ce n'est la validation, du modèle intégré à l'échelle du paysage n'est pas triviale. Elle nécessite de disposer notamment de mesures de stocks de C sur des pas de temps relativement longs et en différentes localisations d'un même paysage. Les observatoires de recherche à long terme à l'échelle du paysage sont des contextes intéressants pour acquérir des jeux de données distribués spatialement à différentes dates et sur le long terme, et peuvent constituer une piste d'évaluation intéressante, voire de validation de certains mécanismes représentés dans le modèle.

Enfin, même si les scénarios implémentés reflètent certaines grandes orientations possibles des systèmes agricoles, la dimension de scénarisation et de déclinaison spatiale des scénarios de mosaïques paysagères peut bien sûr être enrichie en s'inscrivant dans le cadre de démarches prospectives sur les évolutions des systèmes agricoles en collaboration avec les disciplines compétentes (agronomie systémique, sciences sociales, sciences économiques) et les acteurs concernés. Les scénarios testés ne portent que sur les usages des sols et les pratiques associées. Or la question de l'influence de la structure des parcellaires sur le fonctionnement des exploitations et ses conséquences en termes d'impact environnementaux sur les ressources en eau et en sol se pose de plus en plus. Le couplage du modèle biophysique avec des modélisations de parcellaires virtuels peut être une voie pour tester ces impacts (Poggi *et al.*, 2018).

4 Approche empirique de l'influence des conditions environnementales générées par le milieu et les usages agricoles sur la dynamique et les flux de C à l'échelle du paysage

En complément de mes travaux de modélisation intégrée de la dynamique et des transferts de MOS dans les paysages, j'ai étudié les stocks et des flux de C en lien avec l'hétérogénéité du paysage par des approches d'observation, d'expérimentation et de modélisation plus mécaniste. Les enjeux de ces approches sont doubles :

- acquérir des connaissances complémentaires sur la dynamique et les flux de C à l'échelle du paysage et leurs facteurs de contrôle en lien avec l'organisation spatio-temporelle du milieu physique et des activités anthropiques ;
- disposer de jeux de données sur des combinaisons de contextes environnementaux et de systèmes de cultures réelles, faisant systèmes dans le paysage, permettant de renseigner et surtout d'évaluer la modélisation intégrée de la dynamique du C.

Ces travaux se sont inscrits principalement dans le cadre du projet ANR MOSAIC et la plupart d'entre eux a été menée sur le site de Naizin. Il s'agit d'un bassin versant de 12 km², situé dans une zone d'élevage spécialisée à forte densité de production, dont les sols varient surtout en termes de régime hydrique, en lien avec la topographie et la présence d'une nappe superficielle. Des sols bien drainés se développent sur les plateaux et hauts de versants et des sols mal drainés présentant un engorgement temporaire ou permanents se développent dans les bas de versants. Une caractérisation des propriétés des sols (0-30 cm) dans 196 points du bassin versant (Figure 11) et une description fine des systèmes de culture en lien avec les systèmes de production par enquêtes agronomiques à résolution parcellaire (Figure 12) (Akkal-Corfini *et al.*, 2014) ont été réalisées. Les teneurs en C y varient de 15 à 204 g.kg⁻¹, avec une moyenne de 28 g.kg⁻¹. Les stocks varient de 42 à 194 tC.ha⁻¹ avec une moyenne à 75 tC.ha⁻¹. Les stocks sont fortement structurés dans l'espace par la topographie, la teneur en argile des sols et par les successions de cultures.

Cet axe de recherche s'est décliné en quatre objectifs spécifiques :

- (1) **quantifier la diversité microbienne et ses impacts sur la dynamique de la MOS** à l'échelle du paysage,
- (2) **quantifier l'hétérogénéité de la dynamique de la MOS par la mesure in situ des efflux de CO₂**,
- (3) **analyser l'impact du régime hydrique des sols** sur de la dynamique de la MOS et des flux de C associés (CO₂, COD),
- (4) **développer une évaluation intégrée de la variabilité de la qualité des sols, prenant en compte le stockage de C mais aussi les propriétés des sols associées**, à l'échelle du paysage.

4.1 Diversité microbienne et dynamique de MOS dans le paysage

Les microorganismes du sol, bactéries et champignons, jouent un rôle clé sur la dynamique de la MOS, en tant qu'acteurs de la biotransformation des MOS et que composants majeurs de la MOS (Paul and Clark, 1989). Les avancées réalisées ces vingt dernières années en biologie moléculaire donnent accès à la caractérisation de la diversité microbienne des sols (Maron *et al.*, 2011). De nombreuses études ont montré que les propriétés physico-chimiques des sols telles que le pH ou la texture sont des facteurs de contrôle majeurs des communautés microbiennes (Fierer and Jackson, 2006; Dequiedt *et*

al., 2011). Ces études ont été menées pour la plupart aux échelles mondiales ou nationales, auxquelles les propriétés des sols sont très contrastées. La **variabilité de la diversité microbienne à l'échelle du paysage, et les facteurs de contrôle de la diversité à cette échelle restent toutefois peu documentés**, de même que les relations fonctionnelles entre diversité microbienne et dynamique de la MOS (Baumann et al., 2013; Tardy et al., 2015).

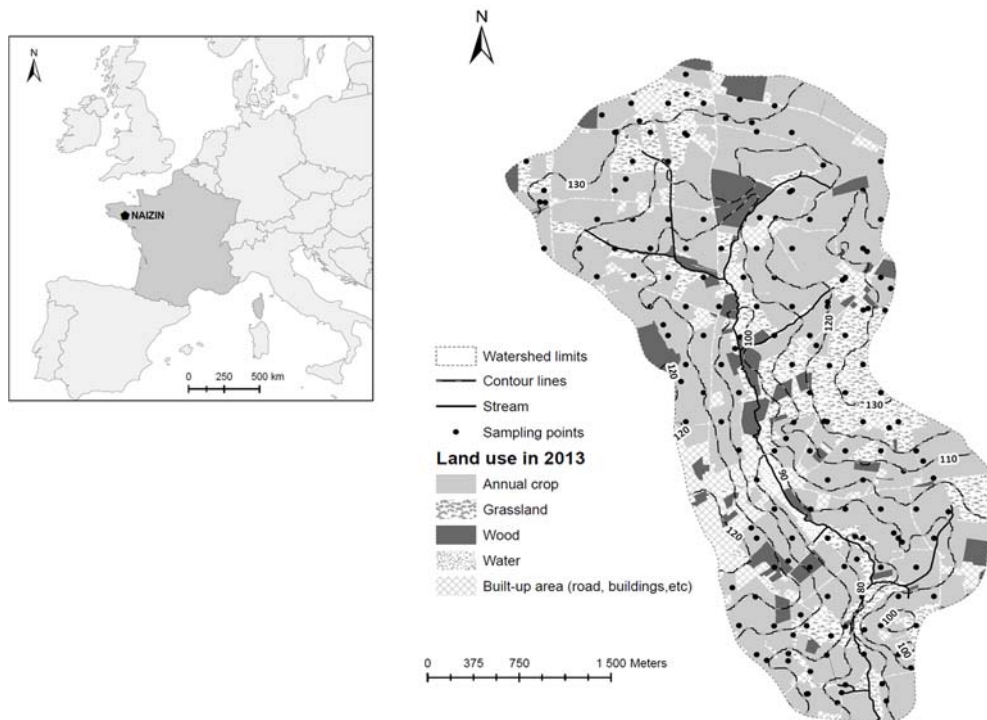


Figure 11 Carte du site de Naizin et localisation des points d'échantillonnage.

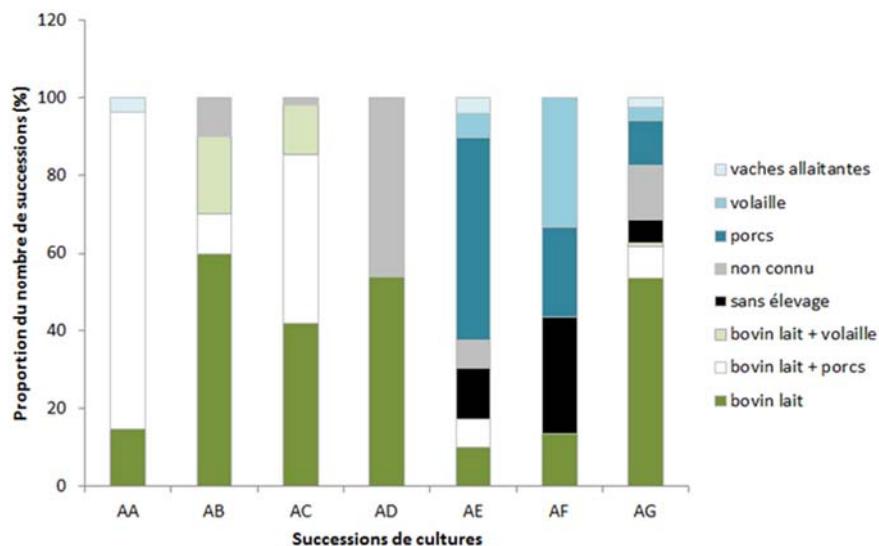


Figure 12 Distribution des successions de culture par type d'exploitation agricole (type de productions animales). AA : maïs ensilage – céréales à paille, AB : maïs ensilage – céréales – légumes, AC : maïs ensilage – prairie, AD : maïs grain – prairies, AE : maïs grain – céréales, AF : maïs grain – céréales – légumes, AG : prairies.

J'ai contribué à la **quantification de la diversité microbienne et des facteurs agronomiques et environnementaux contrôlant sa variabilité à l'échelle du paysage**, et à la **prise en compte de la diversité microbienne dans la modélisation de la dynamique de la MOS**. Ce travail a été réalisé en collaboration avec P-A. Maron, L. Ranjard (UMR Agroécologie, Dijon) et S. Menasseri (UMR SAS) ; il a été mené en partie dans le cadre de la thèse de Benjamin Louis.

4.1.1 Variabilité de l'abondance et de la diversité microbienne à l'échelle du paysage

La gamme de variation de la biomasse microbienne moléculaire mesurée à l'échelle du paysage est grande : elle est comprise entre 11,8 et 426,8 g ADN.g⁻¹ sol ; pour comparaison à l'échelle nationale elle varie entre 0,3 et 629,7 g ADN.g⁻¹ sol (Réseau de Mesure de la Qualité des Sols). Le milieu physique et l'interaction avec les caractéristiques des systèmes de culture sont des déterminants significatifs de l'abondance et de la diversité microbienne (Figure 13). La biomasse microbienne est fortement corrélée à la teneur en C des sols. Elle est fortement stimulée par la présence et l'augmentation de fréquence de prairies dans la succession de cultures, et négativement impactée par l'intensité et la fréquence du travail du sol et par les traitements phytosanitaires.

Concernant la diversité, les communautés bactériennes et fongiques sont différemment impactées par les conditions du milieu et les systèmes de culture. La **communauté bactérienne est majoritairement influencée par le pH du sol puis par le degré d'intensification des systèmes de culture**, la diversité augmentant avec la fréquence de travail du sol. Inversement, la **communauté fongique est majoritairement influencée par les caractéristiques des systèmes de culture : la diversité augmente avec la fréquence des prairies dans la succession**, et diminue avec la fréquence du travail du sol [A6 ; A11].

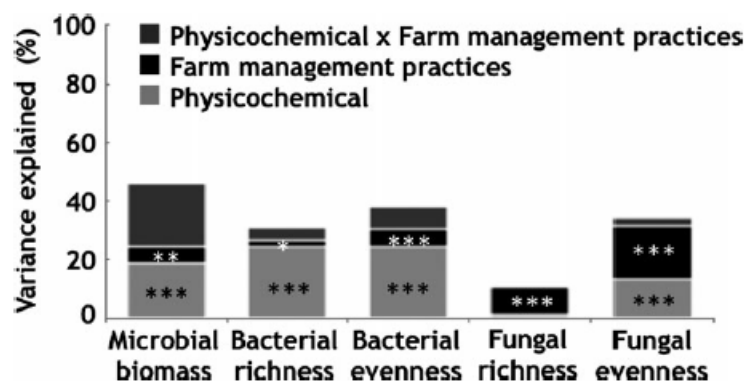


Figure 13 Partition de variance de la biomasse microbienne et des indices de diversité bactérienne et fongique en fonction des propriétés physico-chimiques des sols et indicateurs de pratiques agricoles. La part de variance expliquée correspond aux valeurs de R² ajusté des groupes contextuels issus de l'analyse des redondances partielles. * p<0,05 ; ** p<0,01 ; *** p<0,001 ; ns non significatif. Figure extraite de [A6].

4.1.2 Prise en compte de la diversité microbienne dans les modèles de dynamique de la MO

Les modèles simulant la dynamique de la MOS intègrent depuis longtemps la biomasse microbienne (Manzoni *et al.*, 2012), plus ou moins explicitement (Wutzler and Reichstein, 2008). Par contre, la diversité microbienne est très peu représentée, malgré les récents résultats suggérant son influence. Cela s'explique par la bonne performance des modèles actuels, d'un point de vue conceptuel, sans intégrer le rôle de la diversité, mais aussi par l'absence de lien quantitatif bien démontré entre cette diversité et la dynamique de la MOS (Maron *et al.*, 2011). Cependant, l'intégration de la diversité microbienne peut aider au développement de modèles prédictifs permettant de mieux représenter le

fonctionnement des sols en contexte de changements agricoles et environnementaux. **Nous avons testé la possibilité de prendre en compte la diversité microbienne dans les modèles et évalué les conséquences qu'il en résulte sur la qualité de prédiction de la dynamique de la MOS.** L'objectif de modélisation s'est concentré sur l'amélioration d'un **modèle prédictif et opérationnel**, i.e. qu'il est possible de renseigner et de calibrer avec des données mesurables, plutôt que sur l'utilisation d'un modèle mécaniste complexe. En première approche, nous nous sommes centrés sur la dynamique intra-annuelle du C dans le sol, lors de la décomposition d'un résidu de culture.

Une synthèse de la littérature nous a permis d'identifier les leviers et limites d'intégration de la diversité microbienne dans les modèles [A13]. Plus de 90% de ces modèles intègrent la diversité microbienne en différenciant plusieurs compartiments de biomasse microbienne. Dans la plupart des cas, les compartiments représentent des groupes fonctionnels conceptuels, chacun spécialisés dans la décomposition d'un type spécifique de MO (ex : MO fraîche, MO du sol) ; dans une minorité des cas, ils représentent des groupes taxonomiques en interaction le long d'une chaîne trophique. Ces modèles permettent une représentation explicite du rôle des microorganismes dans les processus de décomposition et minéralisation de la MOS. La plupart sont toutefois purement théoriques et peu opérationnels dans la mesure où (1) les compartiments microbiens conceptuels ne peuvent pas être dimensionnés par des mesures, (2) ils n'ont pas été évalués au regard de jeux de données réels, et (3) ils mobilisent un grand nombre de paramètres et données d'entrée.

En complément de ces modèles existants, nous avons proposé une **démarche de modélisation alternative guidée par un objectif de plus grande opérationnalité des modèles** (nombre de paramètres limité, précision satisfaisante, variables accessibles par la mesure). Celle-ci est basée sur la mise en œuvre d'un modèle mécaniste classique, dont les flux de décomposition / minéralisation sont décrits par des cinétiques d'ordre 1 et où les équations sont modulées non seulement par des fonctions dépendantes des conditions climatiques, des propriétés physico-chimiques des sols, mais aussi par des indices de diversité microbienne classiques quantifiables par des mesures (i.e. richesse, équitabilité, indice de Shannon et inverse de l'indice de Simpson).

En premier lieu, nous avons identifié les indices de diversité microbienne pertinents à considérer pour expliquer la variabilité de la dynamique du C et à considérer dans la modélisation. Pour cela, nous nous sommes appuyés sur la caractérisation de la diversité bactérienne et fongique de sols échantillonnés à l'échelle nationale [A14] et à l'échelle du paysage sur le site de Naizin (Louis, 2016), et sur la mesure du potentiel de minéralisation de ces sols avec apports de résidus de cultures marqués ¹³C en conditions contrôlées sur une période de 80 jours. Contrairement aux références existantes (Hooper *et al.*, 2005; Six *et al.*, 2006; Schimel and Schaeffer, 2012), **la diversité bactérienne a un effet significatif négatif sur la minéralisation de la MOS des sols non amendés par des résidus** : nous faisons l'hypothèse d'une **augmentation du rendement d'assimilation du C avec l'augmentation de la diversité**. En accord avec la littérature, **la diversité fongique a un effet significatif positif sur la minéralisation de la MOS des sols non amendés et sur la minéralisation de la MO du résidu** (Baumann *et al.*, 2013; Tardy *et al.*, 2015). Sur la base de ces résultats empiriques, le modèle de dynamique du C utilisé est fondé sur la décomposition de deux compartiments de MO, représentant le résidu ajouté (MOF) et la MOS, alimentant un troisième compartiment représentant la biomasse microbienne (B) (Figures 14 et 15). De la calibration du modèle par inférence bayésienne et de l'évaluation de la qualité prédictive du modèle, nous concluons que le formalisme retenu permet de bien simuler la dynamique d'émission du CO₂ en lien avec la minéralisation de la MO du sol et du résidu au cours du temps. La prise en compte de la fonction de modulation liée à la diversité bactérienne améliore significativement la qualité du modèle et confirme l'hypothèse de l'impact de la diversité bactérienne sur le rendement d'assimilation du C. Par contre, la qualité prédictive n'est pas significativement affectée par la prise en compte de la diversité fongique.

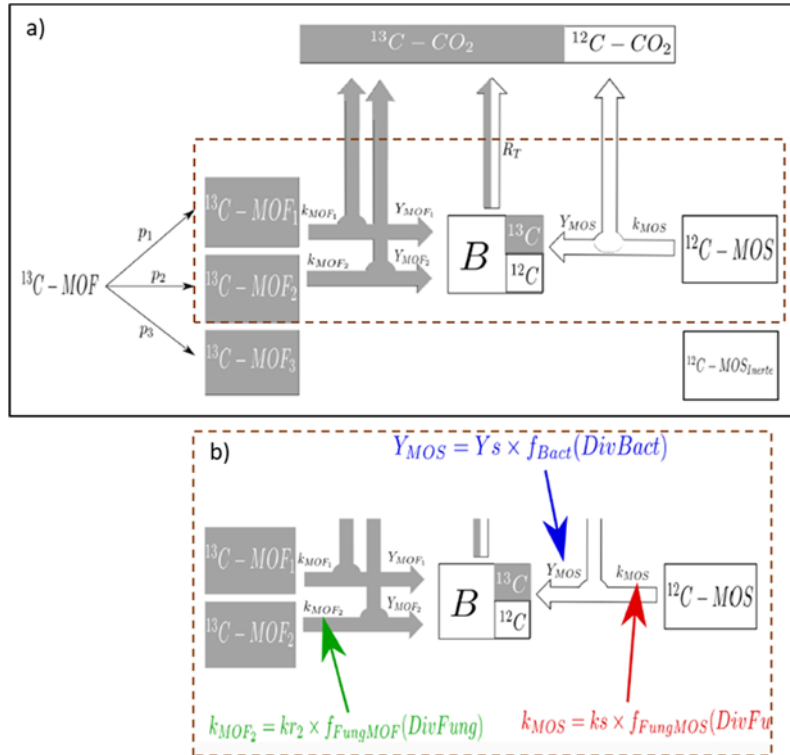


Figure 14 Modèle de dynamique du carbone (a) et modalités d'intégration des indices de diversité microbienne (b). MOF_i compartiment de matière organique fraîchement ajoutée ; MOS_i matière organique du sol ; B biomasse microbienne ; k_i constante de décomposition du compartiment i, RT paramètre de respiration des micro-organismes autre que la respiration pour la croissance ; p_i fraction du compartiment i ; Y_i paramètre de rendement d'utilisation du compartiment i ; DivFung indice de diversité fongique ; DivBact indice de diversité bactérienne ; f_{FungMOF} fonction de modulation de la décomposition du compartiment MOF par la diversité fongique ; f_{FungMOS} fonction de modulation de la décomposition de la MOS par la diversité fongique ; f_{Bact} fonction de modulation de la décomposition de la MOS par la diversité bactérienne. D'après (Louis, 2016).

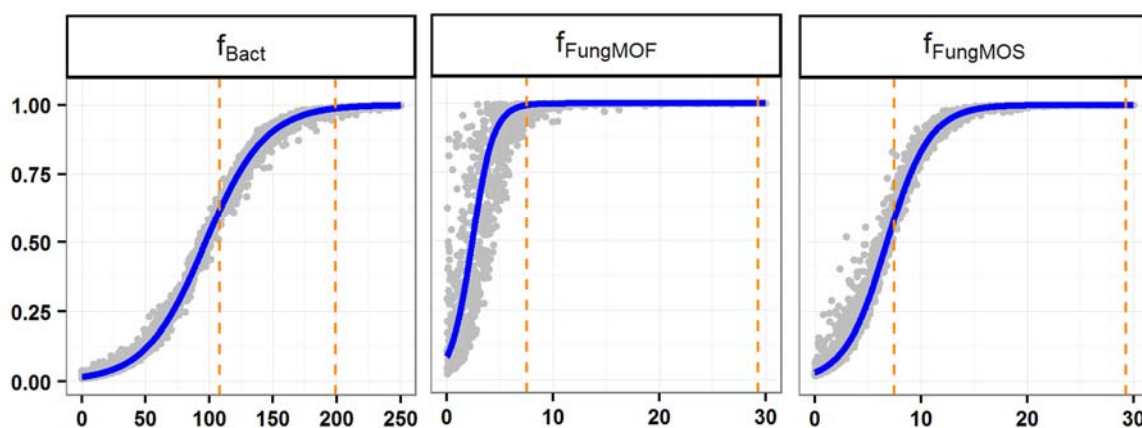


Figure 15 Variabilité des fonctions de modulation par la diversité microbienne estimées (points gris) et fonctions choisies (courbes bleues). f_{FungMOF} fonction de modulation de la décomposition du compartiment MOF par la diversité fongique ; f_{FungMOS} fonction de modulation de la décomposition de la MOS par la diversité fongique ; f_{Bact} fonction de modulation de la décomposition de la MOS par la diversité bactérienne. Les diversités bactérienne et fongique sont exprimées par l'inverse de l'indice de Simpson. D'après (Louis, 2016).

- Au-delà de l'effet du milieu, les caractéristiques des systèmes de culture sont des facteurs de contrôle significatifs de la diversité microbienne à l'échelle du paysage.
- Les structures spatiales et facteurs de contrôle de la biomasse microbienne, de la diversité bactérienne et de la diversité fongique diffèrent.
- Un formalisme de modélisation générique, permettant de prendre en compte la diversité microbienne avec peu de paramètres et mobilisant des données de diversité mesurables, a été proposé. Cette approche est complémentaire de celles représentant plus explicitement les processus et qui permettent des tests d'hypothèse sur les dynamiques biologiques.

4.2 Variabilité des efflux de CO₂ en lien l'hétérogénéité des sols et usages des sols

Alors que l'efflux de CO₂ du sol est une source majeure de CO₂ atmosphérique (Schlesinger and Andrews, 2000) et que de nombreux travaux au laboratoire et au champ se sont attachés à caractériser ces flux, les variations spatiales des efflux de CO₂ à l'échelle du paysage et les facteurs contrôlant cette variabilité ont reçu relativement peu d'attention (Martin and Bolstad, 2009; Fiener *et al.*, 2012). L'objectif de ce travail a été de **quantifier la variabilité spatiale et temporelle des efflux de CO₂ et de leur composante associée à la respiration hétérotrophe au cours d'une année, et d'évaluer l'influence du régime hydrique et de l'usage des sols** sur ces flux. Ce travail a été réalisé en collaboration avec P. Buysse (post-doctorante) et C. Flécharde (UMR SAS).

Des mesures in-situ manuelles directes par chambre d'efflux de CO₂, combinées à des mesures de température et d'humidité du sol, ont été réalisées à 36 dates sur 22 sites choisis pour représenter au mieux la diversité des sols et des usages dans le sous-bassin versant amont du site de Naizin (5 km²). Les mesures effectuées correspondent aux émissions de fond : notre protocole de mesure n'a pas intégré les mesures des flux ponctuels liés aux opérations culturales (travail du sol, fertilisation).

L'analyse a montré des **impacts significatifs du régime hydrique, de l'occupation du sol en place et de la succession culturale sur les flux** mesurés à chaque date [A11]. En moyenne sur l'année, les émissions de CO₂ sont plus faibles dans les sols mal drainés de bas de versant, malgré un stock de MOS plus élevé dans ces zones (Figure 16), ce qui suggèrent une limitation de la production de CO₂ et/ou une limitation du transfert du CO₂ en relation avec la prédominance de conditions saturées en eau. Les émissions de CO₂ sont plus élevées en prairies qu'en cultures annuelles, ce que l'on peut attribuer à une plus grande quantité de racines, de MOS et nutriments dans les prairies. L'analyse des résultats pour la respiration hétérotrophe a conforté les résultats obtenus pour les flux totaux, montrant néanmoins que l'occupation du sol impactait moins les flux de respiration hétérotrophe que les flux totaux.

- La mosaïque de conditions environnementales générées par la topographie et l'usage des sols peut affecter les efflux de CO₂, c'est-à-dire les processus biologiques de production de CO₂ par la respiration hétérotrophe des microorganismes du sol et/ou les processus physiques d'émission depuis le sol vers l'atmosphère.
- Ces résultats ont suggéré un approfondissement de la compréhension des processus dans les sols mal drainés.

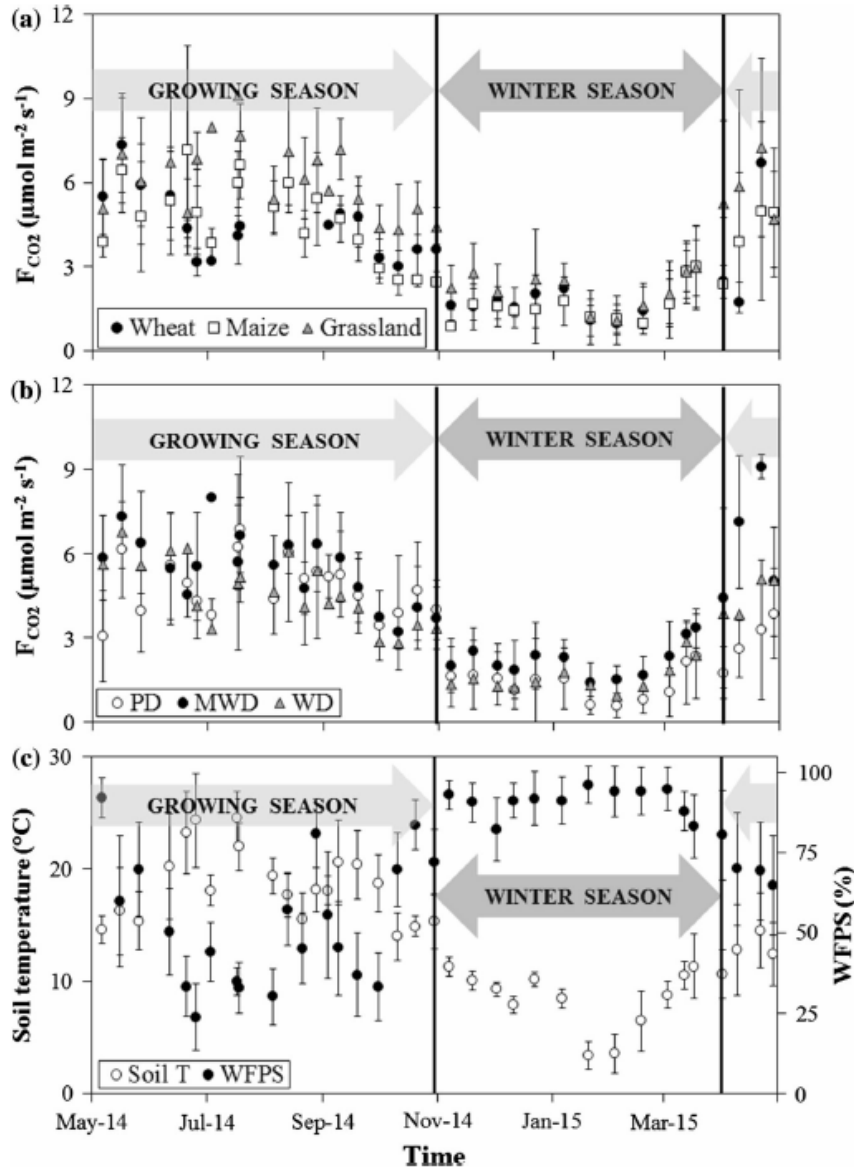


Figure 16 Dynamique intra-annuelle (mai 2014 – mai 2015) (a) de l’efflux de CO₂ (F_{CO_2}) moyen sur l’ensemble des sites de mesure par type d’occupation du sol en place (blé (n=6), maïs (n=8), prairies / friches (n=6) ; (b) F_{CO_2} moyen par classe de drainage du sol (PD : mal drainé (n=7), MWD moyennement bien drainé (n=8), bien drainé (n=7)) ; (c) température moyenne journalière et teneur en eau (water-filled pore space WFPS) moyenne sur l’ensemble des sites aux dates de mesure des efflux de CO₂. Les barres renvoient aux écart-types. Figure extraite de [A11].

4.3 Dynamique et flux de C dans les sols mal drainés en interaction avec une nappe superficielle

Les sols mal drainés représentent une proportion non négligeable des sols cultivés. Ils sont présents en particulier dans les systèmes où une nappe se développe à faible profondeur et remonte dans les horizons superficiels de sols en période humide. Si des connaissances sont disponibles sur la dynamique de la MOS des zones humides emblématiques (marais, tourbières), saturées de façon permanente et présentant des sols organiques, très peu de références concernent ces sols organo-minéraux, en milieu cultivé, et présentant des périodes de saturation plus intermittentes (excepté en rizière (Kogel-Knabner *et al.*, 2010)). Or les conditions de saturation et de renouvellement de l’eau du

sol peuvent affecter le cycle du C dans ces sols à différents niveaux : (i) au niveau des processus de solubilisation de la MOS, de diffusion de la MOS à micro-échelle et son accessibilité pour les microorganismes (Dungait *et al.*, 2012), (ii) au niveau des processus cataboliques aérobie ou anaérobies contrôlant la minéralisation de la MOS (DeAngelis *et al.*, 2010), (ii) au niveau des processus abiotiques de dissolution (Langmuir, 1997) et de diffusion vers l'atmosphère du CO₂ produit par la respiration hétérotrophe (Fang and Moncrieff, 1999), et (iv) au niveau du transfert de COD dans le versant (Lambert *et al.*, 2014). Le fonctionnement hydrique et la distribution spatiale de ces sols peuvent être affectés significativement par le changement climatique, avec des conséquences sur les stocks de MOS et flux de C associés à la dynamique à l'échelle du paysage.

J'ai contribué à un ensemble de travaux ayant pour objectif de **quantifier la dynamique de la MOS, et les flux de COD et de CO₂ associés à cette dynamique dans un sol cultivé mal drainé**, en lien avec son régime hydrique. Ces études ont été réalisées dans le cadre de la thèse d'Emmanuel Tété, dans le cadre du post-doctorat de P. Buisse, et en collaboration avec L. Jeanneau (Géosciences Rennes).

Ces travaux s'appuient sur l'étude de deux toposéquences situées sur le sous-bassin versant amont du site de Naizin, où les sols sont gérés de façon homogène par l'agriculture (1 seule parcelle d'usage, en rotation maïs-blé-légumes de conserve) mais présentent des régimes hydriques contrastés, en interaction avec la dynamique de la nappe superficielle (Figure 17) : sols bien drainés en amont, sols présentant des périodes de saturation temporaire en saison hivernale à mi-versant, et sols présentant une saturation permanente pendant la saison hivernale en bas de versant.

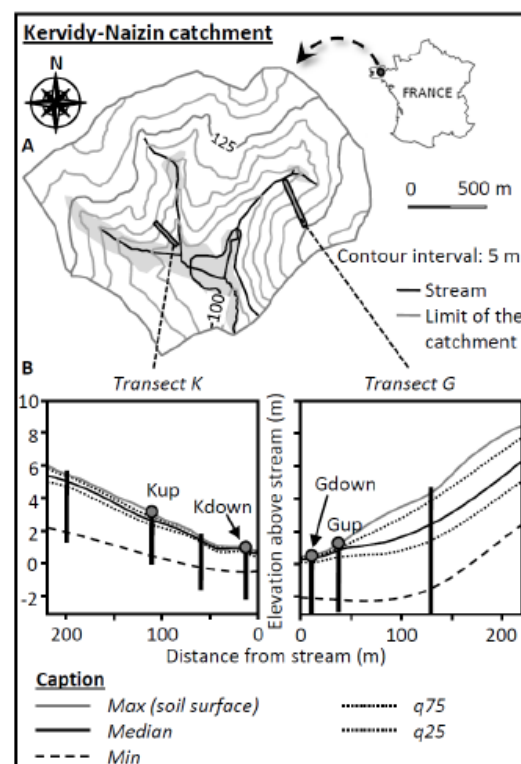


Figure 17 : Localisation des toposéquences K et G étudiées dans le sous-bassin versant amont du site de Naizin (A). Représentation des niveaux de nappe (médiann, min, max, q25 et A75 calculés sur 15 ans à partir des niveaux piézométriques mesurés dans les piézomètres figurés en noir). Figure extraite de [A1].

4.3.1 Evaluation en conditions contrôlées de l'impact du régime hydrique sur la dynamique de la MOS

Nous avons étudié l'impact de la durée de saturation – saturation saisonnière ou saturation transitoire observée respectivement en bas de versant et à mi-versant - sur la dynamique des MOS par des incubations en conditions contrôlées [A17].

En conditions de saturation, le taux de minéralisation du C est deux fois plus faible qu'à la capacité au

champs ; il n'est pas affecté par la durée de saturation. Les conditions de saturation favorisent la production et l'accumulation de composés organiques labiles dont la minéralisation rapide pendant la phase de désaturation a entraîné des pics d'émissions de CO₂ ; plus la durée de saturation précédente est longue plus le taux de minéralisation pendant la phase de désaturation est élevé. Les conditions de saturation transitoires ont conduit in fine à une augmentation de la quantité totale de C minéralisée, atteignant les mêmes ordres de grandeur que celle des sols maintenus en conditions de non-saturation.

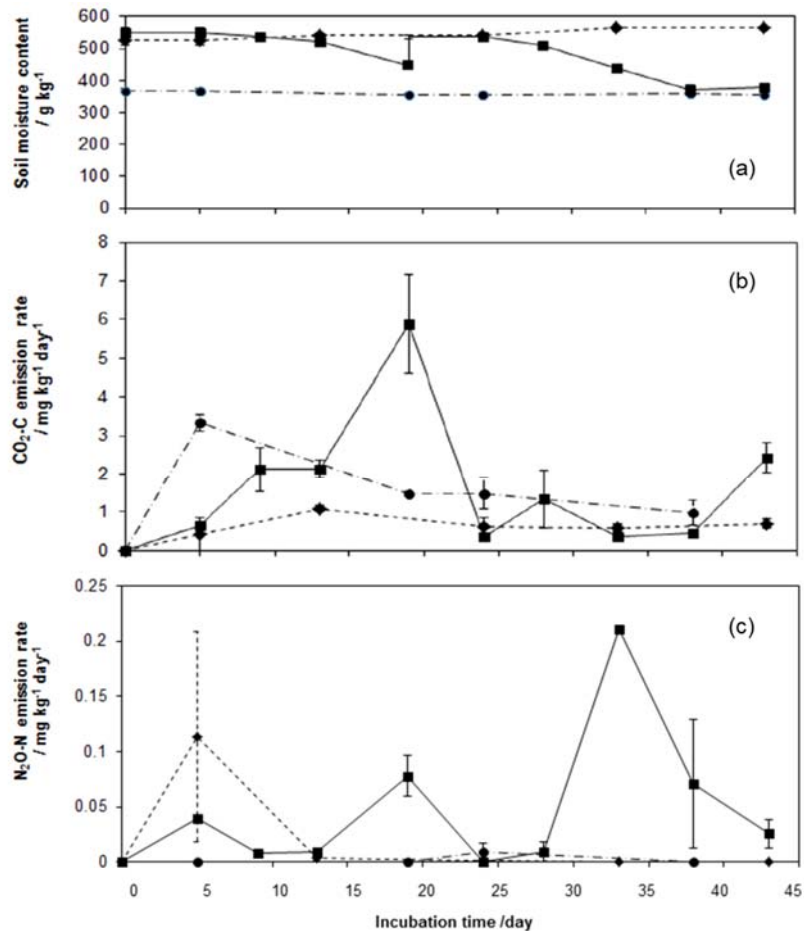


Figure 18 Evolution (a) de la teneur en eau, (b) des émissions de C-CO₂ et des émissions de N-N₂O au cours d'incubations de sols de 43 jours à 20°C. Les barres d'erreur représentent l'erreur standard de la moyenne (n=3). Figure extraite de Tete (2014).

4.3.2 Flux de COD et de CO₂ en lien avec la dynamique de la nappe dans les sols mal drainés

En complément des expérimentations en conditions contrôlées, des mesures in-situ ont permis d'évaluer l'effet de la dynamique de la nappe sur la dynamique de la MOS dans l'horizon superficiel du sol, approchée à travers les concentrations en COD et en carbone inorganique dissous (CID) dans la solution du sol, et les efflux de CO₂ (Figure 19).

En début d'hiver, la montée du niveau de la nappe et l'augmentation de la teneur en eau dans les horizons de surface favorise la mise en solution du C du sol ; les conditions environnementales (température et humidité) en bas de versant et à mi-versant restent favorables à la minéralisation de la MOS et aux échanges de CO₂ sol-atmosphère. En hiver, lorsque la nappe est haute et présente de façon continue ou transitoire dans l'horizon de surface, les gradients hydrauliques conduisent à un renouvellement de l'eau du sol qui favorise le transfert de COD, en particulier en bas de versant ; les conditions environnementales permettent la minéralisation du C et la production de CID, en particulier

à mi-versant en faveur de la fluctuation de la nappe, mais les échanges sol-atmosphère de CO₂ sont limités. En fin d'hiver, alors que le niveau de nappe baisse dans le versant, le gradient hydraulique diminue, ce qui peut conduire à la mise en place de conditions réductrices en bas de versant : ces conditions favorisent la mise en solution de MOS précédemment adsorbées sur les surfaces minérales leur accessibilité aux microorganismes, et entraînent une augmentation des efflux de CO₂ et des concentrations en CID, bien que les conditions hydriques ne soient pas optimales pour la minéralisation du C, et que les quantités minéralisées restent faibles au regard des quantités disponibles.

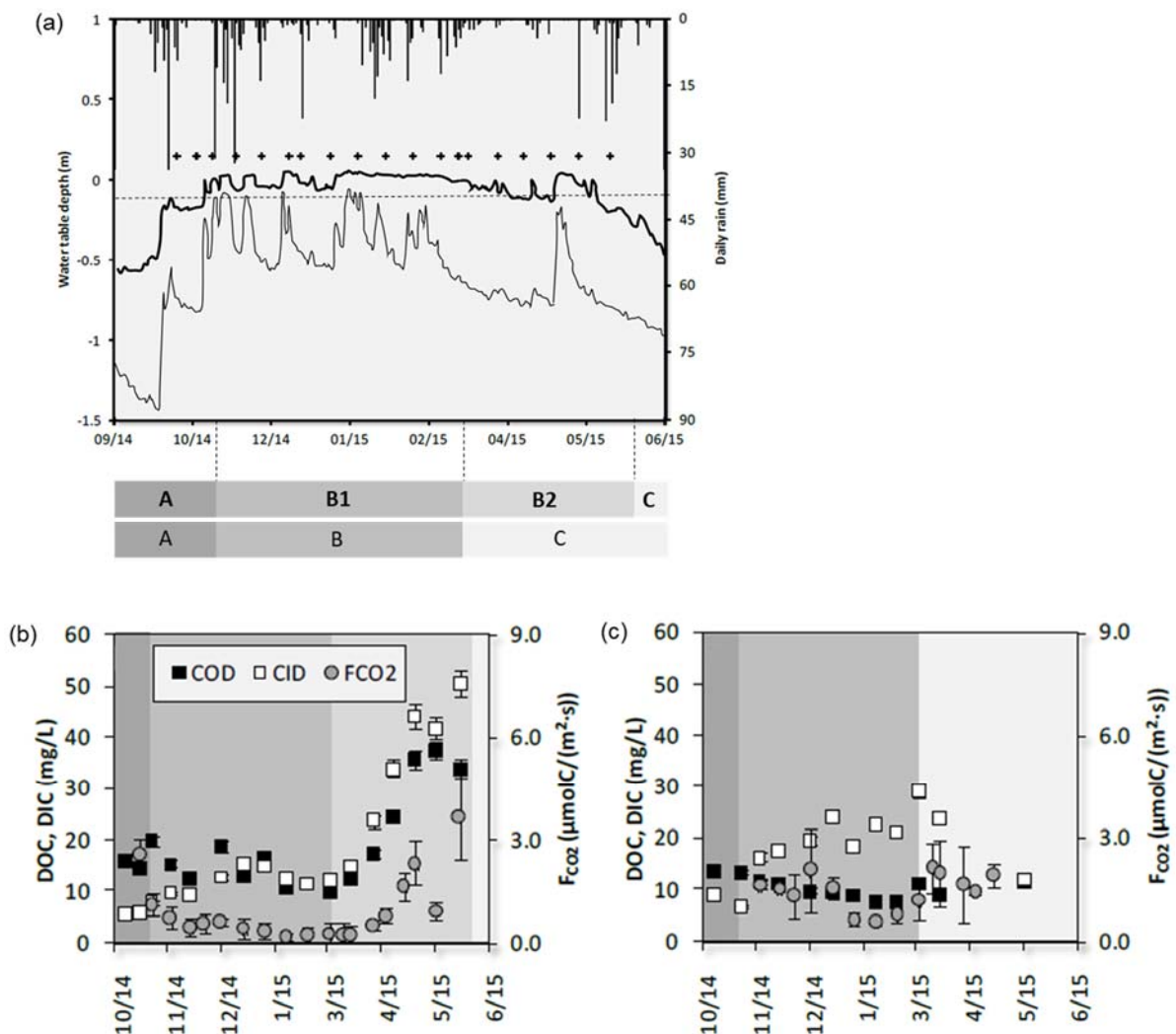


Figure 19 a) Pluie journalière, variation temporelle du niveau de nappe à mi-versant (trait gras) et en bas de versant (trait fin) du transect K, et identification des périodes hydrologiques A (montée du niveau de nappe), B ou B1 (nappe fluctuant dans l'horizon de surface et absence de conditions réductrices), B2 (nappe fluctuant dans l'horizon de surface et présence de conditions réductrices) ; les croix représentent les dates de mesure et les pointillées horizontales la profondeur d'échantillonnage. Variations temporelles des concentrations en DIC, DOC dans la solution du sol, et des efflux de CO₂ (FCO₂) en bas de versant (b) et à mi-versant (c). Figure adaptée de [A1].

A l'échelle du bassin versant, un bilan des implications du fonctionnement spécifique des sols mal drainés en lien avec la dynamique de la nappe et des implications sur les flux de CO₂ et stocks de C est présenté dans le Tableau 1. Ce bilan, établi à partir de mesures sur une année, constitue une première approche, à consolider par des acquisitions de données complémentaires. De plus, Humbert *et al.* (2015) ont estimé que les flux annuels de COD à l'exutoire du bassin varient entre 2 et 17 tC.an⁻¹ en

fonction des conditions climatiques, avec une moyenne de 7,6 tC.an⁻¹, et ils sont dus à 90% aux sols de bas de versant. Le flux de CID est estimé à 14,3 tC.an⁻¹.

Tableau 1 Bilan de la contribution des sols mal drainés de bas de versant et de mi-versant aux stocks et flux de C à l'échelle du bassin versant amont du site de Naizin (5km²).

	Sols bien drainés	Sols de mi-versant	Sols de bas de versant
Surface (% surface du bassin)	75	8	17
Stock de C dans l'horizon 0-30 cm (tC.ha ⁻¹)	70	72	89
Contribution au stock total de C du bassin dans l'horizon 0-30 cm (%)	71	8	21
Flux spécifique annuel associé à la respiration hétérotrophe (kgC.m ⁻² .an ⁻¹)	1,10	1,06	0,87
Contribution aux flux annuels associés à la respiration hétérotrophe à l'échelle du bassin (%)	78	8	14
Contribution aux émissions annuelles de C (CID, COD, respiration hétérotrophe) à l'échelle du bassin (%)	77	8	15

- Cette étude montre l'importance de la dynamique de la nappe superficielle dans le contrôle de la dynamique de la MOS et des flux de C dans les sols dont les horizons de surface sont en interaction avec cette nappe.
- Les expérimentations et mesures in-situ soulignent l'influence du passé hydrique sur la dynamique de minéralisation de la MOS évaluée à une date donnée.

4.4 Stockage de C en conditions de travail du sol simplifié avec apport de matières organiques exogènes

Le mode de travail du sol peut impacter le stockage de C dans le sol à travers deux effets principaux : (1) il modifie la répartition de la matière organique dans le profil de sol ; (2) indirectement il affecte la dynamique de minéralisation de la MOS par la modification des conditions de température d'humidité (White and Rice, 2009) et par la fragmentation des agrégats du sol (Six *et al.*, 2004). Les synthèses récentes montrent que lorsque l'ensemble du profil de sol est considéré, la simplification du travail du sol n'induit pas de modification significative du stock de C dans le sol (Haddaway *et al.*, 2017). La conversion d'un système labouré en semis direct strict entraîne une augmentation du stock de carbone dans l'horizon 0-30 cm (Smith, 2004). L'effet d'un passage au travail superficiel est moins net et pas toujours significatif (Meurer *et al.*, 2018). L'effet combiné de la simplification du travail du sol et de la fertilisation organique est encore plus complexe et peu documenté (Mikha and Rice, 2004).

J'ai étudié l'effet travail du sol sur le stock de C dans un sol limoneux (0-40 cm) en condition d'apport d'effluent d'élevage, dans un essai agronomique (Kerguéhennec⁴, 47°53'11''N 2°44'4''O) 8 ans après différenciation des modalités de travail du sol [A23] : 3 modalités de travail du sol (labour conventionnel à 25 cm, travail superficiel sur 7 cm, semis direct) sont croisées à 2 types de fertilisation (minérale, fumier de volailles (2,2 tC.ha⁻¹.an⁻¹)).

⁴ Station expérimentale de la Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne

Aucun effet d'interaction entre le travail du sol et le mode de fertilisation n'a été observé sur le stock de C. Dans les 15 premiers centimètres, le semis direct et le travail superficiel présentent des stocks de C significativement plus élevés qu'en labour. Aucune différence significative n'est mesurée au-delà (Tableau 2). La fertilisation organique, appliquée ici à dose agronomique et qui d'après nos estimations représente un apport de C équivalent à celui des résidus de culture, a un effet plus faible que le travail du sol sur le stock de C, et il n'est significatif que dans les 5 premiers centimètres.

Tableau 2 Stocks de carbone moyens par horizon cumulés par type de travail du sol, calculés pour une masse équivalente de sol, SED (erreur standard de la différence entre les moyennes) et P value.

Depth (cm)	Reference soil mass (t.ha ⁻¹)	Mean SOC stocks per tillage treatment (t.ha ⁻¹)			SED for tillage (t.ha ⁻¹)	P value associated with tillage effect
		MP	ST	NT		
0-5	4.5	10.5 ^a	12.6 ^b	12.1 ^b	0.34	0.001
0-15	21.6	37.1 ^a	41.2 ^b	39.7 ^b	1.55	0.003
0-20	44.3	49.7	53.1	51.3	1.65	0.340
0-25	73.8	64.2	66.6	65.4	1.86	0.419
0-30	109.6	75.6	79.6	76.8	1.83	0.325
0-40	157.3	92.9	96.4	94.6	1.69	0.586

SOC soil organic carbon; MP conventional mouldboard ploughing; ST shallow tillage; NT no tillage. Within each horizon tillage treatment average SOC stocks with different letters are significantly different according to ANOVA.

Les modalités de travail du sol induisent une modification de la répartition du C dans les fractions granulométriques POM (matière organique particulaire, 53-2,000 µm) et FOM (fraction fine, < 53 µm) (Balesdent *et al.*, 2000) à l'échelle du profil : **sous labour, le stock de C associé à la fraction POM est plus élevé dans l'horizon 20-25 cm ; en travail simplifié il est plus élevé dans l'horizon 0-5 cm**. La fertilisation et son interaction avec les modalités de travail du sol n'ont pas d'effet significatif sur la répartition du C dans les fractions granulométriques du sol. Ces observations sont en accord avec la littérature : l'augmentation du stock de C dans la fraction POM en surface en non-labour est attribuée à la concentration de l'apport de MO par les résidus de culture, la moindre de fragmentation des agrégats qui conduit à un ralentissement de la minéralisation (Smith, 2004; Dimassi *et al.*, 2014). L'augmentation du stock dans la fraction POM en fonds de labour peut être attribuée aux conditions plus défavorables à la minéralisation dans la semelle de labour (tassement, anoxie locale).

- Cette étude a contribué à documenter l'effet des modalités de travail du sol sur le stockage de C dans le sol dans des systèmes de culture associés à l'élevage. Dans le contexte étudié, les effets du travail du sol et de la fertilisation organique sur le stockage de C sont indépendants.
- Comme rapporté dans la littérature, la simplification du travail du sol conduit à une modification de la répartition du C stocké dans le profil de sol marquée par une concentration du C dans l'horizon de surface (0-15 cm), mais n'affecte pas le stock total.
- Ces résultats mériteraient d'être confirmés, en particulier, le maintien dans la durée d'une productivité équivalente en semis direct alors que l'effluent n'est pas incorporé au sol.

4.5 Variabilité de la qualité des sols à l'échelle du paysage agricole

Les travaux que j'ai présentés jusqu'ici sont centrés sur le stockage de C dans les sols et les flux de C. Comme rappelé en introduction de ce mémoire, l'augmentation des stocks de C associé à la MOS peut avoir des impacts positifs sur d'autres propriétés des sols, et également des impacts négatifs tels que l'augmentation du risque de transferts de nutriments vers les eaux. La limitation de ces impacts négatifs est un enjeu fort dans les territoires d'élevage à forte densité de production, où les apports d'effluents d'élevage sont importants. Il m'est donc apparu essentiel de **mettre en perspective les résultats sur le stockage et les flux de C, avec les autres propriétés et fonctions des sols à l'échelle du paysage**. Je me suis appuyée pour cela sur le concept de **qualité des sols**, concept assez large, que (Doran and Parkin, 1994; Doran and Safley, 1997) définissent comme "*the capacity of a soil to function within ecosystem and land-use boundaries to sustain biological productivity, maintain environmental quality, and promote plant and animal health*". Cette définition fait écho au concept de services écosystémiques rendus par les sols au sens de « bénéfiques que l'Homme peut retirer des écosystèmes » (Costanza *et al.*, 1997). De multiples cadres d'évaluation de la qualité des sols ont été proposés, chacun ayant des objectifs et des échelles d'approche propres (Bunemann *et al.*, 2018). Le cadre proposé par Andrews *et al.* (2004) est adapté à l'évaluation intégrée de la qualité de sols à usage agricole, et permet une évaluation située et contextualisée dans un paysage.

L'objectif spécifique de cette étude [A8] a été **d'évaluer l'impact des composantes des systèmes de culture présents au sein d'un paysage de polyculture-élevage sur la qualité des sols**. Ce travail a été réalisé en collaboration avec N. Akkal (UMR SAS) et S. Menasseri (UMR SAS).

L'étude s'est appuyée sur l'échantillonnage des sols du site de Naizin. Les propriétés des sols retenues pour caractériser la qualité des sols dans ce contexte sont relatives à la fonction de stockage de C, à la production de biomasse (pH, teneurs en azote, phosphore, C), à la biodiversité (biomasse microbienne, indices de diversité fongique et bactérienne), à l'accumulation de métaux et de nutriments (teneur en cuivre, en phosphore), au risque de lessivage de nutriments (teneur en azote), au risque de dégradation de la structure des sols (stabilité structurale, densité apparente). Nous avons quantifié la part de variabilité des propriétés des sols expliquée respectivement par les caractéristiques du milieu et par les composantes des systèmes de culture. Le milieu explique majoritairement la variabilité des stocks de C dans le paysage, et au contraire très peu la variabilité de la diversité microbienne. On vérifie que les **systèmes de culture sont aussi un facteur de contrôle significatif de la variabilité des propriétés intégrées dans l'analyse de la qualité des sols** dans ce type de paysage (Figure 20). Parmi les propriétés du sol, la stabilité des agrégats et la diversité fongique sont les plus impactées par les systèmes de culture. **La rotation de cultures est la composante du système de culture qui contrôle majoritairement la variabilité des propriétés des sols**. Cette variabilité n'est toutefois pas expliquée de façon homogène par les composantes des systèmes de culture. **Les apports de C par les effluents d'élevage ne sont pas un facteur de contrôle de premier ordre la variabilité des propriétés étudiées**. Ils influencent néanmoins partiellement la variabilité du stockage de C, en particulier les apports de C par les lisiers.

Pour intégrer les différentes propriétés des sols sous forme de score variant de 0 à 1 dans un indice de qualité des sols synthétique, nous avons proposé des fonctions de conversion en adaptant les fonctions rapportées dans la littérature au contexte étudié : elles intègrent notamment l'effet positif des nutriments sur la fertilité des sols et l'effet potentiellement négatif sur l'environnement de leur excès. Nous montrons alors que l'indice est significativement différent en fonction du type de succession culturale : la qualité des sols est significativement plus faible dans les rotations de cultures à base de maïs et de céréales sans prairie que dans les rotations incluant prairies de plus ou moins longue durée. Il est globalement élevé dans le bassin versant, en relation avec les fortes teneurs en MOS observées. Les prairies humides de bas de versant, non présentées dans la Figure 21, présentent toutefois des scores plus faibles compte tenu des fortes concentrations en azote mesurées dans leurs sols qui pénalisent l'indicateur de qualité.

- Au-delà de l'effet du milieu, les systèmes de culture ont un effet significatif sur la variabilité spatiale des propriétés des sols dans le paysage. Au sein des systèmes de polyculture-élevage fortement spécialisée, les systèmes de culture peuvent donc constituer des leviers de gestion des propriétés des sols.
- La succession de cultures, variable très intégratrice d'un ensemble de pratiques culturales dans les systèmes de polyculture-élevage, est la composante qui a l'effet le plus important sur la variabilité des propriétés considérées, exceptée pour la diversité bactérienne.
- Le cadre d'évaluation de la qualité du sol mobilisé permet de classer de façon relative les systèmes de culture les uns par rapport aux autres au sein du paysage au regard de leur impact sur la qualité des sols, et de produire des références situées.

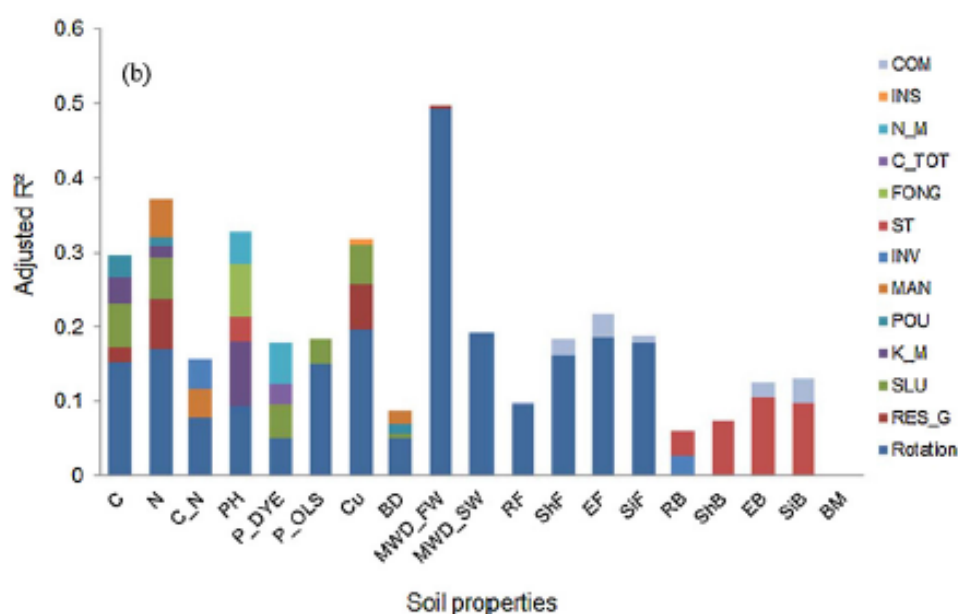


Figure 20 Variabilité des propriétés des sols expliquée par les composantes des systèmes de culture, prairies humides exclues de l'analyse. Les pourcentages de chaque R^2 ajusté ont été calculés par une matrice de sensibilité du modèle des moindres carrés (RF Richesse fongique, SiF Inverse Simpson fongique, ShF Indice de Shannon de diversité fongique, EF indice d'équitabilité fongique, C_N ratio C:N, BM biomasse microbienne, MWD-FW et MWD-SW indices de stabilité structurale pour les tests d'humectation rapide et lente, BD densité apparente du sol, PH pH eau, FB indice de richesse bactérienne, SiB inverse de l'indice de Simpson bactérien, ShB indice de diversité bactérienne de Shannon, EB indice d'équitabilité bactérienne, Cu teneur en cuivre, P_DYE teneur en phosphore Dyer, P_OLS teneur en phosphore Olsen, POU apport de C par du fumier de volaille, SLU apport de C par du lisier de porcs, RES_TOT apport total de C par des résidus de culture, RES_C apport de C par des résidus de céréales, ST travail du sol superficiel (< 5 cm), DT travail du sol plus profond (>5 cm), MAN apport total de C par des effluents d'élevage, RES_G apport de C par des résidus de prairies, COM apport de C par du compost d'effluents d'élevage, INS application d'insecticides, N_M apport d'azote sous forme minérale, C_TOT apport de C total, FONG application de fongicides, INV labour avec retournement du sol, K_M apport de potassium sous forme minérale (K_2O). D'après [A11].

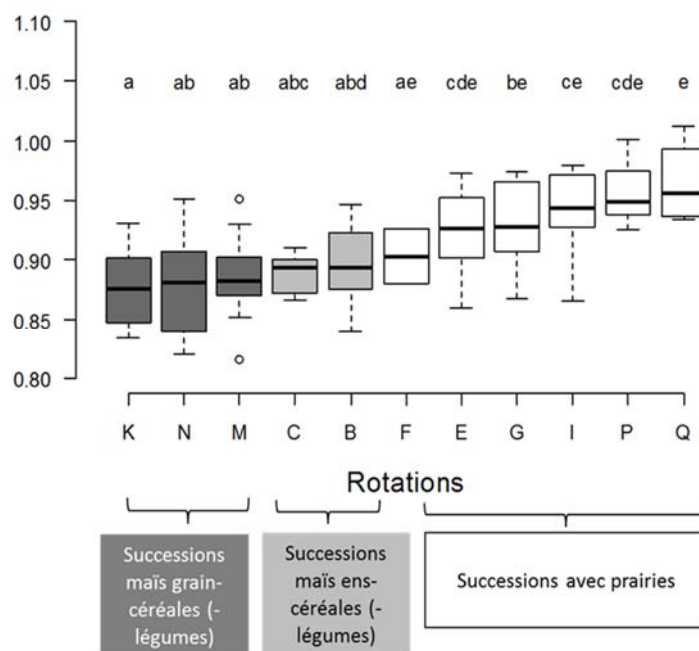


Figure 21 Box-plots de l'index intégré de qualité des sols par types de rotation (prairies humides de bas de versant exclues de l'analyse). Les moustaches correspondent à 1,5 fois la distance interquartile. Les lettres mentionnent les différences significatives (analyse post-hoc) entre les types de rotation. Figure adaptée de [A11].

4.6 Bilan de ces recherches

4.6.1 Atouts

Cet ensemble de recherches nous a permis d'**analyser les relations fonctionnelles entre les conditions biotiques et abiotiques résultant de la combinaison de l'hétérogénéité du milieu et des usages et la dynamique de la MOS et les flux de C associés à l'échelle du paysage**. Les échantillonnages et les méthodes statistiques mises en œuvre nous ont permis d'estimer la contribution respective des composantes physiques et anthropiques du paysage à la variabilité de la biodiversité microbienne, des stocks et flux de C. Nous avons montré **une sensibilité de la dynamique spatio-temporelle de la MOS et des flux de C au régime hydrique des sols et un effet majeur des composantes des systèmes de culture**, bien que les gradients de systèmes ne soient pas très prononcés dans cette zone d'élevage spécialisée où les apports de MO au sol sont partout importants. Les composantes des systèmes de culture influencent significativement les hétérogénéités observées et leur impact varie en fonction de la propriété considérée. Les successions de cultures, apparaissent ici comme un facteur de contrôle important de la dynamique et des flux de C. Elles déterminent en effet majoritairement les apports de C au sol. Les effluents d'élevage ont un effet de second ordre.

Ce travail apporte des **informations nouvelles sur les déterminants de l'abondance et de la diversité bactérienne et fongique dans un paysage associé à l'élevage**, dont le milieu est caractérisé par des régimes hydriques contrastés en fonction de la topographie, et par des systèmes de culture induisant des gradients d'apport de C au sol et présentant des gradients d'intensité de travail du sol à l'échelle de la succession de cultures. Le formalisme d'intégration de la diversité microbienne dans les modèles compartimentaux de dynamique du C est une piste prometteuse pour prendre en compte l'effet de l'environnement biotique sur la dynamique de la MOS de façon parcimonieuse dans la modélisation. Le cadre de modélisation proposé est facilement transférable car il ne contraint pas l'utilisateur au modèle très simple utilisé dans ce travail, mais peut être aisément testé sur des modèles de

complexités différentes, ainsi que pour d'autres propriétés des sols. L'une des plus grandes forces de l'approche réside dans la mobilisation de données accessibles sur la diversité microbienne.

Nos résultats apportent aussi **des éléments de connaissance sur la contribution spatio-temporelle du compartiment sol au cycle du C** à l'échelle du paysage et sur son interaction avec la dynamique de la nappe superficielle. Ces éléments ouvrent des perspectives de modélisation intégrée du cycle du C à l'échelle du paysage en lien avec les dynamiques hydrologiques pour permettre l'évaluation prospective des implications d'évolutions climatiques sur la distribution spatio-temporelle des conditions hydriques des sols, et par conséquent sur stocks et flux de C dans le paysage.

Enfin ce travail nous a permis d'initier une réflexion sur l'objectivation des descripteurs des systèmes agricoles, dépassant la liste des pratiques, ceci pour assurer la généralité des résultats produits et permettre de les replacer par rapport à la littérature, aux études basées sur des expérimentations factorielles visant à contraster des conditions de milieu et des pratiques agricoles.

4.6.2 *Limites*

L'effort a porté ici sur l'analyse systémique de l'hétérogénéité spatiale du fonctionnement du paysage vis-à-vis de la dynamique de la MOS. **Une limite majeure de ces travaux réside dans le manque de prise en compte de la dimension temporelle :**

- les conclusions relatives aux flux de C restent à consolider dans le temps, puisque la dépendance au régime hydrique montre que les conditions climatiques peuvent influencer significativement les processus en jeu dans certains domaines du paysage, mais avec un verrou méthodologique fort qui est la capacité matérielle à suivre dans la durée plusieurs localisations dans l'espace. La complémentarité entre des approches de modélisation et un ré-échantillonnage dans le temps s'avère indispensable pour envisager cette généralisation.
- Les conclusions relatives aux stocks de C ou aux autres propriétés des sols qui évoluent sur des pas de temps plus long (ex abondance et diversité microbienne, teneurs en P) sont moins contingentes. Néanmoins elles ne donnent pas accès aux trajectoires d'évolution des propriétés des sols.

Concernant l'intégration de la diversité microbienne dans le modèle de dynamique du C, les hypothèses d'impact de la diversité sur la décomposition et l'efficacité d'utilisation du C par les microorganismes, qui sous-tendent la modélisation, doivent être confirmées dans d'autres contextes paysagers.

5 Evaluation des fonctions environnementales des haies bocagères

Les haies sont des structures paysagères rencontrées dans les paysages ruraux de nombreuses régions du monde (Baudry and Jouin, 2003) ; ce peuvent être des haies traditionnelles ou des plantations plus récentes comme des brise-vents. En Bretagne, les haies sont des éléments des paysages de bocage. La période principale de plantation s'étend de la fin du XVIIIème au début du XXème siècle. Les réseaux de haies s'appuyaient sur les discontinuités du milieu physique ; ils matérialisaient les limites de propriétés ou d'usage, tout en fournissant bois de feu et de construction aux agriculteurs, voire plus largement. Les profonds changements dans les paysages et la déstructuration du bocage induits par les remembrements fonciers dans les années 1970, puis par les mutations agricoles ces cinquante dernières années, ont conduit à une prise de conscience des fonctions environnementales que jouaient les paysages bocagers traditionnels (prairies, zones humides, fossés, ...), et en particulier les haies, éléments emblématiques. Depuis une vingtaine d'années, ces fonctions environnementales, notamment vis-à-vis des ressources en eau et en sols, sont largement mises en avant par les politiques publiques et mesures agroenvironnementales qui soutiennent la plantation de haies. Mais une objectivation de ces fonctions est nécessaire pour replacer le potentiel de ces structures du paysage par rapport à d'autres mesures de limitation des impacts agricoles sur la qualité des eaux et des sols ou d'autres voies de contribution de l'agriculture à l'atténuation du changement climatique.

L'UMR SAS mène des recherches sur les fonctions environnementales des haies depuis les années 1970 (INRA, 1976). Suite aux travaux menés à l'échelle locale du voisinage de la haie, ma thèse s'est positionnée sur l'évaluation de l'impact des haies sur les flux d'eau et de nitrates à l'échelle du paysage [O8]. Avec d'autres travaux, elle a contribué à montrer que le rôle des haies sur les transferts hydrochimiques de surface était principalement contrôlé par la connectivité du réseau de haies et sa relation topologique avec les écoulements de surface, alors que leur effet sur les transferts de subsurface était principalement dépendant de la densité de haies et de l'accès des racines à la ressource en eau. Elle a aussi participé à montrer que si les réseaux de haies jouent un rôle important sur les cheminements de l'eau de surface et contribuent à réguler les crues de faible intensité, leur rôle est négligeable sur les crues de forte intensité et ils n'ont pas d'effet de premier plan sur l'atténuation des pollutions azotées à l'échelle du bassin versant.

Plus récemment, j'ai contribué à l'évaluation de **l'effet des haies sur le stockage de C dans les sols, et à l'évaluation de la multifonctionnalité des paysages bocagers, en m'impliquant dans des approches pluridisciplinaires des services rendus par les haies**. Ce sont ces résultats que je vais détailler dans ce chapitre.

5.1 Stockage de carbone dans les sols au voisinage des haies

Bien que le potentiel de stockage de C dans les sols au voisinage de haie soit reconnu dans la littérature, peu d'estimations quantifiées de ce potentiel sont disponibles, et d'autant moins en milieu tempéré (Shi *et al.*, 2018). L'UMR SAS a mené des travaux sur cette thématique (Walter *et al.*, 2003; Follain *et al.*, 2007). Ceux-ci se sont concentrés sur l'évaluation de situations archétypales, où le stockage de C dans les sols est maximisé : il s'agit de haies anciennes héritées des réseaux datant du début du XXème siècle, perpendiculaires à la pente, implantées sur talus, dans des sols profonds et vulnérables à l'érosion (développés dans des limons éoliens). Dans ces conditions, une augmentation des teneurs en

C sur toute la profondeur prospectée (1m) est observée en amont des haies ; dans l'horizon 0-30 cm le stockage additionnel de C est estimé à 1 à 30 tC.ha⁻¹ dans une bande de 5 m de part et d'autres des haies. Les prospections effectuées à l'occasion de la thèse de M. Lacoste sur des haies archétypales ont confirmé cet ordre de grandeur et ont fourni des estimations des taux de redistribution des sols par des mesures de ¹³⁷Cs et l'utilisation de modèles de conversion. Dans ces situations qui maximisent l'érosion, les taux moyens de redistribution ont été évalués à -4.8 à 2,2 t ha⁻¹ an⁻¹ en amont des haies et de 4.8 à -11,2 t ha⁻¹ an⁻¹ en aval [A18].

Les haies présentent toutefois une grande diversité en termes de structure, composition et mode de gestion, mais aussi en termes de contextes agronomiques et pédo-climatiques d'implantation, qui peuvent impacter le potentiel de stockage additionnel. J'ai donc élargi l'évaluation du stockage de C dans les sols à la prise en compte de cette diversité, en intégrant les haies du néo-bocage. Les objectifs étaient de (1) **quantifier la variabilité des stocks de C dans le sol et de la dynamique de stockage dans des systèmes de haies de l'ouest de la France dans un gradient de conditions pédo-climatiques** et (2) **évaluer les impacts potentiels des haies sur la composition biogéochimique du C du sol en utilisant des indicateurs accessibles et sensibles aux changements d'usage des sols** (fractionnement granulométrique, C labile, biomasse microbienne). Ces recherches ont été conduites dans les projets AgForward [A4] et CARBOCAGE [A35].

Les évaluations s'appuient sur un échantillonnage des sols dans des parcelles adjacentes à une haie, le long de transects perpendiculaires aux haies jusqu'à 6 m des arbres, et sur 90 cm de profondeur (limite matérielle). Le stockage additionnel de C lié aux haies est estimé par différence entre le stock mesuré en milieu de parcelle, qui constitue la référence locale, et les stocks de C mesurés au voisinage des haies (1 à 6 m). Quarante-deux parcelles adjacentes à une haie ont ainsi été échantillonnées dans 4 zones en Bretagne et Pays de la Loire (Pays du Morvan à proximité de Gourin (48°08'24,5"N, 3°36'44,2"O)), bassin de Loudéac (48°10'55,493"N 2°45'11,7" O)), Pays Vallée de la Sarthe à proximité du Mans (48°00'52.1"N, 0°13'36.7"E) et dans le Pays des Mauges au sud-est de Nantes (47°00'36.1"N, 0°44'49.6"W). L'échantillonnage comprend des haies de 15 à 20 ans et des haies de 100 à 120 ans ; les parcelles sont conduites en succession de cultures incluant ou non des prairies temporaires, ou en prairies de longue durée.

Par rapport aux stocks de référence, les **concentrations et les stocks de SOC sont significativement plus élevés à 1 m de la haie dans les horizons 0-30 et 30-60 cm de la haie et jusqu'à 3 m de la haie dans l'horizon 60-90 cm** (Figure 22). Toutefois, 56 à 65% du carbone additionnel se trouve dans l'horizon 0-30 cm à moins d'1 m de la haie. Les **taux d'accumulation sur une période de 15 ans après la plantation, varient de 0,044 à 0,118 tC.an⁻¹ pour 100 m linéaire de haies**. Ceci correspond à un **stockage de C additionnel annuel de 0,9 à 1,3 %.an⁻¹ du stock de référence dans le voisinage de la haie (jusqu'à 3m)** et de **0,04 à 0,1%.an⁻¹ à l'échelle d'un paysage présentant 100 m.ha⁻¹ de haies**. Dans l'horizon 0-30 cm, 59 à 85% du SOC additionnel est stocké dans la fraction POM, fraction labile de MOS.

- J'ai produit des références complémentaires sur le stockage additionnel de C dans le sol en contexte tempéré, à l'échelle locale du voisinage de la haie.
- Les haies présentent localement un potentiel de stockage additionnel significatif ; à l'échelle du paysage leur contribution potentielle est un ordre de grandeur plus faible que la référence du 4‰.
- Le potentiel de stockage dans les sols présente une forte variabilité.

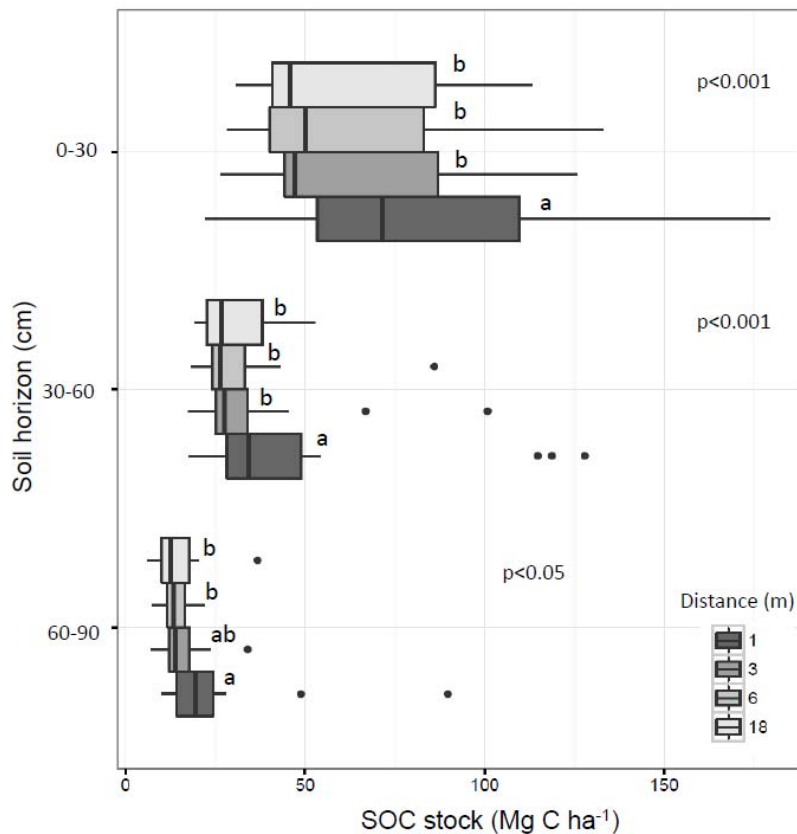


Figure 22 Box-plots des stocks de C organique dans le sol (SOC) par horizon de sol (0-30, 30-60, 60-90 cm) pour chaque distance à la haie (1, 3, 6, et 18 m). Les moustaches correspondent à 1,5 fois l'espace interquartile. Des différences significatives de stocks de C sont marquées par des lettres différentes. Figure extraite de [A35].

5.2 Contribution à l'évaluation des services écosystémiques rendus par des systèmes bocagers innovants

J'ai également inscrit mes recherches sur les fonctions environnementales des haies vis-à-vis des ressources en eau et en sol, dans des **démarches pluridisciplinaires d'évaluation des services écosystémiques rendus par les haies, de l'échelle locale à celle du paysage**. J'ai réalisé ces travaux dans le cadre des projets AgForward et Resp'Haie. Sur cette thématique, j'ai des collaborations privilégiées avec les agronomes du territoire et écologues de l'UMR BAGAP (A. Alignier, S. Aviron, et C. Thenail) et avec un collectif d'agriculteurs (l'association Terres et Bocages⁵) qui raisonne l'implantation de haies nouvelles dans une perspective d'intégration des haies aux systèmes d'exploitation et de potentialisation de leur multifonctionnalité, de la parcelle au paysage.

Notre objectif a été d'évaluer le potentiel des nouvelles haies en termes de services écosystémiques et d'analyser leur intégration dans le fonctionnement des exploitations agricoles (perception des services, contraintes et logiques de gestion). Les services étudiés sont des services support (richesse en espèces, conservation des sols) et de régulation (régulation des bioagresseurs de cultures, des flux érosifs et d'eau). Nous avons co-construit un dispositif basé sur des observations de terrain et des enquêtes auprès des agriculteurs afin d'évaluer les nouvelles haies mises en place, en comparaison d'anciennes haies et de bordures de champ herbueses. Le collectif d'agriculteurs teste des modes d'implantation et de gestion des haies permettant de passer d'une logique de réduction d'emprise de

⁵ <http://terresetbocages.org/>

la végétation sur la parcelle, à une logique de développement des arbres et d'élargissement de la structure des haies (ex : haies à doubles rangs).

Nos premiers résultats [A7] montrent que 15-20 ans après leur plantation, les nouvelles haies abritent une biodiversité comparable voire supérieure à celle des haies anciennes. Les nouvelles haies favorisent également des abondances élevées d'insectes auxiliaires dans les parcelles cultivées attenantes, potentiellement favorables au contrôle biologique des bioagresseurs de cultures. Concernant les fonctions de stockage du C, les nouvelles haies présentent à leur niveau des teneurs en carbone dans le sol qui commencent à augmenter, même si elles n'atteignent pas encore celles à l'aplomb des haies anciennes ; les haies les plus denses et les plus larges (bandes boisées, haies double-rang) présentent le potentiel de stockage le plus élevé. On vérifie que ces niveaux de biodiversité et ces fonctions écologiques sont liées à la structure des haies et à leur insertion dans le paysage, qui résultent des choix d'installation et de conduite des nouvelles haies. Selon les agriculteurs interrogés, les nouvelles haies ont atteint les objectifs fixés (ex: abri et contention des animaux au pâturage, régulation des flux érosifs et d'eau). Les agriculteurs repèrent des gains ou baisses de rendement sur les premiers mètres de culture selon l'orientation de la haie. Cependant, bien que les pratiques de gestion des arbres, s'appuyant sur des logiques sylvicoles, soient économes, le travail de gestion des haies reste problématique pour les agriculteurs.

5.3 Bilan de mes recherches sur les haies

5.3.1 Apports

Les résultats obtenus sur le stockage de C dans les sols viennent compléter les références disponibles dans la littérature dans les systèmes bocagers. Ils confirment un potentiel de stockage significatif localement au voisinage des haies. A l'échelle des paysages agricoles, elles peuvent contribuer l'augmentation du stockage de C dans les sols, mais leur impact reste faible compte-tenu des surfaces concernées. Ils mettent aussi en évidence la forte variabilité du potentiel de stockage de C au voisinage des haies, entre les sites étudiés et intra-site.

Ces résultats sont mobilisables pour **calibrer de façon plus précise la dynamique du C au voisinage de haies dans la modélisation intégrée de la dynamique du C** à l'échelle du paysage. Sur le plan opérationnel, ils sont mobilisables pour dimensionner la valorisation économique du stockage de C par les haies au cours de leur cycle de vie dans le cadre de marchés carbone, ou plus généralement les démarches de paiement pour services environnementaux associés aux haies.

L'évaluation des services écosystémiques permet de produire une quantification de la multifonctionnalité agronomique et écologique des haies.

Un apport majeur des recherches sur les systèmes bocagers innovants est le **positionnement de mes travaux sur les haies dans la communauté scientifique sur l'agroforesterie**, en travaillant sur des systèmes d'agroforesterie bocagère dans lesquelles les haies ne sont pas seulement pensées comme des aménagements environnementaux en marge du système d'exploitation, mais où elles sont insérées dans les systèmes agricoles.

Cet ensemble de travaux a contribué à passer de l'évaluation des fonctions environnementales des haies vis à vis des ressources en eau et en sol dans des situations maximisant les fonctions et réduisant la variabilité du milieu (haies anciennes, forte accumulation de sol en amont, interception des écoulements) à une première **prise en charge de la diversité des configurations bocagères**.

5.3.2 Limites

Concernant la fonction de stockage de C des haies, **les échantillonnages réalisés jusqu'à présent ne m'ont pas permis d'identifier les facteurs contrôlant la variabilité du potentiel de stockage.** Au-delà de l'effet de l'âge de la haie, ces travaux ne permettent pas de quantifier l'impact des usages des parcelles, de la structure et composition des haies, et de leurs interactions sur le stockage de C dans les sols, alors que cet impact est reconnu dans la littérature (Kumar and Nair, 2011; Adhikary *et al.*, 2017). Contrairement à Pellerin *et al.* (2019), qui ont supposé que les haies associées aux prairies ne stockaient pas de C supplémentaire (mais ont souligné un manque de données sur ces haies), nous avons néanmoins observé un stockage supplémentaire de C dans toutes les situations étudiées, y compris en prairies (successions de cultures incluant des prairies temporaires en place plusieurs années, prairies permanentes). Une consolidation de ces résultats par des mesures complémentaires associée à une analyse des conditions environnementales (milieu, usages, pratiques agricoles) favorisant le stockage au voisinage des haies me semblent nécessaire pour finaliser ces travaux.

Le dispositif d'échantillonnage mobilisé permet une évaluation du stockage additionnel lié aux apports locaux directs de C par les racines, la chute des feuilles ou à la modification locale des conditions de milieu. Il ne permet pas une évaluation intégrée de l'incidence des haies sur les flux et les stocks de C à l'échelle de l'exploitation ou du paysage, incluant les flux associés à la gestion et à la valorisation agronomique des rémanents de taille [C2]. Ce type d'évaluation appelle un déplacement de point de vue de la haie aménagement vers la haie composante d'un système agroforestier bocager.

Nous avons pu évaluer différents services écosystémiques rendus par les haies sur un même dispositif. Toutefois **nous n'avons pas croisé effectivement les services pour aborder les synergies et trades-off entre ceux-ci.** L'une des difficultés pour cela est relative à la disparité des temporalités impliquées les différents services et la place des haies dans la hiérarchie des facteurs qui contrôlent les processus en jeux dans les services étudiés.

Nous n'avons pas non plus fait le lien à ce stade entre les pratiques de gestions des systèmes haies-parcelles par les agriculteurs, les indicateurs de qualité sylvicole des haies et de la qualité agronomique qui sont mis en œuvre par les agriculteurs pour piloter leurs systèmes, et les services rendus par ces systèmes. Ce chainage me semble indispensable pour que les connaissances que nous produisons ne soient pas seulement mobilisables par les politiques publiques et les gestionnaires des territoires, mais aussi par les agriculteurs en collaboration avec lesquels nous travaillons, pour le développement et l'ajustement en retour de leurs innovations sur les systèmes agroforestiers bocagers.

6 Synthèse et futures questions de recherche

6.1 Enseignements que je tire de ces travaux et expériences de recherche

En guise de bilan, je partage ici les enseignements que je tire de mon parcours et les réflexions qui m'animent au regard des deux spécificités qui me semblent caractériser mon positionnement de recherche : l'échelle du paysage et la modélisation intégrée.

6.1.1 *Sur l'échelle du paysage*

L'échelle du paysage pour produire des connaissances sur la dynamique des MOS et les stocks de C ne s'est pas tout à fait imposée à moi comme une évidence. Venant de l'étude de flux (eau, pollen), l'intérêt majeur que je voyais à cette échelle d'étude des processus biophysiques, dans une perspective de gestion des ressources, était de mettre en lumière et d'étudier des propriétés émergentes résultant de flux de MOS, que des recherches à l'échelle locale de la parcelle ou du profil de sol ne permettent pas de caractériser. Or les stocks de C sont peu dynamiques dans l'espace et dans le temps : la MOS est peu mobile dans le paysage ; les stocks sont peu dynamiques, évoluent sur des temps longs et intègrent les variabilités temporelles. C'est l'intérêt pour les propriétés émergentes induites par des flux qui m'a amenée à coupler la dynamique de la MOS et les stocks de C aux flux d'érosion, qui peuvent avoir un impact significatif à long terme sur l'organisation spatio-temporelles des stocks de C, voire sur les stocks totaux dans le paysage. Les flux de COD ont un impact négligeable sur les stocks de C. Néanmoins, si le focus n'est plus seulement sur le stockage dans le sol mais sur le cycle du C dans le paysage et les fonctions environnementales qui y sont reliées, l'ensemble des flux de C et des stocks qu'ils connectent doit être considéré.

Au-delà des propriétés émergentes de la dynamique de la MOS et des stocks de C résultant des flux dans le paysage, ce bilan de mes travaux m'amène reconsidérer la valeur heuristique du système-paysage vu « seulement » comme un assemblage de situations locales. Cette échelle permet en effet de prendre en charge la complexité des conditions environnementales qui résultent de l'hétérogénéité du milieu et des activités anthropiques. Elle donne accès à l'évaluation de gradients de conditions de milieu, tels que les gradients de régimes hydriques que j'ai pu étudier, et à questionner l'impact de l'évolution de ces gradients sous l'effet des changements environnementaux sur la dynamique spatio-temporelle des stocks de C. Elle permet d'évaluer des combinaisons spatio-temporelles cohérentes de conditions de milieu et de pratiques agricoles.

Le positionnement à l'échelle du paysage invite par ailleurs à ne pas « réduire » l'espace agricole à celui des parcelles de production. Bien entendu, il est clair que les usages et pratiques sur les parcelles sont des facteurs de contrôle de premier ordre de certains processus écologiques et biophysiques dans les paysages, et qu'ils constituent des leviers majeurs de réduction de certains impacts environnementaux. Néanmoins, les éléments semi-naturels, présentant souvent une végétation pérenne tiennent une place importante dans les paysages agricoles soit parce qu'ils font l'objet d'implantations délibérées (plantation de haies, mise en place de corridors écologiques), soit parce qu'ils se développent dans les espaces délaissés par l'agriculture en raison de la déprise agricole ou de la spécialisation des espaces (bas fond, friches). Dans mon travail j'ai considéré les haies, qui n'ont pas d'impact majeur sur le stockage de C dans les contextes étudiés, mais dont la prise en compte prend

tout son sens dans une approche plus multifonctionnelle des paysages agricoles et de leurs transformations.

En termes de positionnement de recherche, la recherche à l'échelle du paysage est une recherche à une échelle intermédiaire, qui pour moi est soumise à une tension permanente entre l'appel à l'approfondissement des processus impliqués dans le stockage, et l'appel de l'élargissement à d'autres fonctions des paysages. Cette tension est néanmoins « nourrissante » puisqu'elle a pu me conduire à travailler en interaction avec une diversité de disciplines scientifiques : biogéochimistes et spécialistes des processus fins relatifs à la dynamique de la MO, agronome des systèmes de cultures et du territoire, écologues.

6.1.2 *Sur la modélisation intégrée*

La modélisation est un outil efficace pour intégrer les connaissances disponibles sur la dynamique des paysages et ses conséquences sur la dynamique spatio-temporelle des processus biophysiques dans ces espaces. Elle impose une prise de parti du modélisateur sur la réduction de la complexité (Bouleau, 2014), sur le bon niveau de simplification à opérer pour pouvoir représenter le processus visé de façon satisfaisante. Cette prise de parti s'appuie sur la hiérarchie des facteurs de contrôle du processus modélisé et sur les finalités de la modélisation. La modélisation intégrée telle que je l'ai mise en œuvre jusqu'à présent est pertinente pour évaluer les impacts des activités agricoles sur l'environnement. Elle permet de produire des connaissances mobilisables en termes de gestion environnementale de paysages : identification de leviers de gestion spatiale des paysages, de zonage des espaces vulnérables au déstockage sous tel ou tel scénario de mosaïque agricole alternative. Ma pratique de modélisation est réinterrogée aujourd'hui par l'évolution des connaissances disponibles et par le contexte dans lequel s'inscrivent les recherches à l'interface agronomie – environnement.

L'évolution des connaissances et les enjeux de transformations des systèmes agricoles appellent des évaluations plus systémiques des services rendus invitent en effet à complexifier le modèle pour les rendre plus juste et améliorer sa capacité prédictive. Cette complexification est une tendance forte en matière de modélisation intégrée, et elle est de moins en moins limitée par les possibilités informatiques techniques et matérielles disponibles aujourd'hui : les temps calculs et les espaces de stockage ne sont plus limitants ; des technologies pour le couplage de modèles sont disponibles. La question de la parcimonie se pose moins de ce point de vue. Sur les formalismes de la dynamique de la MOS, les connaissances récentes sur les processus fins viennent questionner les choix de représentation faits dans les modèles classiques tels que RothC. Ce contexte incite à rendre plus explicite les processus de stabilisation / déstabilisation de la MOS dans la modélisation pour être en mesure de simuler les impacts sur les stocks dans un environnement changeant. Quelle explicitation des processus privilégier dans les modèles du paysage (dynamique des microorganismes, interactions des MOS avec la phase minérale du sol dans les processus de stabilisation de la MOS, des conditions environnementales micro-locales) et à quelle résolution spatiale et temporelle sont des questions auxquelles il ne me semble pas simple de répondre. Un arbitrage s'impose toujours à mon sens pour éviter l'écueil de rendre les modèles inutilisables⁶, y compris par en recherche. Il s'impose aussi au regard des données disponibles et nécessaires pour calibrer puis renseigner le modèle, et, pour les modèles dynamiques spatiaux, de leur cohérence en termes de résolution spatiale et temporelle avec les formalismes du modèle. A l'heure actuelle, peu de jeux de données adaptés sont disponibles pour calibrer ces fonctionnements et l'évaluation de leur effet sur la précision des modèles manque à cette échelle.

D'autre part, la demande d'évaluations multi-services des paysages agricoles conduit au développement de démarches de modélisation encore plus intégrées, du point de vue des

⁶ "Ce qui est simple est toujours faux. Ce qui ne l'est pas est inutilisable." Paul Valéry (1871-1945), Mauvaises pensées et autres, 1942. in Oeuvres, Tome II, Gallimard, Bibliothèque de La Pléiade 1960, p. 864

fonctionnements environnementaux et/ou du point de vue des dynamiques anthropiques représentés. Ces démarches débouchent sur le développement de plateformes de modélisation qui ont vocation à représenter un ensemble de processus environnementaux (Vinatier *et al.*, 2016; Catarino *et al.*, 2019), qui couplent plusieurs modèles de processus écologiques ou biophysiques entre eux, et qui peuvent les coupler à des modules de représentation des fonctionnements anthropiques. Dans ma démarche de modélisation intégrée, j'ai fait porter l'effort d'explicitation sur les processus biophysiques relatifs à la dynamique de la MOS. Les processus anthropiques ne sont pas représentés explicitement, c'est ce qu'ils produisent en termes de mosaïque paysagère (usage des sols, entrée de C) qui est représenté. Plusieurs pistes de prolongement direct des travaux de modélisation que j'ai pu mener sont envisageables dans cette direction de couplage, par exemple :

- le couplage de la modélisation des cycles C, N, P et du cycle de l'eau à l'échelle du paysage pour mieux représenter les impacts environnementaux des changements agricoles et environnementaux sur les compartiments eau, sol, air et sur le fonctionnement des agroécosystèmes ;
- une ouverture à la représentation plus explicite de la gestion des flux de C entrants comme c'est le cas dans les modèles de gestion intégrée des résidus organiques à l'échelle du territoire (Soulie and Wassenaar, 2017), représentant les gisements, les échanges entre exploitations, éventuellement l'ajustement des pratiques pour répondre aux contraintes des plans d'épandage.

La complexification de la modélisation intégrée par couplage de modèles mécanistes donne accès à une représentation de plus en plus complète des fonctionnements des paysages et à la représentation des rétroactions entre dynamiques agricoles et dynamiques environnementales. Là encore les questions du degré jusqu'où pousser la complexification des modèles intégrés spatialement explicites par couplage et de leur utilisabilité à leur potentiel maximum au regard des données disponibles se posent.

Enfin, la dimension prospective de la modélisation dynamique spatiale est mise à l'épreuve par la rapidité des changements agricoles et environnementaux que les modèles actuels ne permettent pas de représenter immédiatement faute de calibration disponible (ex : pratiques agricoles) ou de formalismes adaptés. Ces évolutions rapides m'interpellent sur les conditions dans lesquelles se placer pour que les connaissances produites par la modélisation intégrée ne soient pas en retard sur les innovations qui émergent, et finalement sur la place de la modélisation, à côté d'autres approches méthodologiques complémentaires, d'évaluation des innovations ou de représentation de la complexité des dynamiques spatio-temporelles des paysages, pour produire des connaissances sur ces systèmes en changement.

6.2 Futures questions de recherche : continuité et ouverture disciplinaire

Compte-tenu de ce bilan et de ces réflexions en cours, je vois des perspectives de recherche à trois niveaux : (i) des perspectives dans la continuité immédiate des travaux que j'ai présentés ici sur stocks de C dans des paysages agricoles hétérogènes, (ii) une inflexion vers la production de connaissances sur les fonctionnements environnementaux dans le cadre des transitions agroécologiques des paysages agricoles, (iii) une ouverture à des approches intégrées interdisciplinaires des dynamiques d'interaction entre transformations agricoles et des changements environnementaux.

Ces perspectives sont guidées par mon intérêt pour l'intégration, pour la prise en charge de la complexité de l'interface entre fonctionnements anthropiques et fonctionnements environnementaux et par mon intérêt pour la production de connaissances plus directement mobilisables par les différents types d'acteurs impliqués dans la conception des transformations des systèmes agricoles contraintes les changements globaux, et dans leur mise en œuvre. Cette ouverture passe par un glissement du concept de paysage vers ceux de territoire et de système socio-écologique.

6.2.1 Prolongement de mes recherches sur la dynamique de la MOS et les stocks de C en relation avec l'hétérogénéité des paysages agricoles

Ce premier volet de perspectives se situe dans la continuité immédiate des travaux présentés dans ce mémoire et de l'approche environnementale, orientée vers la gestion des ressources, que j'ai eue jusqu'à présent.

6.2.1.1 Analyse systémique des cycles biogéochimiques et de la stœchiométrie C, N, P à l'échelle du paysage

J'envisage de contribuer à **l'analyse systémique des cycles biogéochimiques C, N, P dans les paysages agricoles**. Cette analyse doit **connecter les dynamiques spatio-temporelles des stocks** (compartiments eau et sol) et **des flux** des 3 éléments et **rendre compte du rôle de l'hétérogénéité du paysage dans le contrôle de ces dynamiques**. Cette compréhension intégrée est un enjeu majeur (i) pour mieux comprendre les trajectoires d'évolution de la qualité des ressources (eau, sol, air) et pouvoir prédire la réponse des paysages agricoles aux perturbations induites par les changements climatiques, (ii) pour la gestion couplée des différents cycles compte tenu des services attendus de ces écosystèmes (stockage de C, régulation de la qualité de l'eau).

L'UMR SAS a de solides acquis sur la compréhension des cycles hydrologiques et biogéochimiques N et P. Ces acquis se fondent en particulier sur les observations et modélisations développées sur le site de l'ORE AgrHys [A5]. Des approches multi-élémentaires ont déjà été développées sur l'eau (ex : (Dupas *et al.*, 2017)). Ma perspective est donc de contribuer, avec les collègues de l'UMR impliqués dans ces recherches, à l'assemblage des connaissances disponibles pour construire une vision intégrée des cycles et de leur spatialisation. Ce travail passera par l'analyse spatio-temporelle de la contribution des différentes unités fonctionnelles du paysage et des connections sol-nappe dans les interactions entre les éléments, de la contribution des stockages, transferts et transformations biogéochimiques au couplage / découplage des cycles C, N, P et à la stœchiométrie des éléments dans les différents compartiments du milieu. Ce travail pourra alimenter également une réflexion sur la modélisation des cycles C, N, P à l'échelle du paysage, et l'hétérogénéité du paysage et les processus de couplage à y représenter compte-tenu de la diversité des temporalités en jeu.

6.2.1.2 Quantification de la variabilité du potentiel de stockage de C par les haies bocagères

Pour finaliser mes travaux sur le potentiel de stockage de C par les haies bocagères, j'ai la perspective de **documenter plus finement le potentiel de stockage de C additionnel, dans le sol et la végétation, au cours du cycle de vie d'une haie, et ses facteurs de contrôle dans une diversité de contextes climatiques et agronomiques**. J'envisage d'aborder cette question à travers l'encadrement d'une thèse, pour laquelle les demandes de financement sont en cours. Il s'agira de produire des références scientifiques complémentaires sur des systèmes encore peu documentés et de produire des connaissances sur la variabilité de ce potentiel au regard des conditions pédologiques, des systèmes de culture dans lesquels les haies s'insèrent, et de leur mode de gestion.

Les questions de recherche abordées seront les suivantes :

- Quelle est la gamme de variabilité du potentiel de stockage de C additionnel et de la dynamique de stockage à l'échelle de la haie et de son voisinage proche, dans le sol et la végétation ?
- Quel est l'impact de l'usage des sols adjacents à la haie sur le potentiel de stockage additionnel de C ? En particulier trois situations, rencontrées dans les systèmes de polyculture-élevage seront explorées : successions de cultures annuelles, successions de cultures annuelles incluant des prairies temporaires de longue durée, prairie permanentes ?
- Quelles sont les caractéristiques du C stocké dans les systèmes à fort potentiel de stockage par rapport aux systèmes à plus faible potentiel ?

Le travail de thèse doit s'appuyer sur un ensemble de sites d'étude. La perspective est de couvrir une large diversité de systèmes bocagers. Les critères qui seront intégrés dans l'échantillonnage sont le type de sol, l'usage des parcelles adjacentes, et l'âge des haies (15-20 ans, plus de 100 ans). Ces critères sont contraignants ; j'envisage de mobiliser mes différents partenaires (Chambres d'Agriculture,

partenaires du Casdar Resp'Haie) pour identifier des sites d'étude appropriés couvrant cette diversité de situations et nous assurant d'une puissance statistique suffisante pour l'interprétation des résultats. Cette approche sera couplée à l'évaluation du stockage de C dans la biomasse des haies, en collaboration avec l'AFAC-Agroforesterie, l'IGN et l'ADEME, à l'échelle nationale.

Le projet impliquera la réalisation d'échantillonnages et d'analyses des sols pour la caractérisation générale des sols (description pédologique, analyses physico-chimiques) et l'évaluation du stock de C total à l'échelle du profil de sol, sous la haie et dans son voisinage. Des enquêtes en exploitations agricoles permettront de recueillir des données sur les pratiques de gestion de la haie et des parcelles adjacentes. La composition biochimique du C stocké sera analysée par différentes méthodes. Nous envisageons des caractérisations relativement accessibles pour permettre leur déploiement sur plusieurs situations (fractionnement granulométrique, C labile, C inerte par Rock-Eval, biomasse microbienne) et utilisables pour le paramétrage d'un modèle de dynamique du C dans le sol (RothC probablement).

6.2.2 Evaluation de la contribution de l'hétérogénéité spatio-temporelle à la multifonctionnalité des paysages en transitions agroécologiques

Ce deuxième volet de perspectives porte sur l'inscription de mes recherches à l'échelle du paysage, dans le contexte de la transition agroécologique. La transition agroécologique est en effet un défi majeur pour l'agriculture, qui doit aujourd'hui développer des systèmes de production plus durables sur les plans économique, environnemental et social, à l'échelle de l'exploitation agricole, des filières et des territoires. C'est à l'échelle des territoires que ces enjeux se déclinent en termes plus spécifiques : gestion de la qualité des ressources naturelles (eau, sol, air, paysage), enjeux de circularité des flux, de relocalisation de l'alimentation des animaux, de diversification des productions alimentaires, pour une reterritorialisation de l'alimentation humaine. Les interactions entre systèmes agricoles et environnement sont au cœur des fonctionnalités attendues des systèmes agroécologiques, non seulement dans le sens des impacts de l'agriculture sur l'environnement tels que le formalise le concept de services écosystémiques, mais aussi dans le sens retour de l'optimisation de la mobilisation des ressources naturelles pour la multifonctionnalité des systèmes agricoles attendue à différents niveaux d'organisation. L'échelle du paysage est pertinente pour aborder ces questions. J'ai pu montrer que les approches développées à cette échelle, en particulier la modélisation intégrée, sont efficaces pour prendre en compte les interactions entre hétérogénéités des pratiques et systèmes, et hétérogénéités du milieu physique ; elles ont fait leurs preuves pour l'évaluation de l'impact environnemental de systèmes existants ou de scénarios de systèmes agricoles alternatifs à l'échelle du territoire et pour éclairer des politiques publiques ou des orientations de gestions. Elles présentent néanmoins certaines limites pour produire des connaissances en appui à la transition des systèmes.

Ma perspective est de participer au développement de connaissances pour l'évaluation de la contribution de l'hétérogénéité des paysages agricoles à leurs fonctionnalités agroécologiques et à leur résilience dans un climat changeant. Elle s'inscrit dans le cadre des orientations de recherche de l'UMR SAS vers la conception de systèmes agricoles agroécologiques. Ce positionnement implique un déplacement méthodologique caractérisé par (i) une prise en compte plus explicite des dynamiques agricoles dans l'étude du fonctionnement du système paysage, (ii) une inscription plus marquée dans une approche de la multifonctionnalité des paysages agricoles, (iii) une recherche plus participative. Cet axe de recherche interroge la place et les adaptations des outils de modélisation intégrée pour évaluer le rôle de l'organisation spatio-temporelle du paysage dans ce cadre spécifique. Il interroge aussi sur les indicateurs d'évolution des ressources naturelles à quantifier, pour informer les évolutions des rétroactions entre systèmes agricoles et ressources aux différentes échelles concernées (exploitation agricole, territoire) et sur les indicateurs de résilience des fonctionnalités à mobiliser.

J'inscris également dans cet axe de recherche la poursuite de mes travaux sur les systèmes agroforestiers bocagers innovants et les services qu'ils rendent, en collaboration avec l'UMR BAGAP et

un collectif d'agriculteurs. L'enjeu de ces travaux est de franchir un pas supplémentaire dans la conception en partenariat de méthodes et dans la co-construction de connaissances permettant aux agriculteurs (1) de se saisir de la complexité des relations entre leurs dynamiques de gestion et les dynamiques environnementales aux échelles de l'exploitation et du paysage, (2) de suivre et évaluer les effets des évolutions des pratiques agroforestières sur de multiples fonctions, afin d'appuyer et d'adapter leurs stratégies de gestion des systèmes en fonction. Pour cela, il est nécessaire de construire un dispositif d'analyse et de suivi qui permette en effet d'évaluer ce qui en découle pour démontrer les plus-values des innovations, sans occulter les incertitudes dans les résultats, ni les difficultés des agriculteurs. Il est aussi nécessaire d'établir des comparaisons avec d'autres contextes et logiques de gestion.

6.2.3 Contribution à l'étude transdisciplinaire des transformations des territoires agricoles et des changements environnementaux

Ce troisième volet de perspectives implique l'inscription de mes recherches dans un cadre fortement interdisciplinaire, qui articule sciences biophysiques et sciences sociales. L'enjeu est de positionner l'étude de l'interface entre activités agricoles et dynamiques environnementales dans le contexte plus large qui prend en charge les interactions et « intrications » effectivement à l'œuvre entre dynamiques sociales et dynamiques environnementales.

6.2.3.1 Approche interdisciplinaire des dynamiques agricoles : application au cas de l'agriculture littorale

J'ai commencé à aborder cette thématique dans le cadre du projet de recherche Parchemins, actuellement en cours, et qui associe des compétences en agronomie, en sciences de l'information et en anthropologie. L'enjeu de ce projet est de problématiser les transformations de l'agriculture dans les espaces littoraux, au-delà du prisme de ses impacts sur la qualité de l'eau à laquelle elle est souvent réduite, et de concevoir des espaces de délibération sur l'agriculture littorale.

Je contribue dans ce projet à l'analyse systémique des dynamiques spécifiques de l'agriculture sur le littoral à l'échelle régionale. Cette analyse mobilise des indicateurs contextuels et des données qualitatives. Elle questionne les formes, la profondeur et la continuité de l'influence maritime sur les activités agricoles et rend compte des organisations spatiales et temporelles qu'elle induit. Les espaces littoraux sont des milieux spécifiques mais aussi des espaces géographiques qui concentrent des jeux de pressions socio-démographiques et environnementales sur l'agriculture. Nous montrons qu'il existe bien des traits spécifiques de l'agriculture littorale, qui ne peuvent se saisir qu'au travers de la compréhension intégrée et historicisée de ses interactions avec le littoral en tant que territoire, et pas seulement en tant que milieu. Les combinaisons de pressions ne sont pas uniformes à l'échelle régionale et nous conduisent à identifier différents types de territoires agro-littoraux, présentant localement par des organisations spatiales par rapport au trait de côte et des relations spatiales avec l'agriculture rétro-littoral ou de l'intérieur des terres spécifiques [A34].

Le littoral est un contexte d'étude archétypal pour interroger les transformations de l'agriculture, dans le sens où il concentre une diversité de pressions et contraint leur déclinaison spatiale sur un espace restreint. Il souligne l'inclusion de l'agriculture dans un socio-écosystème plus vaste et la nécessité de prendre en compte dans les analyses des transformations agricoles et environnementales non seulement les visions agricoles et les agriculteurs comme seuls concepteurs de leurs systèmes, mais un ensemble d'acteurs qui contribuent à l'organisation des activités sur le territoire et de la mosaïque qu'elles composent.

6.2.3.2 *Mise à l'épreuve et développement du cadre conceptuel des socio-écosystèmes pour l'analyse et la représentation des relations entre dynamiques agricoles et dynamiques environnementales*

Les transformations de l'agriculture imposées par des enjeux globaux d'adaptation aux changements environnementaux impliquent de repenser les cadres analytiques utilisés pour comprendre la coévolution agrosystème-écosystème, en tant que systèmes humains-nature complexes. La dynamique de ces systèmes résulte d'interactions entre agriculture et environnement, qui s'inscrivent dans des dynamiques écologiques et sociales, et des processus de décision collective plus larges. Les cadres conceptuels de systèmes socio-écologiques (SES) abordent ces interactions complexes dans les changements socio-environnementaux (Berkes and Folke, 1998; Ostrom, 2009). Plusieurs cadres SES ont été développés ; ils diffèrent notamment en termes de revendication explicite de la transdisciplinarité et d'inclusion des savoirs non-scientifiques, et de capacité à gérer des dynamiques d'adaptation hétérogènes du SES (Binder *et al.*, 2013; de Vos *et al.*, 2019). La plupart de ces cadres restent conceptuels et ont été peu confrontés à des données empiriques (Leslie *et al.*, 2015). Partelow *et al.* (2019) soulignent par ailleurs le potentiel des cadres SES non seulement en tant qu'outils académiques mais aussi pour la co-construction de connaissances et leur mise en délibération avec des non-scientifiques.

Ma perspective est de contribuer à développer des connaissances transdisciplinaires sur les dynamiques de changement des territoires agricoles en tant que SES. Les hypothèses sous-jacentes sont (i) que ce type de connaissances sur la complexité des dynamiques à l'œuvre peuvent aider les acteurs à se saisir de toutes les dimensions de la problématique, (ii) que la compréhension des trajectoires passées est utile pour envisager des voies d'adaptation du SES. Ces recherches ne peuvent bien entendu s'inscrire que dans un cadre interdisciplinaire permettant d'aborder toutes les composantes du SES (biophysiques, socio-politiques, économiques). Les questionnements spécifiques auxquels je souhaite contribuer sont les suivants : comment ces cadres sont-ils opératoires pour comprendre et rendre compte de l'hétérogénéité des dynamiques spatio-temporelles des SES ? Quel mode de représentation transdisciplinaires des dynamiques du SES permettent l'explicitation, le partage et la co-construction de connaissances autour des interactions entre transformations agricoles et changements environnementaux ? En particulier, je souhaiterais questionner ici la place de la modélisation biophysique, de son couplage avec des modélisations socio-économiques, et de sa complémentarité avec d'autres modes de co-construction, de représentation et de partage de connaissances. En terme d'étendue spatiale, l'échelle du paysage est cohérente pour aborder les dynamiques internes au SES (Reed *et al.*, 2016).

J'ai monté dans ce sens une proposition de projet de recherche interdisciplinaire (GreenSeas : Adaptation of coastal social ecological systems vulnerable to eutrophication) qui n'a pas été retenue pour l'instant pour financement à l'ANR. Cette proposition se focalise sur les transformations socio-écologiques de systèmes littoraux confrontés depuis longtemps à l'eutrophisation, et où la question de transformation de l'agriculture et de l'adaptation aux changements environnementaux est donc prégnante. Elle porte sur l'analyse rétrospective des transformations et des adaptations passées et en cours à ce changement environnemental. Elle réunit des compétences en agronomie, biogéochimie terrestre et marine, écologie de la restauration, sciences politiques, économie institutionnelle, anthropologie et histoire environnementale. Nous avons pour objectif de mettre en discussion les connaissances scientifiques et expertes produites et collectées avec les porteurs d'enjeux, de produire des outils de représentation des trajectoires d'adaptation appropriables facilement.

7 Références bibliographiques

- Adhikary, P.P., Hombegowda, H.C., Barman, D., Jakhar, P., Madhu, M., 2017. Soil erosion control and carbon sequestration in shifting cultivated degraded highlands of eastern India: performance of two contour hedgerow systems. *Agrofor. Syst.* 91, 757-771.
- Agboola, A.A., Corey, R.B., 1973. The relationship between soil pH, organic matter, available phosphorus, exchangeable potassium, calcium, magnesium, and nine elements in the maize tissue. *Soil Science* 115, 367-375.
- Akkal-Corfini, N., Menasseri-Aubry, S., Rieux, C., Le Naour, E., V., V., 2014. Caractérisation des systèmes de culture du bassin versant du Coetdan (ORE AgrHys, site de Naizin). Rapport de recherche élaboré dans le cadre du projet de recherche MOSAIC (ANR-12-AGRO-0005). Editions INRA UMR 1069 SAS, p. 43.
- Andrews, S.S., Karlen, D.L., Cambardella, C.A., 2004. The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America Journal* 68, 1945-1962.
- Angevin, F., Klein, E.K., Choimet, C., Gauffreteau, A., Lavigne, C., Messean, A., Meynard, J.M., 2008. Modelling impacts of cropping systems and climate on maize cross-pollination in agricultural landscapes: the MAPOD model. *European Journal of Agronomy* 28, 471-484.
- Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research* 53, 215-230.
- Barber, L.B., Murphy, S.F., Verplanck, P.L., Sandstrom, M.W., Taylor, H.E., Furlong, E.T., 2006. Chemical loading into surface water along a hydrological, biogeochemical, and land use gradient: A holistic watershed approach. *Environ. Sci. Technol.* 40, 475-486.
- Baudry, J., Jouin, A., 2003. De la haie aux bocages. Organisation, dynamique et gestion. Quae.
- Baumann, K., Dignac, M.F., Rumpel, C., Bardoux, G., Sarr, A., Steffens, M., Maron, P.A., 2013. Soil microbial diversity affects soil organic matter decomposition in a silty grassland soil. *Biogeochemistry* 114, 201-212.
- Beaujouan, V., Durand, D., Ruiz, L., 2001. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological Modelling* 137, 93-105.
- Berkes, F., Folke, C., 1998. Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience. Cambridge University Press, Cambridge UK.
- Berntsen, J., Petersen, B.M., Jacobsen, B.H., Olesen, J.E., Hutchings, N.J., 2003. Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. *Agricultural Systems* 76, 817-839.
- Binder, C.R., Hinkel, J., Bots, P.W.G., Pahl-Wostl, C., 2013. Comparison of Frameworks for Analyzing Social-ecological Systems. *Ecology and Society* 18.
- Bishop, K., Pettersson, C., Allard, B., Lee, Y.H., 1994. Identification of the Riparian Sources of Aquatic Dissolved Organic-Carbon. *Environment International* 20, 11-19.
- Borjeson, L., Hojer, M., Dreborg, K.H., Ekvall, T., Finnveden, G., 2006. Scenario types and techniques: Towards a user's guide. *Futures* 38, 723-739.
- Bouleau, N., 2014. La modélisation critique. Editions Quae, La Plaine Saint Denis.
- Bunemann, E.K., Bongiorno, G., Bai, Z.G., Creamer, R.E., De Deyn, G., de Goede, R., Flesskens, L., Geissen, V., Kuyper, T.W., Mader, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J.W., Brussaard, L., 2018. Soil quality - A critical review. *Soil Biology & Biochemistry* 120, 105-125.
- Burel, F., Baudry, J., 1999. *Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications.* TEC & DOC, Paris.
- Campbell, E.E., Paustian, K., 2015. Current developments in soil organic matter modeling and the expansion of model applications: a review. *Environmental Research Letters* 10.
- Catarino, R., Bockstaller, C., Misslin, R., Angevin, F., Therond, O., 2019. Integrated assessment and modelling of the impacts of cropping system diversification from field to landscape and agro-chain levels: the MAELIA multi-agent platform. *European conference on Crop Diversification, Budapest, Hungary*, p. 2.
- Cerdan, O., Souchere, V., Lecomte, V., Couturier, A., Le Bissonnais, Y., 2002. Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model: sealing and transfer by runoff and erosion related to agricultural management. *Catena* 46, 189-205.

- Ciampalini, R., Follain, S., Le Bissonnais, Y., 2012. LandSoil: A model for analysing the impact of erosion on agricultural landscape evolution. *Geomorphology* 175, 25-37.
- Clark, D.B., Mercado, L.M., Sitch, S., Jones, C.D., Gedney, N., Best, M.J., Pryor, M., Rooney, G.G., Essery, R.L.H., Blyth, E., Boucher, O., Harding, R.J., Huntingford, C., Cox, P.M., 2011. The Joint UK Land Environment Simulator (JULES), model description - Part 2: Carbon fluxes and vegetation dynamics. *Geoscientific Model Development* 4, 701-722.
- Costanza, R., d'Arge, R., deGroot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Oneill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., vandenBelt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- Crosetto, M., Tarantola, S., Saltelli, A., 2000. Sensitivity and uncertainty analysis in spatial modelling based on GIS. *Agriculture Ecosystems & Environment* 81, 71-79.
- de Vos, A., Biggs, R., Preiser, R., 2019. Methods for understanding social-ecological systems: a review of place-based studies. *Ecology and Society* 24.
- DeAngelis, K.M., Silver, W.L., Thompson, A.W., Firestone, M.K., 2010. Microbial communities acclimate to recurring changes in soil redox potential status. *Environmental Microbiology* 12, 3137-3149.
- Dequiedt, S., Saby, N.P.A., Lelievre, M., Jolivet, C., Thioulouse, J., Toutain, B., Arrouays, D., Bispo, A., Lemanceau, P., Ranjard, L., 2011. Biogeographical patterns of soil molecular microbial biomass as influenced by soil characteristics and management. *Global Ecology and Biogeography* 20, 641-652.
- Dimassi, B., Mary, B., Wylleman, R., Labreuche, J., Couture, D., Piraux, F., Cohan, J.P., 2014. Long-term effect of contrasted tillage and crop management on soil carbon dynamics during 41 years. *Agriculture Ecosystems & Environment* 188, 134-146.
- Doetterl, S., Berhe, A.A., Nadeu, E., Wang, Z.G., Sommer, M., Fiener, P., 2016. Erosion, deposition and soil carbon: A review of process-level controls, experimental tools and models to address C cycling in dynamic landscapes. *Earth-Science Reviews* 154, 102-122.
- Doran, J.W., Parkin, T.B., 1994. Defining and assessing soil quality. In: Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment* SSSA, Madison, WI, USA, pp. 3-21.
- Doran, J.W., Safley, M., 1997. Defining and assessing soil health and sustainable productivity. In: Pankhurst, C., Doube, B., Gupta, V.V.S.R. (Eds.), *Biological indicators of soil health*. CAB International, pp. 1-28.
- Dungait, J.A.J., Hopkins, D.W., Gregory, A.S., Whitmore, A.P., 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology* 18, 1781-1796.
- Dupas, R., Mellander, P.-E., Gascuel-Oudou, C., Fovet, O., McAleer, E.B., McDonald, N.T., 2017. The role of mobilisation and delivery processes on contrasting dissolved nitrogen and phosphorus exports in groundwater fed catchments. *Science of the Total Environment* 599-600.
- Emerson, W.W., McGarry, D., 2003. Organic carbon and soil porosity. *Australian Journal of Soil Research* 41, 107-118.
- Fang, C., Moncrieff, J.B., 1999. A model for soil CO₂ production and transport 1: Model development. *Agricultural and Forest Meteorology* 95, 225-236.
- Fiener, P., Dlugoss, V., Korres, W., Schneider, K., 2012. Spatial variability of soil respiration in a small agricultural watershed - Are patterns of soil redistribution important? *Catena* 94, 3-16.
- Fierer, N., Jackson, R.B., 2006. The diversity and biogeography of soil bacterial communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103, 626-631.
- Follain, S., Minasny, B., McBratney, A.B., Walter, C., 2006. Simulation of soil thickness evolution in a complex agricultural landscape at fine spatial and temporal scales. *Geoderma* 133, 71-86.
- Follain, S., Walter, C., Legout, A., Lemerrier, B., Dutin, G., 2007. Induced effects of hedgerow networks on soil organic carbon storage within an agricultural landscape. *Geoderma* 142, 80-95.
- Fonte, S.J., Winsome, T., Six, J., 2009. Earthworm populations in relation to soil organic matter dynamics and management in California tomato cropping systems. *Journal of Applied Soil Ecology* 41, 206-214.
- Forman, R.T.T., Godron, M., 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons Ltd, New-York.
- Govers, G., Vandaele, K., Desmet, P., Poesen, J., Bunte, K., 1994. The role of tillage in soil redistribution on hillslopes. *European Journal of Soil Science* 45, 469-478.
- Guenet, B., Moyano, F.E., Peylin, P., Ciais, P., Janssens, I.A., 2016. Towards a representation of priming on soil carbon decomposition in the global land biosphere model ORCHIDEE (version 1.9.5.2). *Geoscientific Model Development* 9, 841-855.
- Guenet, B., Moyano, F.E., Vuichard, N., Kirk, G.J.D., Bellamy, P.H., Zaehle, S., Ciais, P., 2013. Can we model observed soil carbon changes from a dense inventory? A case study over England and Wales using three versions of the ORCHIDEE ecosystem model (AR5, AR5-PRIM and O-CN). *Geoscientific Model Development* 6, 2153-2163.

- Haddaway, N.R., Hedlund, K., Jackson, L.E., Katterer, T., Lugato, E., Thomsen, I.K., Jorgensen, H.B., Isberg, P.E., 2017. How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review. *Environmental Evidence* 6.
- Haynes, R.J., Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: A review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51, 123-137.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75, 3-35.
- Humbert, G., Jaffrezic, A., Fovet, O., Gruau, G., Durand, P., 2015. Dry-season length and runoff control annual variability in stream DOC dynamics in a small, shallow groundwater-dominated agricultural watershed. *Water Resources Research* 51, 7860-7877.
- INRA, 1976. Les bocages : histoire, écologie, économie. Aspects, physiques, biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées humides. Table ronde du CNRS. INRA ENSAA, Rennes, p. 586.
- Jones, C., McConnell, C., Coleman, K., Cox, P., Falloon, P., Jenkinson, D., Powlson, D., 2005. Global climate change and soil carbon stocks: predictions from two contrasting models for the turnover of organic carbon in soil. *Global Change Biology* 11, 154-166.
- Jordan-Meille, L., Dorioz, J.M., Wang, D., 1998. Analysis of the export of diffuse phosphorus from a small rural watershed. *Agronomie* 18, 5-26.
- Kirkels, F.M.S.A., Cammeraat, L.H., Kuhn, N.J., 2014. The fate of soil organic carbon upon erosion, transport and deposition in agricultural landscapes - A review of different concepts. *Geomorphology* 226, 94-105.
- Kogel-Knabner, I., Amelung, W., Cao, Z.H., Fiedler, S., Frenzel, P., Jahn, R., Kalbitz, K., Kolbl, A., Schloter, M., 2010. Biogeochemistry of paddy soils. *Geoderma* 157, 1-14.
- Kumar, B.M., Nair, P.K.R., 2011. Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems Opportunities and Challenges Preface. In: Kumar, B.M., Nair, P.K.R. (Eds.), *Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems: Opportunities and Challenges*. Springer, Dordrecht, pp. V-VI.
- Lal, R., 2009. Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science* 60, 158-169.
- Lal, R., 2018. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global Change Biology* 24, 3285-3301.
- Lambert, T., Pierson-Wickmann, A.C., Gruau, G., Jaffrezic, A., Petitjean, P., Thibault, J.N., Jeanneau, L., 2014. DOC sources and DOC transport pathways in a small headwater catchment as revealed by carbon isotope fluctuation during storm events. *Biogeosciences* 11, 3043-3056.
- Landis, D.A., 2017. Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. *Basic and Applied Ecology* 18, 1-12.
- Langmuir, D., 1997. *Aqueous Environmental Geochemistry*. Prentice Hall, Upper Saddle River, N.J., USA.
- Leenhardt, D., Angevin, F., Biarnes, A., Colbach, N., Mignolet, C., 2010. Describing and locating cropping systems on a regional scale. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30, 131-138.
- Lehmann, A., Stahr, K., 2010. The potential of soil functions and planner-oriented soil evaluation to achieve sustainable land use. *J. Soils Sediments* 10, 1092-1102.
- Lehmann, J., Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528, 60-68.
- Lemercier, B., 2010. Programme Sols de Bretagne 2005-2010. Rapport final. Agrocampus-Ouest Rennes, p. 222.
- Lescourret, F., Magda, D., Richard, G., Adam-Blondon, A.F., Bardy, M., Baudry, J., Doussan, I., Dumont, B., Lefevre, F., Litrico, I., Martin-Clouaire, R., Montuelle, B., Pellerin, S., Plantegenest, M., Tancoigne, E., Thomas, A., Guyomard, H., Soussana, J.F., 2015. A social-ecological approach to managing multiple agro-ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14, 68-75.
- Leslie, H.M., Basurto, X., Nenadovic, M., Sievanen, L., Cavanaugh, K.C., Cota-Nieto, J.J., Erisman, B.E., Finkbeiner, E., Hinojosa-Arango, G., Moreno-Baez, M., Nagavarapu, S., Reddy, S.M.W., Sanchez-Rodriguez, A., Siegel, K., Ulibarria-Valenzuela, J.J., Weaver, A.H., Aburto-Oropeza, O., 2015. Operationalizing the social-ecological systems framework to assess sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112, 5979-5984.
- Louis, B., 2016. Prise en compte du rôle de la diversité microbienne dans la simulation de la dynamique de la matière organique du sol (MOS) dans un contexte de transition vers l'agro-écologie. Agrocampus-Ouest, Rennes, p. 248.
- Lovell, S.T., DeSantis, S., Nathan, C.A., Olson, M.B., Mendez, V.E., Kominami, H.C., Erickson, D.L., Morris, K.S., Morris, W.B., 2010. Integrating agroecology and landscape multifunctionality in Vermont: An evolving framework to evaluate the design of agroecosystems. *Agricultural Systems* 103, 327-341.
- Luo, Y.Q., Ahlstrom, A., Allison, S.D., Batjes, N.H., Brovkin, V., Carvalhais, N., Chappell, A., Ciais, P., Davidson, E.A., Finzi, A.C., Georgiou, K., Guenet, B., Hararuk, O., Harden, J.W., He, Y.J., Hopkins, F., Jiang, L.F., Koven, C.,

- Jackson, R.B., Jones, C.D., Lara, M.J., Liang, J.Y., McGuire, A.D., Parton, W., Peng, C.H., Randerson, J.T., Salazar, A., Sierra, C.A., Smith, M.J., Tian, H.Q., Todd-Brown, K.E.O., Torn, M., van Groenigen, K.J., Wang, Y.P., West, T.O., Wei, Y.X., Wieder, W.R., Xia, J.Y., Xu, X., Xu, X.F., Zhou, T., 2016. Toward more realistic projections of soil carbon dynamics by Earth system models. *Global Biogeochemical Cycles* 30, 40-56.
- Maillard, E., Angers, D.A., 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. *Global Change Biology* 20, 666-679.
- Malone, B.P., McBratney, A.B., Minasny, B., 2011. Empirical estimates of uncertainty for mapping continuous depth functions of soil attributes. *Geoderma* 160, 614-626.
- Manzoni, S., Porporato, A., 2009. Soil carbon and nitrogen mineralization: Theory and models across scales. *Soil Biology & Biochemistry* 41, 1355-1379.
- Manzoni, S., Taylor, P., Richter, A., Porporato, A., Agren, G.I., 2012. Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils. *New Phytologist* 196, 79-91.
- Maron, P.A., Mougél, C., Ranjard, L., 2011. Soil microbial diversity: Methodological strategy, spatial overview and functional interest. *Comptes Rendus Biologies* 334, 403-411.
- Martin, J.G., Bolstad, P.V., 2009. Variation of soil respiration at three spatial scales: Components within measurements, intra-site variation and patterns on the landscape. *Soil Biology & Biochemistry* 41, 530-543.
- Matthews, R.B., Gilbert, N.G., Roach, A., Polhill, J.G., Gotts, N.M., 2007. Agent-based land-use models: a review of applications. *Landscape Ecology* 22, 1447-1459.
- McBratney, A.B., Santos, M.L.M., Minasny, B., 2003. On digital soil mapping. *Geoderma* 117, 3-52.
- McCann, I.R., McFarland, M.J., Witz, J.A., 1991. Near-surface bare soil temperature model for biophysical models. *Transactions of the Asae* 34, 748-755.
- Meurer, K.H.E., Haddaway, N.R., Bolinder, M.A., Katterer, T., 2018. Tillage intensity affects total SOC stocks in boreo-temperate regions only in the topsoil-A systematic review using an ESM approach. *Earth-Science Reviews* 177, 613-622.
- Mikha, M.M., Rice, C.W., 2004. Tillage and manure effects on soil and aggregate-associated carbon and nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 68, 809-816.
- Minasny, B., McBratney, A.B., 2006. A conditioned Latin hypercube method for sampling in the presence of ancillary information. *Computers & Geosciences* 32, 1378-1388.
- Montanarella, L., Pennock, D.J., McKenzie, N., Badraoui, M., Chude, V., Baptista, I., Mamo, T., Yemefack, M., Aulakh, M.S., Yagi, K., Hong, S.Y., Vijarnsorn, P., Zhang, G.L., Arrouays, D., Black, H., Krasilnikov, P., Sobocka, J., Alegre, J., Henriquez, C.R., Mendonca-Santos, M.D., Taboada, M., Espinosa-Victoria, D., AlShankiti, A., AlaviPanah, S.K., Elsheikh, E.A.E., Hempel, J., Arbestain, M.C., Nachtergaele, F., Vargas, R., 2016. World's soils are under threat. *Soil* 2, 79-82.
- Newman, E.A., Kennedy, M.C., Falk, D.A., McKenzie, D., 2019. Scaling and Complexity in Landscape Ecology. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7.
- Olson, K.R., Al-Kaisi, M.M., Lal, R., Lowery, B., 2014. Experimental Consideration, Treatments, and Methods in Determining Soil Organic Carbon Sequestration Rates. *Soil Science Society of America Journal* 78, 348-360.
- Ostrom, E., 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science* 325, 419-422.
- Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J., Hanson, C.E., 2007. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment. Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge, p. 976.*
- Partelow, S., Fujitani, M., Soundararajan, V., Schlüter, A., 2019. Transforming the social-ecological systems framework into a knowledge exchange and deliberation tool for comanagement. *Ecology and Society* 24.
- Paul, E., Clark, F., 1989. *Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press San Diego.*
- Pennock, D.J., Veldkamp, A., 2006. Advances in landscape-scale soil research. *Geoderma* 133, 1-5.
- Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B., Schumacher, J., Gensior, A., 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology* 17, 2415-2427.
- Poggi, S., Papaix, J., Lavigne, C., Angevin, F., Le Ber, F., Parisey, N., Ricci, B., Vinatier, F., Wohlfahrt, J., 2018. Issues and challenges in landscape models for agriculture: from the representation of agroecosystems to the design of management strategies. *Landscape Ecology* 33, 1679-1690.
- Polis, G.A., Anderson, W.B., Holt, R.D., 1997. Toward an integration of landscape and food web ecology: The dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28, 289-316.
- Powlson, D., Smith, P., J.U., S., 1996. *Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets. Springer-Verlag, Berlin.*
- Quinlan, J.R., 1994. C4.5: Programs for machine learning. *Machine Learning* 16, 235-240.

- R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing URL <http://www.R-project.org/>. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reed, J., Van Vianen, J., Deakin, E.L., Barlow, J., Sunderland, T., 2016. Integrated landscape approaches to managing social and environmental issues in the tropics: learning from the past to guide the future. *Glob Chang Biol* 22, 2540-2554.
- Rees, R.M., Bingham, I.J., Baddeley, J.A., Watson, C.A., 2005. The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. *Geoderma* 128, 130-154.
- Saltelli, A., Tarantola, S., Campolongo, F., 2000. Sensitivity analysis as an ingredient of modeling. *Statistical Science* 15, 377-395.
- Schimel, J.P., Schaeffer, S.M., 2012. Microbial control over carbon cycling in soil. *Frontiers in Microbiology* 3.
- Schlesinger, W.H., Andrews, J.A., 2000. Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry* 48, 7-20.
- Schmidt, M.W.I., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kogel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D.A.C., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S., Trumbore, S.E., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478, 49-56.
- Shi, L.L., Feng, W.T., Xu, J.C., Kuzyakov, Y., 2018. Agroforestry systems: Meta-analysis of soil carbon stocks, sequestration processes, and future potentials. *Land Degrad. Dev.* 29, 3886-3897.
- Shukla, P.R., Skea, J., Calvo Buendia, E., Masson-Delmotte, V., Pörtner, H.-O., Roberts, D.C., Zhai, P., Slade, R., Connors, S., van Diemen, R., Ferrat, M., Haughey, E., Luz, S., Neogi, S., Pathak, M., Petzold, J., Portugal, J., Pereira, P., Vyas, P., Huntley, E., Kissick, K., Belkacemi, M., Malley, J., 2019. Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems IPCC.
- Six, J., Frey, S.D., Thiet, R.K., Batten, K.M., 2006. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 70, 555-569.
- Six, J., Ogle, S.M., Breidt, F.J., Conant, R.T., Mosier, A.R., Paustian, K., 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology* 10, 155-160.
- Smith, P., 2004. How long before a change in soil organic carbon can be detected? *Global Change Biology* 10, 1878-1883.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M., Smith, J., 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 363, 789-813.
- Sommer, M., 2006. Influence of soil pattern on matter transport in and from terrestrial biogeosystems - A new concept for landscape pedology. *Geoderma* 133, 107-123.
- Soulie, J.-C., Wassenaar, T., 2017. Modelling the integrated management of organic waste at a territory scale. In: Syme, G., Hatton MacDonald, D., Fulton, B., Piantadosi, J. (Eds.), MODSIM2017 Managing cumulative risks through model-based processes. International Congress on Modelling and Simulation (MODSIM2017). Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, Australia.
- Stella, T., Mouratiadou, I., Gaiser, T., Berg-Mohnicke, M., Wallor, E., Ewert, F., Nendel, C., 2019. Estimating the contribution of crop residues to soil organic carbon conservation. *Environmental Research Letters* 14.
- Tardy, V., Spor, A., Mathieu, O., Leveque, J., Terrat, S., Plassart, P., Regnier, T., Bardgett, R.D., van der Putten, W.H., Roggero, P.P., Seddaiu, G., Bagella, S., Lemanceau, P., Ranjard, L., Maron, P.A., 2015. Shifts in microbial diversity through land use intensity as drivers of carbon mineralization in soil. *Soil Biology & Biochemistry* 90, 204-213.
- Tete, E., 2014. Dynamique intra-annuelle de la minéralisation du carbone organique dans un sol hydromorphe et à l'échelle du versant. *Agrocampus-Ouest*, Rennes, p. 175.
- Tipping, E., Smith, E.J., Bryant, C.L., Adamson, J.K., 2007. The organic carbon dynamics of a moorland catchment in N.W. England. *Biogeochemistry* 84, 171-189.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33, 141-163.
- Turner, M.G., 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20, 171-197.
- Van der Werf, H.M.G., Petit, J., 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93, 131-145.
- Van Oost, K., Govers, G., Desmet, P., 2000. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology* 15, 577-589.

- Van Oost, K., Govers, G., Quine, T.A., Heckrath, G., Olesen, J.E., De Gryze, S., Merckx, R., 2005. Landscape-scale modeling of carbon cycling under the impact of soil redistribution: The role of tillage erosion. *Global Biogeochemical Cycles* 19.
- VandenBygaart, A.J., McConkey, B.G., Angers, D.A., Smith, W., de Gooijer, H., Bentham, M., Martin, T., 2008. Soil carbon change factors for the Canadian agriculture national greenhouse gas inventory. *Canadian Journal of Soil Science* 88, 671-680.
- Vereecken, H., Schnepf, A., Hopmans, J.W., Javaux, M., Or, D., Roose, D.O.T., Vanderborght, J., Young, M.H., Amelung, W., Aitkenhead, M., Allison, S.D., Assouline, S., Baveye, P., Berli, M., Bruggemann, N., Finke, P., Flury, M., Gaiser, T., Govers, G., Ghezzehei, T., Hallett, P., Franssen, H.J.H., Heppell, J., Horn, R., Huisman, J.A., Jacques, D., Jonard, F., Kollet, S., Lafolie, F., Lamorski, K., Leitner, D., McBratney, A., Minasny, B., Montzka, C., Nowak, W., Pachepsky, Y., Padarian, J., Romano, N., Roth, K., Rothfuss, Y., Rowe, E.C., Schwen, A., Simunek, J., Tiktak, A., Van Dam, J., van der Zee, S., Vogel, H.J., Vrugt, J.A., Wohling, T., Young, I.M., 2016. Modeling Soil Processes: Review, Key Challenges, and New Perspectives. *Vadose Zone Journal* 15.
- Vinatier, F., Lagacherie, P., Voltz, M., Petit, S., Lavigne, C., Brunet, Y., Lescourret, F., 2016. An Unified Framework to Integrate Biotic, Abiotic Processes and Human Activities in Spatially Explicit Models of Agricultural Landscapes. *Frontiers in Environmental Science* 4.
- Walter, C., Merot, P., Layer, B., Dutin, G., 2003. The effect of hedgerows on soil organic carbon storage in hillslopes. *Soil Use Manage.* 19, 201-207.
- White, P.A., Rice, C.W., 2009. Tillage Effects on Microbial and Carbon Dynamics during Plant Residue Decomposition. *Soil Science Society of America Journal* 73, 138-145.
- Wilkinson, B.H., McElroy, B.J., 2007. The impact of humans on continental erosion and sedimentation. *Geological Society of America Bulletin* 119, 140-156.
- Wutzler, T., Reichstein, M., 2007. Soils apart from equilibrium - consequences for soil carbon balance modelling. *Biogeosciences* 4, 125-136.
- Wutzler, T., Reichstein, M., 2008. Colimitation of decomposition by substrate and decomposers - a comparison of model formulations. *Biogeosciences* 5, 749-759.
- Yoo, K., Mudd, S.M., Sanderman, J., Amundson, R., Blum, A., 2009. Spatial patterns and controls of soil chemical weathering rates along a transient hillslope. *Earth and Planetary Science Letters* 288, 184-193.

8.1 Articles dans des revues à comité de lecture

8.1.1 Articles publiés⁷

- [A1] Jeanneau, L.; Buysse, P.; Denis, M.; Gruau, G.; Petitjean, P.; Jaffrézic, A.; Flechard, C.; **Viaud, V.** 2020. Water table dynamics control carbon losses from the destabilization of soil organic matter in a small, lowland agricultural catchment. *Soil Systems* 4 (1) : 2-17. doi.org/10.3390/soilsystems4010002.
- [A2] Bertrand, I., **Viaud, V.**, Daufresne, T., Pellerin, S., Recous, S., submitted. 2020. Stoichiometry constraints challenge the potential of agroecological practices for the soil C storage. *Agronomy for sustainable Development* 39 (6): 54. doi.org/10.1007/s13593-019-0599-6. IF 4,101
- [A3] Humbert, G., Thomas, B., Parr, L., Jeanneau, L., Dupas, R., Petitjean, P., Akkal-Corfini, N., **Viaud, V.**, Pierson-Wickmann, A.-C., Denis, M., Inamdar, S., Gruau, Durand, P., Jaffrézic, A. 2019. Agricultural Practices and Hydrologic Conditions Shape the Temporal Pattern of Soil and Stream Water Dissolved Organic Matter. *Ecosystems* doi.org/10.1007/s10021-019-00471-w
- [A4] Kay, S., Paracchini, M.L., Sandor, M., Szerencsits, E., Memedemin, D., Varga, A., Mosquera-Losada, M.R., Rosati, A., Burgess, P., Smith, J., Wawer, R., Herzog, F., **Viaud, V.**, Moreno, G., den Herder, M., Rega, C., Palma, J., Borek, R., Crous-Duran, J., Roces-Díaz, J.V., Freese, D., Giannitsopoulos, M., Graves, A., Jäger, M., Paris, P., Pantera, A., Rolo, V., Lamersdorf, N., 2019. How much can Agroforestry contribute to Zero-Emission Agriculture in Europe? - Converting 8.9% of European farmland to agroforestry could mitigate between 1 and 43% of European agricultural greenhouse gas emissions. *Land Use Policy* 83: 581-593. doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.02.025. IF 3,194
- [A5] Fovet, O., Ruiz, L., Gruau, G., Akkal, N., Aquilina, L., Busnot, S., Dupas, R., Durand, P., Faucheux, M., Fauvel, Y., Flechard, C., Gilliet, N., Grimaldi, C., Hamon, Y., Jaffrezic, A., Jeanneau, L., Labasque, T., Le Henaff, G., Merot, P., Molenat, J., Petitjean, P., Pierson-Wickmann, A.C., Squidant, H., **Viaud, V.**, Walter, C., Gascuel-Odoux, C., 2018. AgrHyS: An Observatory of Response Times in Agro-Hydro Systems. *Vadose Zone Journal* 17. [10.2136/vzj2018.04.0066](https://doi.org/10.2136/vzj2018.04.0066). IF 2,710
- [A6] Le Guillou, C., Chemidlin Prévost-Bouré, N., Akkal-Corfini, N., Dequiedt, S., Nowak, V., Terrat, S., Menasserri-Aubry, S., **Viaud, V.**, Maron, P.-A., Ranjard, L., 2018. Tillage Intensity and Pasture in Rotation Effectively Shape Soil Microbial Communities at a Landscape Scale. *MicrobiologyOpen* e676. [doi:10.1002/mbo3.676](https://doi.org/10.1002/mbo3.676). IF 2,682
- [A7] Moreno, G., Aviron, S., Berg, S., Crous-Duran, J., Franca, A., de Jalon, S.G., Hartel, T., Mirck, J., Pantera, A., Palma, J.H.N., Paulo, J.A., Re, G.A., Sanna, F., Thenail, C., Varga, A., **Viaud, V.**, Burgess, P.J., 2018. Agroforestry systems of high nature and cultural value in Europe: provision of commercial goods and other ecosystem services. *Agroforestry Systems* 92, 877-891. [doi10.1007/s10457-017-0126-1](https://doi.org/10.1007/s10457-017-0126-1). IF 1,201
- [A8] **Viaud, V.**, Santillàn-Carvantes, P., Akkal-Corfini, N., Le Guillou, C., Prévost-Bouré, N.C., Ranjard, L., Menasserri-Aubry, S., 2018. Landscape-scale analysis of cropping system effects on soil quality in a context of crop-livestock farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 265, 166-177. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.018>. IF 3,541
- [A9] Nitschelm, L., Parnaudeau, V., Vertes, F., van der Werf, H.M.G., Corson, M.S., **Viaud, V.**, Aubin, J., Walter, C., 2018. Improving Estimates of Nitrogen Emissions for Life Cycle Assessment of Cropping Systems at the Scale of an Agricultural Territory. *Environmental Science and Technology* 52, 1330-1338. [10.1021/acs.est.6b03865](https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03865). IF 6,653

⁷ En souligné : doctorants encadrés. IF : impact factor 2017

- [A10] Matos-Moreira, M., Lemerrier, B., Dupas, R., Michot, D., **Viaud, V.**, Akkal-Corfini, N., Louis, B., Gascuel-Oudou, C., 2017. High-resolution mapping of soil phosphorus concentration in agricultural landscapes with readily available or detailed survey data. *European Journal of Soil Science* 68 (3): 281-294. [doi:10.1111/ejss.12420](https://doi.org/10.1111/ejss.12420). IF 2,644
- [A11] Buysse, P., Fléchar, C., Hamon, Y., **Viaud, V.**, 2016. Impact of water regime and land use on soil CO₂ efflux in a small temperate agricultural catchment. *Biogeochemistry* 130, 267-288. [10.1007/s10533-016-0256-y](https://doi.org/10.1007/s10533-016-0256-y). IF 3,265
- [A12] Lacoste, M., **Viaud, V.**, Michot, D., Walter, C., 2016. Model-based evaluation of impact of soil redistribution on soil organic carbon stocks in a temperate hedgerow landscape. *Earth Surface Processes and Landforms* 41 (11): 1536-1549. [doi:10.1002/esp.3925](https://doi.org/10.1002/esp.3925). IF 3,722
- [A13] Louis, B., Maron, P.A., **Viaud, V.**, Leterme, P., Menasseri, S., 2016. Soil C and N models that integrate microbial diversity. *Environmental Chemistry Letters* 14, 331-344. [doi: 10.1007/s10311-016-0571-5](https://doi.org/10.1007/s10311-016-0571-5). IF 3,125
- [A14] Louis, B.P., Maron, P.A., Menasseri-Aubry, S., Sarr, A., Leveque, J., Mathieu, O., Jolivet, C., Leterme, P., **Viaud, V.**, 2016. Microbial Diversity Indexes Can Explain Soil Carbon Dynamics as a Function of Carbon Source. *Plos One* 11. [10.1371/journal.pone.0161251](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161251). IF 2,766
- [A15] Nitschelm, L., Aubin, J., Corson, M.S., **Viaud, V.**, Walter, C., 2016. Spatial differentiation in Life Cycle Assessment LCA applied to an agricultural territory: current practices and method development. *Journal of Cleaner Production* 112, 2472-2484. [10.1016/j.jclepro.2015.09.138](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.138). IF 5,651
- [A16] Lacoste, M., **Viaud, V.**, Michot, D., Walter, C., 2015. Landscape-scale modelling of erosion processes and soil carbon dynamics under land-use and climate change in agroecosystems. *European Journal of Soil Science* 66, 780-791. <https://doi.org/10.1111/ejss.12267>. IF 2,644
- [A17] Tete, E., **Viaud, V.**, Walter, C., 2015. Organic carbon and nitrogen mineralization in a poorly-drained mineral soil under transient waterlogged conditions: an incubation experiment. *European Journal of Soil Science* 66, 427-437. [doi:10.1111/ejss.12234](https://doi.org/10.1111/ejss.12234). IF 2,644
- [A18] Lacoste, M., Michot, D., **Viaud, V.**, Evrard, O., Walter, C., 2014. Combining Cs-137 measurements and a spatially distributed erosion model to assess soil redistribution in a hedgerow landscape in northwestern France (1960-2010). *Catena* 119, 78-89. [10.1016/j.catena.2014.03.004](https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.03.004). IF 3,256
- [A19] Lacoste, M., Minasny, B., McBratney, A., Michot, D., **Viaud, V.**, Walter, C., 2014. High resolution 3D modelling of soil organic carbon in a complex agricultural landscape using continuous depth functions. *Geoderma* 213, 296-311. [10.1016/j.geoderma.2013.07.002](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.07.002). IF 3,740
- [A20] Loum, M., **Viaud, V.**, Fouad, Y., Nicolas, H., Walter, C., 2014. Retrospective and prospective dynamics of soil carbon sequestration in Sahelian agrosystems in Senegal. *Journal of Arid Environments* 100, 100-105. [10.1016/j.jaridenv.2013.10.007](https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2013.10.007). IF 1,989
- [A21] Moreau, P., **Viaud, V.**, Parnaudeau, V., Salmon-Monviola, J., Durand, P., 2013. An approach for global sensitivity analysis of a complex environmental model to spatial inputs and parameters: A case study of an agro-hydrological model. *Environmental Modelling & Software* 47, 74-87. [10.1016/j.envsoft.2013.04.006](https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.04.006). IF 4,177
- [A22] Pennock, D., Bedard-Haughn, A., **Viaud, V.**, 2011. Chernozemic soils of Canada: Genesis, distribution, and classification. *Canadian Journal of Soil Science* 91, 719-747. <https://doi.org/10.4141/cjss10022>. IF 1,085
- [A23] **Viaud, V.**, Angers, D., Parnaudeau, V., Morvan, T., Menasseri-Aubry, S., 2011. Response of organic matter to reduced-tillage and animal manure in a temperate loamy soil. *Soil Use and Management* 27, 84-93. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2010.00314.x>. IF 1,336
- [A24] Sorel, L., **Viaud, V.**, Durand, P., Walter, C., 2010. Modeling spatio-temporal crop allocation patterns by a stochastic decision tree method, considering agronomic driving factors. *Agricultural Systems* 103, 647-655. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.08.003>. IF 2,507
- [A25] **Viaud, V.**, Angers, D.A., Walter, C., 2010. Toward Landscape-Scale Modeling of Soil Organic Matter Dynamics in Agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 74, 1847-1860. [10.2136/sssaj2009.0412](https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0412). IF 1,920

- [A26] Thenail, C., Joannon, A., Capitaine, M., Souchere, V., Mignolet, C., Schermann, N., Di Pietro, F., Pons, Y., Gaucherel, C., **Viaud, V.**, Baudry, J., 2009. The contribution of crop-rotation organization in farms to crop-mosaic patterning at local landscape scales. *Agriculture Ecosystems & Environment* 131, 207-219. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.01.015>. IF 3,541
- [A27] **Viaud, V.**, Monod, H., Lavigne, C., Angevin, F., Adamczyk, K., 2008. Spatial sensitivity of maize gene-flow to landscape pattern: a simulation approach. *Landscape Ecology* 23, 1067-1079. [10.1007/s10980-008-9264-1](https://doi.org/10.1007/s10980-008-9264-1). IF 3,833
- [A28] Castellazzi, M.S., Perry, J.N., Colbach, N., Monod, H., Adamczyk, K., **Viaud, V.**, Conrad, K.F., 2007. New measures and tests of temporal and spatial pattern of crops in agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment* 118, 339-349. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.06.003>. IF 3,541
- [A29] Gaucherel, C., Giboire, N., **Viaud, V.**, Houet, T., Baudry, J., Burel, F., 2006. A domain-specific language for patchy landscape modelling: The Brittany agricultural mosaic as a case study. *Ecological Modelling* 194, 233-243. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.10.026>. IF 2,507
- [A30] **Viaud, V.**, Durand, P., Merot, P., Sauboua, E., Saadi, Z., 2005. Modeling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small catchment in a temperate climate. *Agricultural Water Management* 74, 135-163. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2004.11.010>. IF 3,182
- [A31] Grimaldi, C., **Viaud, V.**, Massa, F., Carreaux, L., Derosch, S., Regeard, A., Fauvel, Y., Gilliet, N., Rouault, F., 2004. Stream nitrate variations explained by ground water head fluctuations in a pyrite-bearing aquifer. *Journal of Environmental Quality* 33, 994-1001. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.151>. IF 2,405
- [A32] **Viaud, V.**, Merot, P., Baudry, J., 2004. Hydrochemical buffer assessment in agricultural landscapes: From local to catchment scale. *Environmental Management* 34, 559-573. [10.1007/s00267-004-0271-y](https://doi.org/10.1007/s00267-004-0271-y) IF 2,177
- [A33] Merot, P., Squidant, H., Arousseau, P., Hefting, M., Burt, T., Maitre, V., Kruk, M., Butturini, A., Thenail, C., **Viaud, V.**, 2003. Testing a climato-topographic index for predicting wetlands distribution along a European climate gradient. *Ecological Modelling* 163, 51-71. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00387-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00387-3). IF 2,507

8.1.2 *Articles soumis*

- [A34] **Viaud, V.**, Levain, A., Squidant, H., Legrand, M., Dupé, S., Bera, R., Cerf, M., Parnaudeau, V., Revelin, F. soumis. Farming on the seaside: a multiscale framework to capture the traits of coastal agriculture. *Land Use and Policy*.
- [A35] **Viaud, V.**, Kunnemann, T. soumis. Additional soil organic carbon stocks in hedge agroforestry systems in crop-livestock areas of western France. *Agriculture Ecosystems and Environment*.
- [A36] Panettieri, M., Chemidlin Prévost-Bouré, N., Guigue, J., Thevenot, M., Leveque, J., Le Guillou, C., Maron, P.A., Santoni, A.-L., Ranjard, L., Mounier, S., Menasseri, S., **Viaud, V.**, Mathieu, O., submitted. Biogeochemical descriptors of priming effect at a landscape scale in soils under different land-uses. *Biology and Fertility of Soil*.
- [A37] Rolo, V., Hartel, T., Aviron, S., Berg, S., Crous-Duran, J., Franca, A., Mirck, J., Palma, J.H.N., Pantera, A., Paulo, J.A., Pulido, F.J., Seddaiu, G., Thenail, C., Varga, A., **Viaud, V.**, Burgess, P.J., Moreno, G. soumis. Challenges and innovations for improving the resilience of European agroforestry systems of high nature and cultural value: a stakeholder perspective. *Sustainability Science*.

8.2 Chapitres d'ouvrage, rapports, rapports diplômants

- [O1] Thenail, C., Aviron, S., **Viaud, V.**, 2017. Lessons learnt Report: Bocage Agroforestry in France. In: Burgess, P.J., Moreno, G. (Eds.), Contribution to Deliverable 2.5: Lessons learnt from innovations within agroforestry of high natural and cultural value. AgForward EU project. INRA, Rennes, p. 31. <https://www.agforward.eu/index.php/en/bocage-agroforestry-in-brittany-france.html>
- [O2] Durand, P.; Moreau, P.; Ruiz, L.; Salmon-Monviola, J.; Vertes, F.; Baratte, C.; Benhamou, C.; Bouadi, T.; Cordier, M.O.; Corgne, S.; Dusseux, P.; Faverdin, P.; Gascuel-Oudou, C.; Hubert-Moy, L.; Parnaudeau, V.; Ramat, E.; Rimbault, T.; **Viaud, V.** 2015. Des modèles et des outils pour des projets de territoire. Ch. 5. In: Gascuel Odoux, C., Ruiz, L., et al. (Eds.) Comment réconcilier agriculture et littoral ? Vers une agroécologie des territoires. Editions Quae (Matière à débattre), 85-102
- [O3] Gruau, G., **Viaud, V.**, Denes, J., Durand, P., Jaffrezic, A., Panaget, T., Pierson-Whickmann, A.C., Rouxel, M., 2012. Matières organiques des eaux et des sols. In: Merot, P., Dubreuil, V., Delahaye, D., Desnos, P. (Eds.), Changement climatique dans l'Ouest. Evaluation, impacts, perceptions. Presses Universitaires de Rennes, Rennes, pp. 229-238.
- [O4] Lacoste, M.; Michot, D.; **Viaud, V.**; Walter, C.; Minasny, B.; McBratney, A.B. 2012. High resolution 3D mapping for soil organic carbon assessment in a rural landscape. In: Minasny, B., Malone, B.P., et al. (Eds.) Digital Soil Assessments and Beyond. CRC Press, 341-345.
- [O5] Cellier, P., Durand, P., Hutchings, N., Dragosits, U., Theobald, M., Drouet, J.L., Oenema, O., Bleeker, A., Breuer, L., Dalgaard, T., Duretz, S., Kros, J., Loubet, B., Olesen, J., Merot, P., **Viaud, V.**, W., d.V., Sutton, M., 2011. Nitrogen flows and fate in rural landscapes. In: Sutton, M. (Ed.), The European nitrogen assessment - Sources, effects and policy perspectives. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 229-248.
- [O6] Baudry, J., Dupont, C., Viaud, V., 2006. Aménagement du paysage et pratiques agricoles, quelles combinaisons pour la gestion des bassins versants ? In: Merot, P. (Ed.), Qualité de l'eau en milieu rural, savoirs et pratiques dans les bassins versants. INRA éditions, Paris, pp. 123-136.
- [O7] Durand, P., Tortrat, F., **Viaud, V.**, Saadi, Z., 2006. Modélisation de l'effet des pratiques agricoles et de l'aménagement du paysage sur les flux d'eau et de matières dans les bassins versants. In: Merot, P. (Ed.), Qualité de l'eau en milieu rural, savoirs et pratiques dans les bassins versants. INRA Editions, Paris, pp. 193-210.
- [O8] **Viaud, V.**, 2004. Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments – Approche empirique et modélisations, Thèse de doctorat, Agrocampus-Ouest Rennes. 285p.

8.3 Communication à des congrès

8.3.1 Colloques internationaux

- [C1] Parnaudeau, V., Pot, M., Legrand, M., **Viaud, V.**, Akkal-Corfini, N., Godinot, O., Roche, B., Levain, A. 2020. Diversity, a way to maintain agriculture in an attractive coastal area (France). IFSA 2020 Conference, Evora, Portugal.
- [C2] **Viaud V.**, Jaffrezic A., Pérès G., Busnot S., S. Menasseri-Aubry. 2019. Intersecting perspectives on the quality of soils amended with wood chips derived from hedge's pruning. 4th world agroforestry congress. Montpellier, France
- [C3] Michot, D., Fouad, Y., Pichelin, P., **Viaud, V.**, Walter, C., 2017. Soil organic carbon content assessment in a heterogeneous landscape: comparison of digital soil mapping and visible and near Infrared spectroscopy approaches. EGU General Assembly, Vienne, Autriche.
- [C4] Kay, S.; Herzog, F.; Aviron, S.; Crous, J.; Den Herder, M.; Ferreiro Dominguez, N.; Garcia de Jalon, S.; Graves, A.; Moreno, G.; Palma, J.; Plieninger, T.; Szerencsits, E.; Torralba Viorreta, M.; **Viaud,**

- V. 2016. Ecosystem services in agroforestry systems in Europe with an emphasis on biodiversity. 3rd European Agroforestry Conference. 23-25 May 2016, Montpellier, France. (Poster)
- [C5] Moreno, G.; Aviron, S.; Berg, S.; Burgess, P.J.; Caceres, Y.; Crous-Duran, J.; Faia, S.; Firmino, P.N.; Fotiadis, G.; Franca, A.; Garcia de Jalon, S.; Hartel, T.; Lind, T.; Lopez Bernal, A.; Mantzanas, K.; Mirck, J.; Palma, J.; Pantera, A.; Papadopoulos, A.; Papanastasis, V.; Papaspyropoulos, K.; Popa, R.; Porqueddu, C.; Rakosy, L.; Re, G.; Sanna, F.; Thenail, C.; Tsonkova, P.; Valinger, E.; Varga, A.; **Viaud, V.**; Vityi, A. 2016. Agroforestry systems of high natural and cultural value in Europe: structure, management, goods and services. 3rd European Agroforestry Conference. 23-25 May 2016, Montpellier, France. (Poster)
- [C6] Moreno, G.; Berg, S.; Burgess, P.J.; Camilli, F.; Crous-Duran, J.; Franca, A.; Hao, H.; Hartel, T.; Lind, T.; Mirck, J.; Palma, J.; Pantera, A.; Paula, J.A.; Pisanelli, A.; Rolo, V.; Seddaiu, G.; Thenail, C.; Tsonkova, P.; Upson, M.; Valinger, E.; Varga, A.; **Viaud, V.**; Vityi, A. 2016. Agroforestry systems of high natural and cultural value in Europe: constraints, challenges and proposals for the future. 3rd European Agroforestry Conference. 23-25 May 2016, Montpellier, France. (Oral)
- [C7] Nitschelm; L.; Aubin; J.; Parnaudeau; V.; Corson; M.S.; **Viaud; V.**; Walter C. 2016. Relevance of the Spatialized Territorial LCA method: case study of eutrophication in a French catchment. 10th International Conference on Life Cycle Assessment of Food 2016. 19-21 octobre 2016; Dublin; Irlande. (Oral)
- [C8] Buysse; P.; **Viaud; V.**; Flechard; C. 2015. Soil heterotrophic respiration responses to meteorology; soil types and cropping systems in a temperate agricultural watershed. EGU General Assembly. 12-17 Avril 2015; Vienne; Autriche. (Poster)
- [C9] Louis; B.; Menasseri; S.; Leterme; P.; Maron; P.A.; **Viaud; V.** 2015. Integrating microbial diversity in soil carbon dynamic models parameters. EGU General Assembly. 12-17 Avril 2015; Vienne; Autriche. (Poster)
- [C10] Louis; B.; **Viaud; V.**; Leterme; P.; Maron; P.A.; Menasseri; S. 2015. Towards a more explicit representation of soil microbial community in soil carbon and nitrogen dynamics models: a review. EGU General Assembly. 12-17 Avril 2015; Vienne; Autriche. (Poster)
- [C11] Omari A. ; Menasseri-Aubry; S. ; **Viaud; V.** ; Rumpel; C. 2015. Soil organic matter stabilization as affected by different hydrological pathways in a small watershed under intensive agriculture. 5th international symposium on Soil Organic Matter. 20-24 Septembre 2015; Göttingen; Allemagne.
- [C12] **Viaud; V.** ; Tete K.E.; Buysse; P. 2015. Impacts of soil drainage conditions on soil heterotrophic respiration along a temperate agricultural hillslope transect. ISMOM 2015 Soil Interface for Sustainable Development. 5-10 Juillet 2015; Montreal; Canada. (Oral)
- [C13] Buysse; P.; **Viaud; V.**; Flechard; C. 2014. Soil heterotrophic respiration responses to meteorology; soil types and cropping systems in a temperate agricultural watershed. 1st ICOS Conference. 23-25 Septembre 2014; Brussels; Belgium. (Poster)
- [C14] Nitschelm; L.; Aubin; J.; Corson; M.; **Viaud; V.**; Walter; C. 2014. Regionalization of LCA using GIS: Environmental assessment of a coastal territory at a local scale. SETAC Europe 24th Annual Meeting. 11-15 Mai 2014; Basel; Suisse. (Poster)
- [C15] Nitschelm; L.; Corson; M.S.; Aubin; J.; **Viaud; V.**; Walter; C. 2014. Utility of spatially explicit LCA for agricultural territories. In: Schenck; R.; Huizenga; D. (Eds.). Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2014); San Francisco; LA USA. ACLCA; 906-914
- [C16] Tete; K.E.; **Viaud; V.**; Flechard; C.; Walter; C. 2014. Comparison of soil CO₂ emission in poorly and well-drained mineral soil at a small agricultural hillside scale. European Geosciences Union General Assembly 2014. 27 Avril-02 Mai 2014; Vienne; Autriche. (Poster)
- [C17] **Viaud; V.**; Lacoste; M.; Michot; D.; Walter; C. 2014. Landscape patterns and soil organic carbon stocks in agricultural bocage landscapes. EGU General Assembly 2014. 27 Avril-02 Mai 2014; Vienne; Autriche. (Oral)
- [C18] Lacoste; M.; **Viaud; V.**; Michot; D.; Walter; C. 2013. Landscape-scale modelling of soil carbon dynamics under land use and climate change. European Geosciences Union General Assembly 2013. 7-12 avril 2013; Vienne; Autriche. (Poster)

- [C19] Merot; P.; Dorioz; J.M.; Gascuel-Oudou; C.; Grimaldi; C.; Trevisan; D.; **Viaud; V.** 2013. JANUS in landscapes: The double face of critical zones in eco-hydrology; critical sources areas and buffer zones. Hydro-Eco'2013 - 4th international multidisciplinary conference on hydrology and ecology: Emerging patterns; breakthroughs and challenges. 13-16 Mai 2013; Rennes; France. (Oral)
- [C20] Tete; K.E.; **Viaud; V.**; Walter; C. 2013. Effects of the duration of water saturation periods on organic carbon mineralization in a poorly-drained mineral soil. European Geosciences Union General Assembly 2013. 07-12 avril 2013; Vienne; Autriche. (Poster)
- [C21] **Viaud; V.**; Le Paven; E.; Le Guillou; C.; Menasseri-Aubry; S. 2013. A modeling approach to simulate microbial processes and C and N dynamics in soils. 4th International Symposium on Soil Organic Matter (SOM 2013). 5-10 Mai 2013; Nanjing; Jiangsu; Chine. (Poster)
- [C22] Baudry; J.; Aviron; S.; Burel; F.; Hubert-Moy; L.; Joannon; A.; Marguerie; D.; Mony; C.; Pinay; G.; Sulmon-Maisonneuve; C.; **Viaud; V.** 2012. Landscape Patterns and Ecosystems Services in Agricultural Landscapes in Western Europe: Causes and Consequences. 4th International EcoSummit Ecological Sustainability – Restoring the planet's ecosystem services. 30 Septembre-5 Octobre 2012; Columbus; Ohio USA. (Oral)
- [C23] Hao; H.; Walter; C.; **Viaud; V.**; Grimaldi; C.; Merot; P. 2012. How does agroforestry system affect soil quality in temperate areas? Eurosoil 2012. 01-07 Juillet 2012; Bari; IT. (Poster)
- [C24] Lacoste; M.; Minasny; B.; McBratney; A.; Walter; C.; **Viaud; V.**; Michot; D. 2012. High resolution 3D modeling of soil organic carbon in a complex agricultural landscape using continuous depth functions. Eurosoil 2012. 2012/07/02-06; Bari; IT. (Poster)
- [C25] Lacoste; M.; Walter; C.; **Viaud; V.**; Michot; D. 2012. Spatio-temporal modeling of soil erosion and soil carbon content at the landscape scale in the context of global change. Eurosoil 2012. 02-06 Juillet 2012; Bari; IT. (Oral)
- [C26] Walter; C.; Follain; S.; Michot; D.; Salvador-Blanes; S.; **Viaud; V.**; Bakyono; J.P.; Bourennane; H.; Chartin; C.; Ciampalini; R.; Coulouma; G.; Couturier; A.; Daroussin; J.; Fouad; Y.; Lemerrier; B.; Hirschberger; F.; Lacoste; M.; Le Bissonnais; Y.; Macaire; J.J.; Merot; P.; Richard; G.; Evrard; O. 2012. Landscape design for soil conservation under land use and climate change. 4th International Congress Eurosoil 2012 "Soil Science for the benefit of Mankind and Environment. 02-06 Juillet 2012; Bari; Italy. (Oral)
- [C27] Lacoste, M., Minasny, B., McBratney, A., Walter, C., **Viaud, V.**, Michot, D., 2011. High resolution 3D modeling of soil organic carbon in a complex agricultural landscape. Pedometrics, Prague. (oral)
- [C28] **Viaud, V.**, Angers, D., Walter, C., 2011. Challenges towards landscape-scale modeling of SOC dynamics in agroecosystems. International Symposium on Soil Organic matter 2011, Leuven, Belgium.
- [C29] **Viaud, V.**, Bedard-Haughn, A., Pennock, D., 2010. Spatial modeling of pedogenesis in a hummocky landscape of Central Saskatchewan under native prairie. CSSS-CSSA Annual Meeting, Saskatoon (Canada).
- [C30] **Viaud, V.**, Pennock, D., 2010. Integrating the impact of bioturbation to landscape-scale modeling of soil carbon dynamics. A case study of chernozem soils in Central Saskatchewan, Canada. AGU Fall Meeting, San Francisco (USA).
- [C31] Angers, D., **Viaud, V.**, 2009. Tillage and soil organic C: digging deeper into the soil. International symposium on soil organic matter dynamics. Land use, Management and global change. Colorado state University, Colorado Spring, USA, p. 57.
- [C32] **Viaud, V.**, 2009. Towards integrated modelling of soil organic matter cycling at landscape scale. EGU General Assembly, Vienna (Austria).
- [C33] Walter, C., Angers, D., Arrouays, D., **Viaud, V.**, 2009. Data and methods to assess soil organic carbon at regional scales. Pedometrics 2009, Pekin (Chine).
- [C34] **Viaud, V.**, Walter, C., 2008. Coupling agricultural landscape modelling with dynamic modelling of soil organic carbon stock change. EGU, Vienne.

- [C35] Morvan, T., Ruiz, L., **Viaud, V.**, 2007. Cumulative effects of applications of organic fertilizers on soil organic matter dynamics. 16th CIEC symposium. Mineral versus organic fertilizers: conflict or synergism ? 16-19 september 2007, Ghent.
- [C36] **Viaud, V.**, Monod, H., Lavigne, C., Angevin, F., Adamczyk, K., 2007. Spatial sensitivity of maize gene flow to landscape pattern: a simulation approach. GMCC07 3rd International Conference on Coexistence between Genetically Modified (GM) and non-GM based Agricultural Supply Chains., Seville (Spain), 20-21st november 2007.
- [C37] **Viaud, V.**, Walter, C., 2007. Soil data simulation for landscape modelling: general approach and application example. Pedometrics. IUSS, Tuebingen (Germany). 27-30 august 2007.
- [C38] **Viaud, V.**, Baudry, J., Monod, H., Adamczyk, K., 2005. Landscape simulations from within farm functioning to assess consequences on biotic and geochemical fluxes: issues and questions. International conference on sustainable land use in intensively used agricultural regions, Leipzig (Germany). 20-23rd September 2005.
- [C39] **Viaud, V.**, Merot, P., Durand, P., 2005. Eco-hydrological resilience of a river: impact of the hedge density in the riparian zone and the catchment EGU General Assembly 2005, Vienna (Austria), 25-29 april 2005.
- [C40] **Viaud, V.**, Merot, P., Durand, P., 2004. Modelling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small temperate catchment. EGU General Assembly 2004, Nice (France), 25-30 April 2004.
- [C41] Baudry, J., Aviron, S., Joannon, A., **Viaud, V.**, 2002. Applying landscape ecological principle to assess the effects of farming systems on the environment. Aspetti applicativi del ecologia del paesaggio: conservazione, pianificazione, valutazione ambientale strategica. IALE SIEP, Milan (Italy).
- [C42] **Viaud, V.**, Merot, P., 2002. Buffering capacity of landscape structures. Conference of the European Geoscience Society, Nice (France).
- [C43] **Viaud, V.**, Merot, P., 2002. Buffering capacity of landscape structures in rural catchments: definition and assessment. Third inter-celtic colloquium on hydrology and management of water resources, National university of Galway (Ireland), July 2002, p. 57.
- [C44] **Viaud, V.**, Caubel, V., Grimaldi, C., Baudry, J., Merot, P., 2001. The influence of hedgerows on water fluxes at the catchment scale: first results. In: C., B., Petit, S. (Eds.), 2001-annual IALE UK Conference. Hedgerows of the world: their ecological functions in different landscapes University of Birmingham, Birmingham (UK), pp. 281-287.

8.3.2 Colloques nationaux

- [C45] Panettieri, M., Guigue, J., Mathieu, O., Thevenot, M., Le Guillou, C., Nowak, V., Tripied, J., Faivre-Primot, C., Lelievre, M., Dequiedt, S., Horrigue, W., Santoni, A-L., Amiotte-Suchet, P., Chemidlin, N., Maron, P-A., Ranjard, L., Leveque, J., **Viaud, V.** 2018. La matière organique des sols à l'échelle du paysage : résilience des agroécosystèmes aux changements d'usage. Le projet MOSAIC, étude d'un bassin versant rural en Bretagne. 4ème congrès du Réseau Matières Organiques « La matière organique dans tous ses états » 4-7 février 2018 – Trégastel.
- [C46] Denis, M., Jeanneau, L.; Gruau, G.; Petitjean, P.; Pierson-Wickmann, A-C; Humbert, G.; Jaffrezic, A.; **Viaud, V.** 2018. Evolution saisonnière de la signature isotopique et moléculaire des MOD des solutions de sol : identification d'un transfert de MOD à l'échelle du versant. 4ème congrès du Réseau Matières Organiques « La matière organique dans tous ses états » 4-7 février 2018 – Trégastel.
- [C47] Humbert, G.; Parr, T. B. ; Jeanneau, L.; Dupas, R.; Petitjean, P.; Akkal-Corfini, N.; **Viaud, V.**; Pierson-Wickmann, A-C.e; Denis, M.; Inamdar, S.; Gruau, G.; Durand, P.; Jaffrézic, A. 2018 Variabilité temporelle de l'effet des pratiques agricoles sur les matières organiques dissoutes des sols et des eaux de rivière. 4ème congrès du Réseau Matières Organiques « La matière organique dans tous ses états » 4-7 février 2018 – Trégastel.

- [C48] Walter, C. ; Follain, S. ; Michot, D. ; Salvador-Blanes, S. ; **Viaud, V.** ; Bakyono, J.-P. ; Bourennane, H. ; Chartin, C. ; Ciampalini, R. ; Coulouma, G. ; Couturier, A. ; Daroussin, J. ; Fouad, Y. ; Hirschberger, F. ; Macaire, J.-J. ; Lacoste, M. 2014. Peut-on protéger les sols en raisonnant l'organisation des paysages ? 12ème Journées d'Etude des Sols (JES) (2014-06-30-2014-07-04) Le Bourget du Lac (FRA). In : 12e Journées d'Etude des Sols. Le sol en héritage. 2014. (Oral)
- [C49] Lacoste; M.; Ciampalini; R.; Evrard; O.; Follain; S.; Michot; D.; **Viaud; V.**; Walter; C. 2012. Application conjointe de méthodes de datation isotopique et de modélisation distribuée pour estimer les taux d'érosion des sols. 11. Journées d'Etude des Sols (JES) - Le sol face aux changements globaux. 19-23 Mars 2012; Versailles; France. INRA-AFES; 48-49 (Oral)
- [C50] **Viaud, V.**, Parnaudeau, V., Morvan, T., Angers, D., Menasseri, S., 2009. Interactions travail du sol - apport d'effluents : effets sur la matière organique du sol. RESMO, Sainte-Maxime, France.
- [C51] **Viaud, V.**, Walter, C., 2009. Modélisation intégrée de la dynamique de la matière organique du sol à l'échelle du paysage : quelles approches ? RESMO, Sainte-Maxime, France.