



HAL
open science

Rapport d'activités final du projet Sérilage - année 2018 : Rapport scientifique

Ivan I. Bernez, Simon Dufour, Claudine Thenail, Charlotte Ravot, Audrey Alignier, Marianne Laslier, Alejandro Zermeno Rodriguez, Lily Castay, David Leroy, Didier Le Coeur, et al.

► To cite this version:

Ivan I. Bernez, Simon Dufour, Claudine Thenail, Charlotte Ravot, Audrey Alignier, et al.. Rapport d'activités final du projet Sérilage - année 2018 : Rapport scientifique. [Rapport de recherche] Institut Agro - Agrocampus Ouest Rennes; Université Rennes 2; INRAE. 2019, 110 p. hal-03373935

HAL Id: hal-03373935

<https://hal.inrae.fr/hal-03373935v1>

Submitted on 11 Oct 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.

Rapport d'activités du projet Séripage année 2018 : Rapport scientifique

Projet SERIPAGE

"Sélune : Ecologie et gestion des zones rivulaires, ripariennes et des paysages agricoles"

Auteurs et participants au projet Séripage sur l'année 2018:

UMR BAGAP: Audrey ALIGNIER, Lily CASTAY, Didier LE COEUR, David LEROY, Charlotte RAVOT, Claudine THENAIL, Alejandro ZERMEÑO RODRIGUEZ

UMR ESE: Ivan BERNEZ, Charlotte RAVOT

UMR LETG: Simon DUFOUR, Marianne LASLIER, Laurence HUBERT-MOY

Sommaire

Somm aire

Sommaire.....	2
Introduction - projet SERIPAGE 2018 -.....	1
Rappel des axes de travail et hypothèses.....	1
Volet 1.	4
Suivi des changements dans la végétation rivulaire et terrestre à proximité des cours d'eau.	4
Volet 1 /Tâche 1 – Reverdissement de la vallée en amont du barrage de Vezins : suivi des communautés végétales spontanées pendant la vidange et éléments d’aide à la décision en ingénierie écologique.....	6
1. Introduction : Suivre la vidange de la retenue du barrage de Vezins.....	6
1.1 Contexte : Un fond de vallée réapparaît graduellement sous l’ancien lac.....	6
1.2 Objectif: Définir le potentiel de reverdissement spontané.....	7
2. Méthodologie : Décrire le processus initial de recolonisation.....	7
2.1 Zone d’étude : Echantillonner le lac de Vezins à des échelles combinées.....	7
2.2 Protocole : Echantillonner en suivant les étapes de la vidange.....	8
2.3 Analyses statistiques : Décrire le processus de recolonisation.....	10
2.3.1 Définir des indicateurs de la recolonisation.....	10
2.3.2 Déceler les interactions entre la composition et les facteurs environnementaux.....	12
3. Résultats.....	12
3.1 Approche fonctionnelle de la végétation : évolutions intra- et interannuelles.....	12
3.1.1 Diversité fonctionnelle : évolutions intra-annuelles en 2015 et état 2017.....	12
3.1.2 Traits des espèces : évolution intra- (2015) et interannuelles (2015-2017).....	15
3.2 Richesse spécifique, espèces exotiques et espèces rares : état en 2018 et évolutions par rapport à 2017.....	19
3.2.1 Richesse totale aux deux échelles.....	20
3.2.2 Espèces exotiques et les espèces exotiques envahissantes sur la retenue.....	21
3.2.3 Espèces rares protégées ou patrimoniales sur la retenue.....	22
3.3 Recrutement des ligneux : comparaisons spatialisées en 2017 et 2018.....	23
3.3.1 Haut et bas de berge : comparaison du recrutement en 2017 et en 2018.....	23
3.3.2 Position Amont / Aval (au sein de la zone dénoyée) : comparaison du recrutement en 2017 et en 2018.....	25
3.3.1 Embouchures d’affluents directs et rives de la Sélune : comparaison du recrutement en 2017 et en 2018.....	26

3.4	Influences du remaniement sur les propriétés du sol et du sol sur la réponse de la végétation.....	27
3.4.1	Richesse, diversité, composition : comparaison selon remaniement ou non.....	27
3.4.2	Propriétés des sols : comparaison selon remaniement ou non	27
3.4.3	Des relations sol-plantes ?	28
3.5	Influence des travaux d'ingénierie civile et de la gestion de la vidange sur la végétation....	28
3.5.1	Baisse de niveau printanière ou automnale : comparaisons taxonomiques et fonctionnelles	28
3.5.2	Remaniement / Baisse de niveau : comparaisons taxonomiques et fonctionnelles	31
4.	Conclusions : Des pistes vers une aide à la décision	36
Volet 2 / Tâche 1 – Evolution des systèmes agricoles des zones ripariennes aux paysages de versant40		
1.	Objectifs de l'étude et protocole d'acquisition des données.....	40
1.1	Objectifs de l'étude et hypothèses.....	40
1.2	Collecte et analyse des données	41
1.2.1	Démarche générale de l'étude	41
1.2.2	Méthode d'acquisition des données.....	42
1.2.3	Méthode d'analyse des données.....	43
2.	Résultats	47
2.1	Typologies et évolutions des systèmes de productions et des configurations parcellaires des exploitations agricoles	47
2.1.1	Les types de systèmes de production des exploitations agricoles	47
2.1.2	Les types de configurations parcellaires des exploitations agricoles	48
2.1.3	Les évolutions des systèmes d'exploitation depuis l'installation des agriculteurs interrogés	48
2.2	Facteurs explicatifs des usages des parcelles: comparaison entre fonds de vallée et versants 49	
2.2.1	Des profils d'usage en proportion différentes entre parcelles dans et hors fond de vallée 49	
2.2.2	Importance des facteurs expliquant les usages des parcelles: systèmes de production, parcellaires d'exploitations et caractéristiques des parcelles	50
2.2.3	Des profils d'usage spécialisés ou au contraire diversifié selon les facteurs explicatifs	51
2.3	La durabilité des usages des parcelles de fond de vallée	54
2.3.1	Des taux de changement d'usage des parcelles différents selon les périodes	54
2.3.2	Nature de l'évolution des changements d'usage des parcelles: toute une gradation d'intensification/extensification	54
2.3.3	Relations entre changements d'usage des parcelles et changements de systèmes d'exploitation.....	56
3.	Discussion	58

3.1	Des usages diversifiés des parcelles de fond de vallée expliqués par la variété des systèmes de production, des configurations parcellaires et la part de SAU en fond de vallée.....	58
3.2	Une durabilité des usages remise en cause à chaque reprise d'exploitation.....	60
4.	Conclusion	61
Volet 2 / Tâche 2 – Liens entre biodiversité et caractéristiques des paysages des agricoles		64
1.	Influence relative des caractéristiques passées vs. actuelles du paysage sur la végétation des parcelles agricoles.....	64
1.1	Rappel du contexte et hypothèse	64
1.2	Méthodologie d'analyse	64
1.3	Résultats	65
1.3.1	ACP sur les métriques paysagères	65
1.3.2	Richesse et diversité des communautés végétales	65
1.3.3	Délais de réponse des communautés végétales	66
1.4	Conclusion.....	68
2.	Les communautés d'insectes pollinisateurs en prairies et leurs déterminants	68
2.1	Objectifs de l'étude	68
2.2	Etat des lieux des communautés d'insectes pollinisateurs et de leurs déterminants dans les prairies de versant et de fond de vallée.....	69
2.2.1	Hypothèses.....	69
2.2.2	Méthodologie d'échantillonnage des insectes pollinisateurs.....	69
2.2.3	Caractérisation du paysage environnant les prairies.....	69
2.2.4	Résultats.....	69
2.3	Influence du paysage sur les communautés d'insectes pollinisateur en prairies de versant et de fond de vallée	71
2.3.1	Méthodologie d'analyse.....	71
2.3.2	Résultats.....	71
2.3.3	Conclusion et perspectives.....	72
2.4	Mise en relation de l'état agroécologique des bordures de champs avec l'abondance des insectes pollinisateurs.....	72
2.4.1	Contexte et hypothèse.....	72
2.4.2	Résultats.....	73
2.4.3	Conclusion et perspectives.....	74
Volet 2 / Tâche 3 – Trajectoires d'évolution des paysages par télédétection		75
Tâche 3.1 : Analyse de la dynamique du paysage à l'échelle de sites-paysage de la Sélune sur une période de 10 ans		75
1.	Introduction.....	75
2.	Matériel et méthodes	76

2.1	Contexte géographique	76
2.2	Dispositif d'observation	77
2.3	Classes d'occupation du sol pour l'analyse du paysage.....	77
2.4	Méthode de construction de la cartographie	78
2.5	Sélection des métriques du paysage	78
2.6	Méthode d'analyse statistique de la dynamique du paysage.....	80
2.7	Facteurs explicatifs de la dynamique du paysage	81
3.	Résultats	82
3.1	Description de la typologie de trajectoires d'évolution du paysage	82
3.2	Interprétation et mise en relation avec les données agricoles et de relief des sites-paysages	86
4.	Discussion et conclusion.....	90
Tâche 3.2. Analyse de la dynamique de l'occupation du sol à l'échelle de sites-paysage de la Sélune sur une période de 50 ans.....		92
1.	Introduction	92
2.	Matériel et méthodes	92
3.	Résultats	92
3.1	Description des trajectoires d'évolution de l'occupation du sol	92
3.2	Interprétation des résultats	96
Tâche 3.3. Cartographie d'habitats de la Sélune		98
1.	Introduction	98
2.	Matériel et méthodes	98
3.	Résultats	100
3.1	Cartographie d'habitats niveau 1	100
3.2	Cartographie d'habitats niveau 2	100
Conclusions générales - Séripage 2018 -		101
Productions 2018 du projet Séripage.....		105
Bibliographie.....		106

Introduction - projet SERIPAGE 2018 -

Rappel des axes de travail et hypothèses

L'objectif du projet SERIPAGE (Sélune : Ecologie et gestion des zones rivulaires, ripariennes et des paysages agricoles) est double. Il vise d'une part à *concevoir et mettre en place un ensemble de dispositifs d'acquisition de données* pour suivre les effets directs et indirects des aménagements du corridor rivulaire de la Sélune, sur les dynamiques paysagères, agricoles, et sur les dynamiques de la biodiversité spontanée associée du corridor rivulaire aux paysages agricoles. Cet ensemble de dispositifs au sein et le long de la vallée de la Sélune (*sensu* George & Verger, 1996) comprend des dispositifs de suivi (points d'observations et de mesures) dans le corridor rivulaire, et des dispositifs de suivi (observations, mesures, enquêtes) en paysage agricole. Ce projet vise d'autre part, au moyen de ce dispositif, à *réaliser un état des lieux et démarrer des analyses des dynamiques passées et/ou à l'œuvre* des relations entre paysage, modes de gestion agricole, aménagements et biodiversité. Le projet fait partie du programme scientifique plus large de suivi de la vallée de la Sélune (<https://programme-selune.com/>).

Les résultats du projet Séripage en 2017 ont conforté un certain nombre d'aspects liés aux hypothèses initiales, qui sont rappelés ci-dessous.

Résumé des résultats 2017 sur les hypothèses centrales du projet Séripage dans son ensemble

Sur la "dimension longitudinale". On a pu effectivement mesurer des différences significatives entre zones amont, aval des barrages et zones inter-barrages des lacs en vidange. Ces différences sont en termes 1) de structures paysagères fines aux échelles parcellaires et infra, au niveau des paysages du corridor rivulaire et des paysages de vallée (fonds de vallée aux hauts de versants), 2) de composition et richesse de la végétation spontanée au sein et en bordures de parcelles des paysages de vallée, de 3) de modalités de gestion des parcelles échantillonnées en paysage de vallée. Egalement, on a pu observer en paysage de corridor rivulaire, des différences de recolonisation par la végétation des berges et des vases le long de la zone inter-barrages des lacs en vidange.

Sur la "dimension latérale". On a pu mesurer des différences au sein des paysages de vallée, entre fonds et versants en termes de 1) structure fine du paysage, 2) modes de gestion des prairies, et 3) végétation spontanée des prairies. On a pu également mesurer des différences de recolonisation des sédiments par la végétation, au sein de la zone inter-barrages des lacs en vidange, en fonction de la distance au nouveau lit mineur du cours d'eau. Enfin, au niveau de cette même zone des lacs en vidange, on a montré que la végétation qui a colonisé les sédiments à l'embouchure de plusieurs affluents de la Sélune est davantage composée d'adventices et rudérales marquant la contribution des paysages agricoles des affluents dans l'apport de propagules, tandis que la végétation en dehors de ces embouchures d'affluents est davantage marquée par l'apport de propagules de ligneux issues des lisières arborées.

Depuis son initiation, le projet SERIPAGE est divisé en deux grands volets "corridor rivulaire" et "paysage agricole". Nous conservons ce découpage dans le présent rapport des activités 2018:

- Suivis « Zone rivulaire » : Végétation aquatique, rivulaire et terrestre à proximité des cours d'eau (**Volet 1**)
- Suivis « Paysage agricole » : Interactions entre paysage, systèmes agricoles et biodiversité, des fonds de vallée aux hauts de versant (**Volet 2**)

L'objectif des activités 2018 du projet Sérilage était:

- *dans l'approfondissement d'études*: c'est le cas pour le suivi des communautés végétales spontanées dans le corridor rivulaire. En effet, la mise en œuvre effective de la vidange de la retenue du barrage de Vezins, ainsi que des travaux d'ingénierie civile et de gestion de la vidange nous ont permis d'approfondir le suivi de leurs conséquences sur la recolonisation par la flore des sédiments exondés (avec un point d'attention entre autre sur les capacités de maintien des sédiments par cette flore). Cette recolonisation par la flore étant très dynamique, nous avons proposé de poursuivre le projet Sérilage en 2019 (avenant) sur ce seul aspect, afin d'assurer la continuité du suivi du reverdissement du corridor rivulaire dans le cadre de la mise en place de l'observatoire "Sélune" (voir rapport scientifique supplémentaire distinct pour l'année 2019).

- *dans l'achèvement d'études*: c'est le cas pour l'étude des dynamiques paysagères (paysage agricole), l'étude des systèmes agricoles, et celle de la flore des paysages agricoles. Ces suivis ne nécessitent pas une poursuite sur un pas de temps aussi fin que celui de la végétation sur les sédiments exondés. Le présent rapport permet de faire un bilan de ces dispositifs dans leur capacité à caractériser et comprendre des états et dynamiques, selon les hypothèses posées: ils pourront être complétés et repris en fonction de ce bilan dans les années à venir.

- *dans l'essai de suivis complémentaires*: nous avons prévu dans le projet initial de tester un dispositif de suivi de biodiversité complémentaire à l'observation de la flore des paysages agricoles, nous avons réalisé dans cette perspective un état des lieux des insectes pollinisateurs en prairies et leurs déterminants.

- *dans la présentation de nos résultats aux gestionnaires locaux*: gestionnaires de l'eau, des territoires et milieux d'une part, agriculteurs mobilisés dans l'étude d'autre part.

Volet 1.

Suivi des changements dans la végétation
rivulaire et terrestre à proximité des
cours d'eau.



Volet 1 /Tâche 1 – Reverdissement de la vallée en amont du barrage de Vezins : suivi des communautés végétales spontanées pendant la vidange et éléments d'aide à la décision en ingénierie écologique.

Rédaction : Charlotte Ravot, UMR BAGAP & Ivan Bernez, UMR ESE ;
Marianne Laslier & Simon Dufour, UMR LETG-RENNES-Costel,
Didier Le Coeur, UMR BAGAP.
Projet d'ingénierie de Charlotte Ravot (juin 2017 – juin 2019)
et thèse de Marianne Laslier (septembre 2014 – septembre 2018).

1. Introduction : Suivre la vidange de la retenue du barrage de Vezins

1.1 Contexte : Un fond de vallée réapparaît graduellement sous l'ancien lac

Anticipée dès l'automne 2014 et débutée au printemps 2017, la vidange de la retenue de Vezins touche à sa fin : l'asec a été atteint au mois de septembre 2018 après plusieurs baisses de niveaux successives. Les différentes baisses de niveau ayant conditionné la reprise de la végétation et impacté les relevés réalisés depuis le début du projet Sérilage : il convient donc de rappeler les modalités de la vidange (Fig. 1). Une baisse d'1,5 m a été effectuée avant l'échantillonnage de 2015 (58 m NGF), puisque le niveau du lac n'a pas été ré-élevé jusqu'à sa cote estivale d'exploitation au printemps en 2015. Puis, deux baisses successives, de 4 m cumulés, ont précédé l'échantillonnage de 2017 (54 m NGF). Enfin, deux nouvelles baisses, de 12 m au total, ont été opérées avant le dernier relevé de 2018 (42 m NGF). Une baisse de 14 mètres supplémentaires (28 m NGF) a permis d'atteindre l'asec quelques jours après. L'abaissement total de 31,5 m laisse réapparaître la vallée initiale à la place de l'ancien lac de Vezins. A la suite de chacune des baisses de niveau, de nouvelles surfaces de dépôts sédimentaires mis à nu sont apparues les unes après les autres. A l'hiver 2018, le lac a été re-rempli jusqu'à la cote 54.71 m NGF, cote du seuil du déversoir de crue conçu pour laisser passer la crue millénaire, solution retenue afin de gérer les phénomènes de crues hivernales en l'absence de brèches dans l'ouvrage. Un petit seuil en gabions a été mis en place à 250 m en amont du barrage pour assurer les derniers travaux, ceci avant l'arasement prévu au printemps 2019.

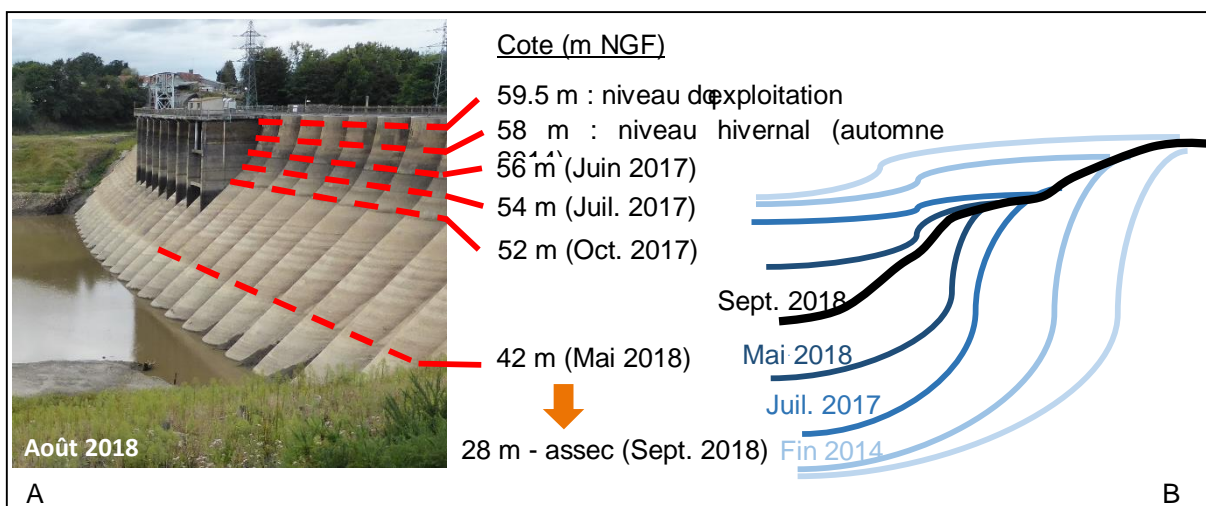


Fig. 1 : (A) Modalités de vidange de la retenue du barrage de Vezins : dates et cotes de chacune de baisse de niveau d'eau (2014-2018) et date d'échantillonnage de la végétation ; (B) Schéma d'abaissement du lac de Vezins

Des travaux de gestion sédimentaire ont accompagné la vidange. Des sédiments ont été extraits par curage terrestre ou dragage nautique pour redonner au lit mineur sa largeur d'avant construction

des barrages. Ils ont été déposés dans des gabions subaquatiques ou sur des portions de rives ciblées. Dans le second cas, les dépôts terrestres sont modelés en une banquette de débordement des crues biennales surmontée d'un talus renforcé d'1 à 2 mètres de haut rempli des boues extraites. Ces opérations d'ingénierie civile doivent se poursuivre jusqu'en 2019 (création de nouveaux casiers subaquatiques et dépôts terrestres, remodelage en pente douce des dépôts réalisés en 2017 et 2018).

L'apparition d'un nouveau lit majeur et le reprofilage localisé des berges sont des modifications qui influencent la revégétalisation, et donc la résistance à l'érosion des berges. Les vases mises à nu constituent un milieu propice à une végétation pionnière (Walker & del Moral, 2003 ; Rohde et al., 2005) qui domine usuellement pendant 3 à 5 années après l'arasement (Lenhart, 2000).

En vue d'un arasement de barrages de large ampleur, un reverdissement spontané de la vallée de la Sélune renaissant dans un paysage composite suite aux travaux d'ingénierie civile (vidange et gestion sédimentaire), serait-il compatible avec le maintien des sédiments après arasement?

1.2 Objectif: Définir le potentiel de reverdissement spontané

L'objectif général de l'étude est de caractériser et comprendre les processus influençant la distribution, taxonomique et fonctionnelle, des communautés végétales jeunes recolonisant la zone riparienne exondées de l'ancienne retenue. L'année 2018 (dernière année du projet Sérilage), les cinq axes de recherche suivants ont été poursuivis (cf. rapport d'activités 2017 du projet Sérilage) ou développés:

- i) Approche fonctionnelle de la végétation (évolutions intra- et interannuelles)
- ii) Richesse spécifique, espèces exotiques et espèces rares de la retenue (état 2018 et évolution par rapport à 2017)
- iii) Recrutement des ligneux (comparaisons 2017-2018)
- iv) Influences du remaniement sur les propriétés du sol et du sol sur la réponse de la végétation
- v) Influence des travaux d'ingénierie civile et de la gestion de la vidange sur la végétation

2. Méthodologie : Décrire le processus initial de recolonisation

2.1 Zone d'étude : Echantillonner le lac de Veziens à des échelles combinées

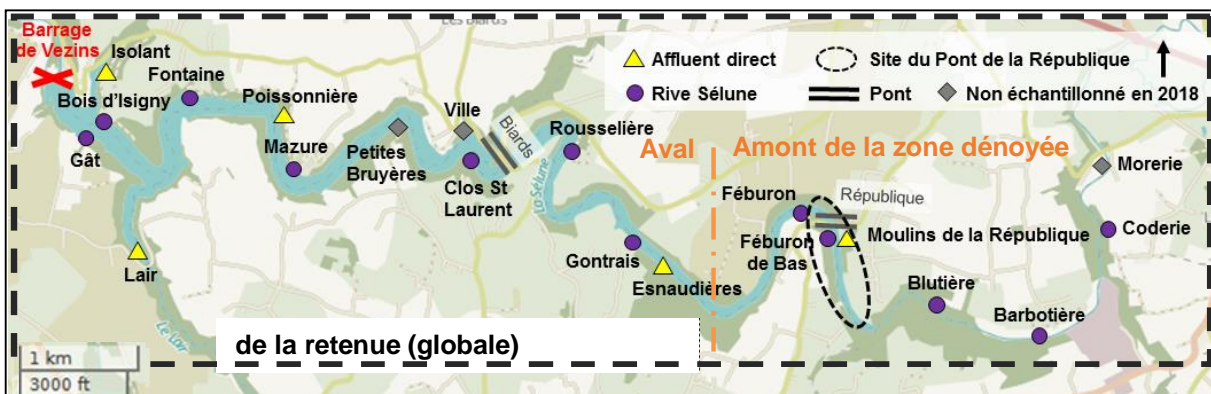


Fig. 2 : Ensemble des stations échantillonnées en 2018 : 17 stations à l'échelle de la retenue, à l'amont ou à l'aval de la zone dénoyée, à l'embouchure d'affluents directs ou sur les rives de la Sélune, et le site du pont de la République

Compte tenu du contexte et du déroulé de la restauration, le suivi de la recolonisation spontanée des sédiments progressivement exondés a été soumis à des contraintes techniques et temporelles. Ainsi,

il a fallu l'adapter au planning des opérations de génie civil. Mais, les 4 années de vidange progressive ont permis d'initier un suivi fin de la trajectoire des communautés végétales spontanées de cette interface jouant un rôle crucial pour la renaturation du fleuve Sélune et de sa vallée réapparue. L'échantillonnage 2015-2018 est fondé sur l'observation des communautés végétales spontanées colonisant initialement les vases nouvellement dénoyées à différentes échelles temporelles (variations intra- et interannuelles) et spatiales (échelle de la retenue et du site du Pont de la République) imbriquées. A l'échelle de la retenue, la répartition des stations, selon leur position amont ou aval au sein de la zone dénoyée, à l'embouchure d'un affluent direct de l'ancien lac ou sur les rives de la Sélune (Fig.2), permet d'analyser la variabilité spatiale. A l'échelle du site du Pont de la République, l'effort d'échantillonnage plus important souligne des changements plus fins.

Les relevés floristiques ont débuté en 2015 sur la retenue (13 stations + site du Pont de la République) et se sont poursuivis en 2017 (18 stations + site du Pont de la République) (Fig. 3). Dans la continuité de cet état des lieux et suite aux nouvelles baisses de niveau, une nouvelle campagne de suivi a été entreprise en 2018. Le site du Pont de la République a été prospecté en juillet, les 17 stations de l'échelle de la retenue, en septembre. Parmi ces dernières, 2 ont été ajoutées par rapport à l'échantillonnage 2017 (Moulins de la République et Féburon, les travaux étant terminés sur ces localités rendues de nouveau accessibles) et 3, retirées, pour cause d'accessibilité (Ville, Petites Bruyères et Morerie) (Fig.2). A l'échelle de la retenue, les stations qui ont été remaniées avant les relevés 2018 sont : Blutière (été 2017), Barbotière (été 2017), Moulins de la République (automne 2017), Féburon de bas (automne 2017) et Féburon (automne 2017). Le site du Pont de la République a été remanié dans son ensemble (automne 2017).

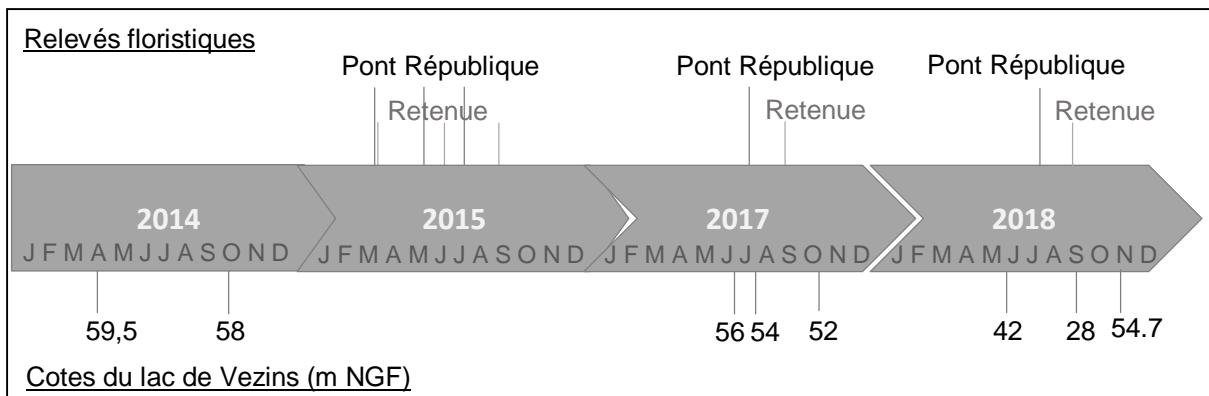


Fig. 3 : Echantillonnages de la végétation réalisés sur la retenue et sur le site du Pont de la République sur la période 2015-2018 repositionnés par rapport aux différentes baisses de niveau

2.2 Protocole : Echantillonner en suivant les étapes de la vidange

Un protocole d'échantillonnage stratifié, permettant de maximiser la diversité relevée, a été mis en place dès 2015. Il a été conservé, pour permettre une comparaison des données, mais, complété au regard des problématiques de gestion sédimentaire inhérentes à la vidange, en 2017. En 2018, il a été répliqué à l'identique. Ainsi, sur chacun des 17 sites visités à l'échelle de la retenue en 2018, un transect perpendiculaire au lit du fleuve a été mis en place. Sur celui-ci, des bandes parallèles au cours d'eau ont été repérées sur le terrain selon la vitesse d'exondation, donc en fonction de l'apparence homogène de la végétation (Fig.4). Par bande, 3 répliques d'1 x 1 m et espacées d'1 m ont été inventoriées. A l'échelle du site du Pont de la République, 6 transects ont été relevés (4 en rive droite, 2 en rive gauche).

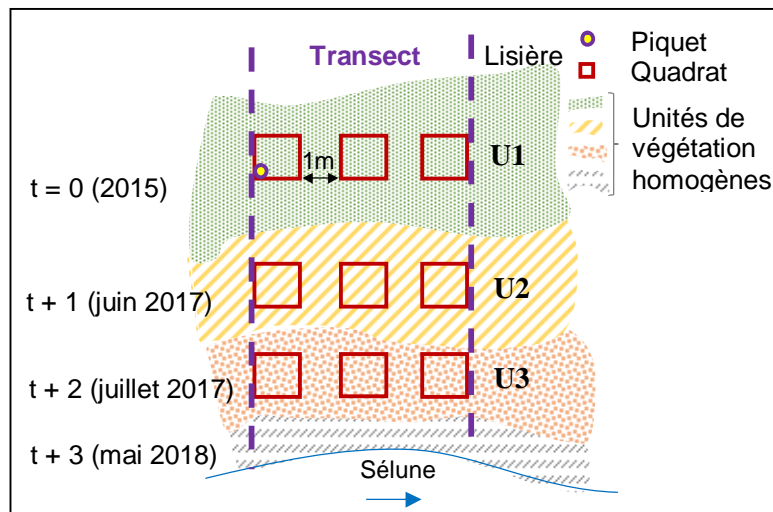


Fig. 4 : Principe d'échantillonnage sur un transect piqueté

Toutes les espèces présentes dans les quadrats ont été recensées et leur abondance a été estimée selon les coefficients définis par Braun-Blanquet (1932). Chaque transect avait été matérialisé en 2017, afin que la répétition des relevés soit précise, mais tous les piquets n'ont pas été retrouvés en 2018. Dans ce dernier cas, les points GPS et les informations complémentaires notées lors du piquetage ont permis de replacer les transects en 2018. Des paramètres environnementaux ont également été notés pour chaque quadrat (distance latérale au lit, taux de sol nu, dénivelée, ombrage, etc.) ou calculés *a posteriori* (distance du site à la source de la Sélune). Enfin, les ligneux présents dans la lisière du lac ont été recensés le plus exhaustivement possible afin d'étudier l'influence latérale des ceintures de végétation des hauts de berges sur la recolonisation spontanée des sédiments en perspective du réaménagement de la vallée.

En conséquence des abaissements progressifs, les quadrats ont été exondés à différentes périodes, en fonction de leur position latérale par rapport au chenal : les sédiments les plus éloignés du lit de la rivière, en position haute sur les berges, ont été mis à nu dès l'automne 2014 alors que les sédiments les plus proches du chenal, en bas de berge, ont été exondés à partir de mai 2018 seulement.

Au total, en 2018, 17 transects cumulant 237 quadrats, ont été prospectés (156 quadrats sur les 12 sites de rives de la Sélune, 81 aux embouchures des 5 affluents) (Tableau 1). Sur les 6 transects du site du pont de la République, 60 quadrats ont été prospectés (Tableau 1).

Tableau 1: Nombre de quadrats prospectés en 2018 par échelle et par type de site

Nombre quadrats	Retenue (sans affluents)		Retenue avec affluents		Site du Pont de la République
	Amont	Aval	Affluents	Rives	
Sous-total par type de site (n)	48	108	81	156	/
Total par échelle (n)	156		237		60

Enfin, en avril 2018, des relevés pédologiques et floristiques ont été effectués sur 3 sites remaniés (Blutière, Barbotière et la rive droite en amont de l'ancien Pont de la République) et 3 sites non remaniés (Gontrais, Rousselière et Mazure) (Fig.2). L'objectif était de déceler, dans leurs grandes tendances, les influences du remaniement sur les propriétés du substrat et sur la réponse de la végétation à l'exondation. L'échantillonnage floristique s'est basé sur le protocole décrit

précédemment. Cependant, les quadrats mesuraient 4m² (2x2 m) et étaient distants de 50 m afin d'obtenir un échantillonnage plus précis du substrat et de la végétation. Pour la partie pédologie, la température du sol a été mesurée au centre du quadrat à l'aide d'un thermomètre. L'humidité du sol a été mesurée grâce à un conductimètre dans les 4 angles et au centre du quadrat afin d'établir une moyenne. Un carottage de sol a été réalisé pour chaque quadrat à l'aide d'une tarière de 1,20 m de profondeur et une analyse de la carotte a été faite (profondeur, couleur, humidité, compacité, abondance de matière organique, état des racines, hydromorphie, texture, code 4 critères). A l'aide d'une tarière à mat racinaire, un prélèvement de sol de 30 cm de profondeur a été effectué afin de mesurer sa porosité en laboratoire. De plus, un échantillon de sol de surface a été collecté afin de mesurer le pH en laboratoire.

2.3 Analyses statistiques : Décrire le processus de recolonisation

2.3.1 Définir des indicateurs de la recolonisation

Tableau 2 : Indicateurs du processus de recolonisation retenus par type et méthode de calcul utilisées

Type	Description de l'indicateur
Structure	Recouvrement moyen de la végétation (%)
	Hauteur moyenne de la végétation (m)
Richesse et diversité taxonomiques	Nombre total et moyen d'espèces
	Entropie de Shannon (Shannon, 1948)
	Equitabilité de Pielou (Pielou, 1966)
Composition	Nombre d'espèces communes et propres
	Nombre d'espèces les plus fréquentes (>20 occurrences sur la retenue, > 10 sur le site)
	Abondance moyenne des espèces les plus fréquentes
	Proportion d'espèces par groupe écologique (%) : espèces forestières (ligneuses ou herbacées de sous-bois), liées aux perturbations (rudérales, adventices ou pionnières), prairiales ou de zones humides (aquatiques ou de berges) selon synthèse des groupes de Moser et al. (2002).
	Ordination NMDS sur matrice de distances de l'indice de Bray-Curtis des recouvrements moyens, avec ellipses de confiance (50 et 95% des sites) et projection des espèces les plus fréquentes
Diversité fonctionnelle (Fig. 5)	Frich, Richesse fonctionnelle (=part de l'espace fonctionnel occupé par la communauté ¹)
	Feve, Régularité fonctionnelle (=régularité de distribution de l'abondance des espèces dans l'espace fonctionnel occupé ¹)
	Fdis, Dispersion fonctionnelle (=distance moyenne des espèces au centroïde de la communauté dans l'espace fonctionnel ²)
	Fdiv, Divergence fonctionnelle (=proportion de l'abondance totale supportée par des espèces situées aux extrémités de l'espace fonctionnel, indépendamment de son volume ¹)
	Moyenne pondérée sur la communauté de la valeur des modalités (MPC)

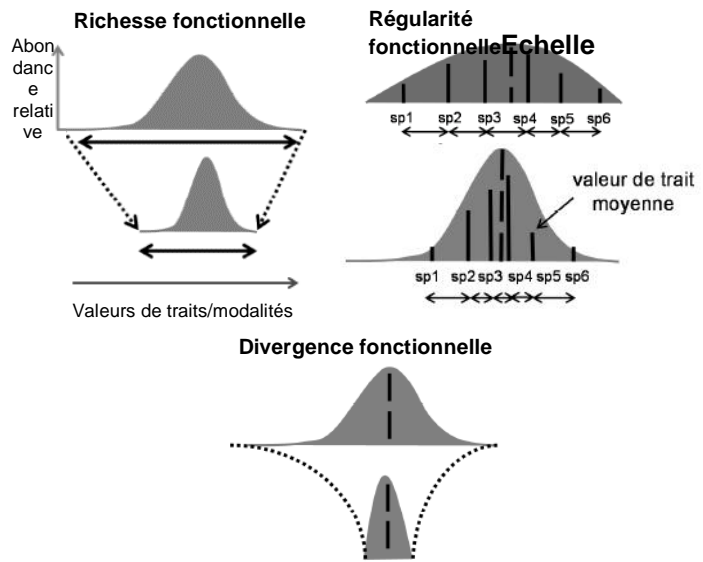


Fig. 5 : Exemples de distribution de valeurs de traits/modalités d'une communauté en fonction de leur abondance relative pour Frich, Feve, et Fdiv. La valeur de l'indicateur est plus élevée pour la distribution du haut que pour celle du bas. (D'après Moser, 2014)

¹ Mason et al., 2005; Villéger et al., 2008; Laliberté & Legendre, 2010; Mouillot et al., 2012; ² Laliberté & Legendre, 2010

Nous avons réalisé des analyses descriptives et exploratoires aux deux échelles pour comparer les types de sites ou les quadrats entre eux. Elles sont toutes fondées sur 4 types d'indicateurs du processus de recolonisation : de structure, de richesse et diversité taxonomiques, de composition et de diversité fonctionnelle des communautés végétales (Tableau 2 ; Fig. 5).

Vu le rôle des espèces dans le fonctionnement des écosystèmes, et donc leur potentiel en restauration écologique, par exemple dans la lutte contre l'érosion, les analyses de diversité fonctionnelle ont pour objectif de détecter les réponses fonctionnelles à une échelle fine au cours des premières phases de la recolonisation. Aussi, nous avons établi une base de 12 traits fonctionnels des espèces en fonction de deux problématiques : le succès d'établissement au cours de la saison (capacités de colonisation et de dispersion) – 5 traits, et la stabilisation des rives au cours du temps (résistance à l'érosion) – 7 traits (Tableau 3).

Tableau 3 : Traits, type (SQ: semi-quantitatif, K: Qualitatif) et modalités ou valeurs par problématique

Problématique	Trait	Type	Modalité (pour K) ou valeur (pour (S-)Q)
Succès d'établissement au cours de la saison (Capacités de colonisation et de dispersion)	Stratégie R ¹	SQ	75 pour R; 50 pour SR, CR et CSR; 25 pour C, CS et S
	Stratégie C ¹	SQ	75 pour C; 50 pour CS, CR et CSR; 25 pour S, SR et R
	Stratégie S ¹	SQ	75 pour S; 50 pour SR, CS et CSR; 25 pour C, CR et R
	Masse des graines ²	Q	Poids de moyen de mille graines (PMG) en grammes (valeur continue)
	Type de pollinisation ¹	K	Anémogamie (wi); Hydrogamie (wa); Entomogamie (in); Autogamie (au); Malacogamie (sn)
	Type de dispersion ³	K	Meteochorie (Me); Hydrochorie (Hy) Autochorie (Au); Boléochorie (Bo); Zoochorie (Zo); Myrmecochorie (My); Anthropolochorie (At)
	Type de reproduction ¹	K	Sexuée (s); Végétative (v); Sexuée et végétative (sv)
Stabilisation des rives au cours du temps (Résistance à l'érosion)	Phénologie ¹	K	1 à 8 selon la période de floraison
	Profondeur du système racinaire ³	SQ	1:<25 cm; 1.5: au moins 20% dans la classe 2; 2: 25-50 cm; 2.5: au moins 20% dans la classe 3; 3: 50-100 cm; 3.5: au moins 10% dans la classe 4; 4: 100-200 cm; 4.5: au moins 5% dans la classe 5; 5: > 200cm
	Durée de vie ¹	K	Annuelle (a); Bisannuelle (b); Pérenne (p)
	Forme biologique (Raunkier, 1934) ¹	K	Hydrophyte (A); Thérophyte (T); Géophyte (G); Hémicryptophyte (H); Chaméphyte (C); Phanérophyte (P);
	Persistance des feuilles ¹	K	Persistantes (i), vertes en été (s) ou vertes en hiver (w)
	Rosettes ¹	K	Hémirosette (h); Rosette (g); Sans rosette (r)
	Type de dispersion végétative ³	K	Latérale (Lat) = croissance clonale par stolons aériens ou souterrains, rejets, marcottes, rhizomes traçants ou drageons ³ ; Locale (Loc) = croissance clonale par touffes, fragments cassés par l'eau ou les animaux ou parties se détachant ³ ; Pas de dispersion végétative (no) ³

¹Klotz et al., 2002; ²Royal Botanic Gardens Kew, 2018; ³Landolt & Bäumler, 2010

Les traits proviennent de trois bases de données : *BioFlor* (Klotz et al., 2002), *SID* (RGBK, 2018) et *Flora Indicativa* (Landolt & Baümeler, 2010). Les traits qualitatifs ont été scindés en autant de modalités binaires qu'il existe d'attributs individuels pour prendre en compte la multiplicité des attributs pour certains traits (e.g. plusieurs types de dispersion). Au total, 39 modalités sont représentées tous traits confondus à l'échelle de la retenue, 37 à l'échelle du site.

Des tests non paramétriques de Kruskal-Wallis permettent de comparer les entités (quadrats ou sites) pour les indicateurs de structure, de richesse et diversité taxonomiques et de diversité fonctionnelle (différence significative si p-value <0,05). Puis, des tests de Dunn de comparaisons multiples (Dunn, 1964) permettent de déceler entre quelles paires d'entités la différence est significative.

2.3.2 Déceler les interactions entre la composition et les facteurs environnementaux

Nous avons aussi relié la composition à deux variables spatiales pour mieux appréhender les paramètres qui peuvent influencer la recolonisation. Il s'agit de la distance longitudinale de la station à la source de la Sélune (m) et la distance latérale du quadrat au chenal (m), perpendiculairement. Pour calculer la distance à la source, uniquement considérée à l'échelle de la retenue, la Sélune a été découpée en segments de 50mx1m depuis sa source jusqu'au barrage de Vezins. La BD Topo de la base de données IGN a été utilisée pour extraire la direction du chenal. La distance latérale au chenal a été mesurée sur le terrain grâce à un décimètre positionné le long du transect.

Nous avons utilisé des régressions linéaires pour mettre en évidence les relations entre les paramètres environnementaux et la composition, représentée par les axes de l'ordination NMDS. Nous avons aussi projeté les deux variables séparément sur l'ordination sous la forme d'isolignes grâce à une fonction GAM (*Generalised Additive Model*) ajustée aux coordonnées factorielles (fonction *Ordisurf*, package *Vegan* v. 2.4-6). Elle retranscrit la distribution du gradient latéral ou longitudinale aux deux échelles.

3. Résultats

3.1 Approche fonctionnelle de la végétation : évolutions intra- et interannuelles

Nous avons poursuivi les analyses entreprises en 2017 (cf. rapport d'activités 2017 du projet Sérilage) en adoptant une approche fonctionnelle, afin d'estimer le potentiel de maintien des sédiments dans le sens des premiers résultats obtenus (selon les mêmes logiques spatiales et temporelles).

3.1.1 Diversité fonctionnelle : évolutions intra-annuelles en 2015 et état 2017

Objet d'étude : Site du Pont de la République et Retenue

Echelle temporelle : 2015 (mars, mai et juillet) et 2017

Hypothèse : Les espèces herbacées des stades initiaux de succession colonisant les sédiments exondés présentent un potentiel de stabilisation des rives de par leurs capacités de colonisation et de dispersion et leurs contributions complémentaires, aussi bien aériennes (dissipation de l'énergie du courant) que souterraines (fixation du substrat), à limiter l'érosion, qui s'accroît avec le temps (Gyssels et al., 2005; Corenblit et al., 2009; Allen et al., 2016 ; Vargas-Luna et al., 2018).

3.1.1.1 Evolution de la diversité fonctionnelle sur le site au cours de l'année 2015

La richesse fonctionnelle moyenne, comparable entre mars et mai 2015 (~0,20), atteint une valeur intermédiaire en juillet 2015 (Tableau 4). En revanche, la régularité fonctionnelle, élevée et similaire en mars et mai 2015 (~0,75), diminue significativement en juillet 2015 bien qu'elle reste relativement

élevée. La dispersion fonctionnelle, faible tout au long de la saison, augmente fortement entre mars et mai (de 0,09 à 0,18), puis se stabilise en juillet. La divergence fonctionnelle, élevée tout au long de la saison, augmente entre mai et juillet 2015 (de 0,78 à 0,87).

Tableau 4 : Richesse fonctionnelle (Frich), Régularité fonctionnelle (Feve), Dispersion fonctionnelle (Fdis) et Divergence fonctionnelle (Fdiv) sur le site du Pont de la République par date et à l'échelle de la retenue en 2017 (minimum, maximum, médiane, moyenne et écart-

		Site du Pont de la République				Retenue
		Mars 2015	Mai 2015	Juil. 2015	Juil. 2017	Sept. 2017
Frich	Min.	0.09	0.05	0.02	0.006	0.03
	Max.	0.31	0.70	0.76	0.79	0.81
	Médiane	0.19	0.25	0.41	0.29	0.53
	Moyenne	0.18	0.27	0.41	0.35	0.48
	Ecart-type	0.06	0.15	0.18	0.28	0.21
Feve	Min.	0.09	0.24	0.25	0.11	0.11
	Max.	0.99	0.96	0.91	0.97	0.98
	Médiane	0.88	0.81	0.60	0.70	0.70
	Moyenne	0.72	0.79	0.59	0.63	0.63
	Ecart-type	0.30	0.12	0.16	0.23	0.21
Fdis	Min.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Max.	0.22	0.25	0.22	0.25	0.21
	Médiane	0.09	0.20	0.19	0.08	0.12
	Moyenne	0.09	0.18	0.17	0.11	0.11
	Ecart-type	0.08	0.06	0.05	0.08	0.06
Fdiv	Min.	0.47	0.51	0.54	0.15	0.46
	Max.	0.99	0.99	0.98	0.98	0.99
	Médiane	0.76	0.78	0.89	0.73	0.88
	Moyenne	0.78	0.78	0.87	0.68	0.85
	Ecart-type	0.13	0.11	0.10	0.23	0.12

L'espace fonctionnel (c'est-à-dire l'espace multidimensionnel dont les axes représentent les traits fonctionnels le long desquels les espèces sont positionnées selon la valeur de leurs traits/modalités (Mouillot et al., 2012) est très peu occupé en tout début de saison de végétation (mars). En revanche, il est utilisé de manière intermédiaire dès le mois de juillet de la première année de recolonisation. Cela signifie que la moitié des traits relatifs aux capacités de dispersion, colonisation et stabilisation sélectionnés pour l'étude sont représentés dès la première année. Au cours de la saison, ces traits sont représentés de manière un peu moins régulière, mais la régularité fonctionnelle reste relativement élevée en fin de saison. Toutes les parties occupées de l'espace fonctionnel sont donc plutôt bien utilisées avec des traits représentés de manière équivalente. Cela est avantageux du point de vue de la restauration écologique puisqu'il a été montré que les effets de la répartition des abondances sur les processus écosystémiques sont indépendants de la richesse (fonctionnelle) (Petchey & Gaston, 2006). La complémentarité des espèces dans l'espace fonctionnel est faible (les espèces sont proches du centroïde de la communauté), bien qu'elle augmente au cours de la saison. Cela signifie que les espèces relevées ont des capacités de dispersion, colonisation et stabilisation moyennes similaires. La différenciation de la niche, déjà élevée, augmente également au cours de la saison. Elle reflète qu'une grande part de l'abondance totale est supportée par les espèces ayant des valeurs les plus extrêmes de traits/modalités relatifs aux capacités de dispersion, colonisation et stabilisation, rééquilibrant la représentation des traits, donc des fonctions assurées.

3.1.1.2 Diversité fonctionnelle générale aux deux échelles en 2017

En 2017, nous observons des valeurs semblables aux deux échelles pour les quatre indicateurs de diversité fonctionnelle: une richesse fonctionnelle moyenne d'environ 0,4 ; une régularité fonctionnelle élevée de 0,63 ; une faible dispersion fonctionnelle de 0,11 ; et une divergence fonctionnelle élevée d'environ 0,75 (Tableau 4). Ces valeurs sont également similaires à celles observées en 2015 sur le site du Pont de la République.

La diversité fonctionnelle du site du Pont de la République, dans ses quatre composantes, se trouve dans la moyenne de celle de la retenue, malgré la diversité de contextes de cette dernière. Elle se stabilise donc dès la fin de la première saison de végétation et se maintient 2,5 ans après le début de la vidange.

3.1.1.3 Diversité fonctionnelle selon la date de dénoisement aux deux échelles en 2017

A l'échelle du Pont de la République, l'analyse de la diversité fonctionnelle par date de dénoisement révèle que la richesse fonctionnelle et la dispersion fonctionnelle sont significativement plus élevées sur les sédiments récemment dénoyés, donc proches du cours d'eau (Tableau 5). Au contraire, à l'échelle de la retenue, la richesse fonctionnelle et la dispersion fonctionnelle sont plus élevées sur les sédiments anciennement dénoyés. La divergence fonctionnelle et l'équitabilité fonctionnelle sont similaires et relativement élevées (≥ 0.60) quels que soient les sédiments aux deux échelles.

Tableau 5 : Richesse (Frich), Régularité (Feve), Dispersion (Fdis) et Divergence (Fdiv) fonctionnelles en 2017 selon la date d'exondation des quadrats (2014/2017) aux deux échelles et selon la position des sites (amont/aval de la zone dénoyée ; affluents/rives) à l'échelle de la retenue en 2017

		Site du Pont de la République		Retenue					
		Dénoyés en 2014	Dénoyés en 2017	Dénoyés en 2014	Dénoyés en 2017	Sites amont	Sites aval	Affluents	Rives
Frich	Min.	0.06	0.12	0.05	0.03	0.03	0.08	0.02	0.03
	Max.	0.26	0.79	0.81	0.79	0.80	0.81	0.79	0.80
	Médiane	0.06	0.57	0.63	0.37	0.38	0.57	0.59	0.53
	Moyenne	0.08	0.54	0.58	0.40	0.40	0.51	0.54	0.47
	Ecart-type	0.07	0.20	0.18	0.20	0.21	0.20	0.19	0.21
Feve	Min.	0.11	0.12	0.08	0.06	0.13	0.06	0.39	0.06
	Max.	0.98	0.94	0.89	0.89	0.89	0.89	0.87	0.89
	Médiane	0.60	0.72	0.74	0.64	0.67	0.72	0.69	0.71
	Moyenne	0.60	0.66	0.69	0.69	0.61	0.64	0.68	0.63
	Ecart-type	0.25	0.22	0.17	0.22	0.22	0.21	0.12	0.21
Fdis	Min.	0.00	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00
	Max.	0.08	0.25	0.20	0.15	0.18	0.21	0.21	0.21
	Médiane	0.05	0.20	0.15	0.10	0.11	0.13	0.17	0.12
	Moyenne	0.06	0.18	0.13	0.10	0.10	0.11	0.15	0.11
	Ecart-type	0.05	0.05	0.06	0.06	0.06	0.07	0.05	0.06
Fdiv	Min.	0.15	0.34	0.46	0.56	0.46	0.50	0.32	0.43
	Max.	0.98	0.93	0.98	0.99	0.99	0.98	0.98	0.99
	Médiane	0.66	0.78	0.82	0.91	0.93	0.85	0.85	0.88
	Moyenne	0.61	0.74	0.81	0.87	0.87	0.84	0.81	0.85
	Ecart-type	0.28	0.15	0.12	0.11	0.13	0.11	0.14	0.12

Les réponses de la richesse et de la dispersion fonctionnelles s'opposent aux deux échelles, l'échantillonnage globale à l'échelle de la retenue ne permettant probablement pas de les capturer aussi finement qu'à l'échelle du Pont de la République vu la diversité des contextes. En effet, la capacité prédictive des différents indicateurs de diversité fonctionnelle varie selon les indicateurs mais aussi selon le contexte (Lozanovska et al., 2018). Ainsi, certains auteurs ont montré qu'ils répondaient à l'hypothèse de la perturbation intermédiaire (Biswas & Mallik, 2010), d'autres, que ce n'était pas le cas (Mouillot et al., 2012).

Sur le site du Pont de la République, la richesse fonctionnelle et la complémentarité entre traits plus élevées sur les sédiments nouvellement dénoyés soulignent les capacités de colonisation, dispersion et stabilisation existant immédiatement après le dénoyement. Les hautes divergence et régularité fonctionnelles observées quelle que soit la date de dénoyement appuient le potentiel rôle de la végétation spontanée pour lutter contre l'érosion immédiatement et dans le temps. La perte importante de richesse fonctionnelle avec le temps (sur les sédiments anciennement dénoyés) est probablement liée à l'homogénéisation des communautés que nous avons constatée (cf. rapport d'activités 2017 du projet Sérirage).

3.1.1.4 Spatialisation de la diversité fonctionnelle à l'échelle de la retenue en 2017

La richesse fonctionnelle est légèrement mais significativement supérieure à l'aval de la retenue tandis que la divergence fonctionnelle y est légèrement mais significativement inférieure (Tableau 5). La dispersion et la régularité fonctionnelles sont similaires à l'amont et à l'aval de la retenue.

La richesse, la divergence et la régularité fonctionnelles sont similaires aux embouchures des affluents directs de la Sélune et sur les rives de la Sélune. La dispersion fonctionnelle est significativement inférieure sur les rives de la Sélune (Tableau 5).

La diversité fonctionnelle ne semble pas spatialisée à l'échelle de la retenue. Cela peut être dû à un échantillonnage insuffisant au regard de la diversité des contextes ou à une réponse fonctionnelle similaire malgré une divergence de réponse taxonomique (cf. rapport d'activités 2017 du projet Sérirage). Dans ce dernier cas, cela voudrait dire que les mêmes fonctions de dispersion, colonisation et stabilisation sont assurées par les communautés, bien qu'elles soient composées différemment, mais cela reste à vérifier par un échantillonnage plus fin. Une connaissance précise des variations de contexte et des fonctions des communautés associées pourrait améliorer la compréhension du fonctionnement écologique qui se met en place suite à un reverdissement spontané, et ainsi, orienter le choix d'un recours à la restauration écologique passive (reverdissement spontané) ou à la restauration active (semis ou plantation) selon le contexte au sein de la retenue.

3.1.2 Traits des espèces : évolution intra- (2015) et interannuelles (2015-2017)

Objet d'étude : Site du Pont de la République

Echelle temporelle : 2015 (mars, mai, juillet) et juillet 2017

Hypothèse : Les espèces herbacées des stades initiaux de succession colonisant les sédiments exondés présentent un potentiel de stabilisation des rives de par leurs capacités de colonisation et dispersion et leurs contributions complémentaires aériennes (dissipation de l'énergie du courant) et souterraines (fixation du substrat) à limiter l'érosion, qui s'accroît avec le temps (Gyssels et al., 2005; Corenblit et al., 2009; Allen et al., 2016 ; Vargas-Luna et al., 2018).

3.1.2.1 Evolution des traits relatifs aux capacités de dispersion et de colonisation

En 2015, les espèces à stratégie intermédiaire dominent tout au long de la saison. Cependant, une évolution est constatée, avec un développement des espèces compétitrices entre les mois de mai et juillet 2015 qui se poursuit jusqu'en juillet 2017 (Fig. 6). Les premières années (en 2015 et en 2017),

les espèces dont la masse des graines est faible (PMG <0,80 g en moyenne) dominent. Toutefois, la variabilité de la masse moyenne des graines augmente dès juillet 2015 et se maintient jusqu'en juillet 2017. Des espèces dont la masse des graines est plus importante commencent donc à s'implanter. Les espèces à deux ou 3 types de pollinisation dominent en mars (60%), puis régressent un peu au cours de la saison (50% en mai, 40% en juillet) au profit des espèces à un seul type de pollinisation, tandis qu'elles reprennent légèrement le dessus en 2017 (56%). La pollinisation par le vent est majoritaire jusqu'en 2017. L'hydrogamie et l'autogamie, d'abord très fortes, régressent sensiblement dès les mois de mai et juillet 2015 respectivement. L'entomogamie se développe dès le mois de juillet 2015 et s'accroît encore en juillet 2017. Les espèces à 1 et à 2 types de dispersion sont à peu près aussi nombreuses les premières années. Les espèces zoochores dominent seules jusqu'en juillet 2015, aux côtés des boléochores et des météochores en juillet 2017. Les hydrochores diminuent fortement entre mai et juillet 2015. Les espèces se reproduisant de manière végétative et sexuée dominent les premières années, malgré le développement des espèces à reproduction uniquement sexuée, qui restent minoritaires (Fig. 6).

Des réponses très similaires ont été observées en 2017 selon la date de dénoisement des sédiments (Fig. 6), que nous considérons comme un proxy temporel (cf. rapport d'activités 2017 du projet Sérirage). Les quelques différences observées pourraient s'expliquer par la saison de la baisse de niveau, automnale (2014) ou printanière (2017), ou par la banque de graines probablement renouvelées et enrichies en 2017 par rapport à 2015, avec les deux années d'exondation déjà écoulées.

L'évolution du type de stratégie, intermédiaire à compétitrice, reflète le processus de terrestrialisation propre à l'évolution des successions constaté en termes de composition (cf. rapport d'activités 2017 du projet Sérirage). Les espèces qui s'implantent dès 2015 ont de bonnes capacités de dispersion et de colonisation. Elles ont toutes des graines légères, c'est-à-dire qu'elles produisent typiquement beaucoup de graines et survivent plus longtemps dans la banque de graines, ce qui augmente leurs chances de colonisation et dispersion. Environ la moitié des espèces n'a pas de pollinisation spécialisée (*i.e.* possèdent 2 ou plus vecteurs de pollen), ce qui augmente leur capacité de colonisation. Les espèces présentes sont capables de se disperser sur de grandes distances – grâce au courant, puis grâce aux animaux et au vent avec le temps – ce qui augmente leur chance de s'établir avec succès. La régression des espèces hydrochores en milieu de saison peut s'expliquer par le passage d'un milieu inféodé au cours d'eau à un milieu plus terrestre avec les changements de conditions induites par la vidange. Les espèces à reproduction végétative et sexuée, dominantes, ont plus de chance de s'établir et de survivre, par exemple en cas de crues.

3.1.2.1 Evolution des traits relatifs au maintien des sédiments

La profondeur moyenne du système racinaire augmente au cours du temps (<25 cm en mars et mai en moyenne, puis 25-50 cm en moyenne en juillet 2015 et juillet 2017) (Fig. 6). Par ailleurs, la variabilité, donc la complémentarité entre espèces, augmente également au cours du temps. En juillet 2017, les trois espèces les plus abondantes (abondance moyenne >0,5), la baldingère faux-roseaux, le jonc diffus et l'ortie, sont des espèces à système racinaire profond (>50 cm en moyenne) et à dispersion végétative latérale. Deux d'entre elles (jonc et baldingère) étaient déjà présentes dès le mois de mai 2015, l'ortie a été rencontrée à partir de juillet 2015, mais sont devenues plus abondantes avec le temps. Au total, la moitié des espèces recensées en 2017, soit 22, ont un système racinaire profond. Autant étaient présentes en juillet 2015, pour la grande majorité les mêmes. Par contre, seules 6 avaient été dénombrées en mai 2015 (*Agrostis capillaris*, *Carex pendula*, *Lythrum salicaria*, *Phalaris arundinacea*, *Rumex acetosa* et *Urtica dioica*). La phénologie est plus tardive au cours de la saison en 2015, puis est similaire en juillet 2015 et juillet 2017. Les espèces pérennes dominent dès le mois de mars 2015 et jusqu'à 2017. Les hydrophytes dominent en mars 2015, puis

sont remplacées par des hémicryptophytes qui dominent dès le mois de mai 2015 et jusqu'en juillet 2017. Les espèces à hémirosette (tige + rosette) co-dominent en mars et mai 2015 avec les espèces sans rosette, puis régressent très fortement en juillet 2015. Les espèces à feuilles pérennes dominent en mars et mai 2015 puis régressent au profit des espèces caducifoliées dès le mois de juillet 2015. Les espèces à dispersion végétative latérale augmentent de manière croissante au cours de la saison en 2015 et se maintiennent en 2017. Comme pour la première problématique (cf. 3.1.2.1), les réponses sont comparables en 2017, selon la date de dénoisement des sédiments (Fig. 6).

Les espèces colonisant les sédiments sont des espèces capables de limiter l'érosion en surface et en profondeur, avec leurs parties aériennes (dissipation de l'énergie du courant, fixation du sol en surface) et souterraines (fixation du sol en surface et en profondeur), dès le départ et de manière croissante avec le temps. Au fil de la saison, le système racinaire des espèces est plus profond en moyenne, ce qui assure une bonne protection des couches du sol situées plus en profondeur (0,5 à 1m), et la complémentarité de la profondeur du système racinaire entre espèce augmente, optimisant le maintien du substrat, en surface et en profondeur. La complémentarité des périodes de floraison entre espèces au cours de la saison assure un couvert permanent. Les espèces pérennes et les hémicryptophytes (celles qui passent la mauvaise saison avec les bourgeons au niveau du sol), dominantes dès les premiers mois et se maintenant dans le temps, protègent le substrat de manière durable, y compris l'hiver. Les espèces à hémirosette, présentes seulement au départ, assurent la protection du substrat en dissipant l'énergie du courant. Même si elles diminuent avec le temps puisque la quantité de lumière disponible au sol devient faible avec la fermeture du milieu, leur présence initiale est un atout pour la fixation initiale du substrat. De même, la dominance initiale d'espèces à feuilles persistantes permet d'optimiser la protection du substrat en hiver. Le développement rapide et important d'espèces à dispersion végétative latérale (*e.g.* à rhizomes, stolons ou drageons) assure le maintien des horizons superficiels.

Succès d'établissement (capacités de dispersion et de colonisation)					Juillet 2017	
					Dénoyés en 2017	Dénoyés en 2015
Stratégie :	Intermédiaire	Intermédiaire (Rudérales)	Intermédiaire (Compétitrices)	Intermédiaire Compétitrices	Intermédiaire	Compétitrices
Pollinisation :	Autogamie + Anémogamie + Hydrogamie	Autogamie + Anémogamie (Hydrogamie)	Anémogamie + Autogamie (Entomogamie)	Anémogamie + Autogamie + Entomogamie	Autogamie (Anémogamie)	Anémogamie + Entomogamie + Autogamie
Dispersion :	Zoochorie + Hydrochorie	Zoochorie + Hydrochorie	Boléochorie + Zoochorie	Zoochorie + Boléochorie + Météochorie	Zoochorie + Météochores	Zoochorie + Météochorie
Type reproduction :	Végétative et sexuée	Végétative et sexuée (+ Sexuée)	Végétative et sexuée + Sexuée	Végétative et sexuée (+ Sexuée)	Végétative et sexuée + Sexuée	Végétative et sexuée
	Mars 2015	Mai 2015	Juillet 2015	Juillet 2017		
Prof. moy. racines :	<25 cm	<25 cm	25-50 cm	25-50 cm	25-50 cm	50-100 cm
Durée de vie :	Pérennes	Pérennes	Pérennes	Pérennes	Pérennes	Pérennes + Annuelles
Type biologique :	Hydrophytes	Hémicryptophytes	Hémicryptophytes	Hémicryptophytes + Chaméphytes	Hémicryptophytes	Hémicryptophytes Thérophytes
Rosette :	Hémirosette + Sans rosette	Hémirosette + Sans rosette	Sans rosette	Sans rosette	Sans rosette	Sans rosette
Persistance feuilles :	Persistantes	Persistantes	Caducifoliées + Persistantes	Caducifoliées + Persistantes	Caducifoliées	Caducifoliées
Dispersion végét. :	Locale	Locale + Latérale	Latérale	Latérale	Latérale + Sans	Latérale
Stabilisation des rives au cours du temps (résistance à l'érosion)						

Fig. 6 : Synthèse de l'évolution des traits dominants au cours de la saison en 2015, puis en 2017, et comparaison avec les réponses observées selon la date de dénoisement en 2017, à l'échelle du Pont de la République

La nature temporaire qui recolonise spontanément un site est d'importance en restauration écologique passive. Elle peut ainsi assurer quasi-immédiatement des fonctions visées dans le cadre d'un projet, comme le maintien des sédiments escompté dans le cadre du projet Sélune. Même si elle évolue rapidement ici, les taxons successeurs présentent d'autres atouts. En effet, que ce soit parmi les espèces relevées en 2015 ou celles relevées en 2017, se trouvent donc de bonnes candidates pour une restauration écologique orientée sur la protection des sédiments (Tableau 6).

Tableau 6 : Espèces les plus abondantes (abondance moyenne > 0,5) ayant des capacités de colonisation, de dispersion et de maintien des sédiments intéressantes en restauration écologique

Mars 2015						Mai 2015							Légende :
p	i	h	sv	PMG faible		p	i	h	sv	H	PMG faible	lat	
<i>Callitriche brutia</i>	x	x	x	x	x	<i>Callitriche brutia</i>	x	x	x	x		x	
						<i>Juncus acutiflorus</i>	x	x		x	x	x	x
						<i>Poa annua</i>	x	x	x		x	x	x
						<i>Myosotis cespitosa subsp. laxa</i>		x	x		x	x	x
						<i>Cardamine flexuosa</i>			x		x	x	

Juillet 2015

	p	i	sv	H	P	PMG faible	Prof rac.	lat	C
<i>Juncus acutiflorus</i>	x	x	x	x		x		x	
<i>Phalaris arundinacea</i>	x		x	x		x	x	x	x
<i>Lycopus europaeus</i>	x		x	x		x	x	x	
<i>Salix atrocinerea</i>	x				x	x	x		x

Juillet 2017

	p	i	sv	H	PMG faible	Prof rac.	lat	C
<i>Juncus effusus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Phalaris arundinacea</i>	x		x	x	x	x	x	x
<i>Urtica dioica</i>	x		x	x	x	x	x	x

Légende :
 p = pérenne ;
 i = feuilles persistantes ;
 h = hémiosettes ;
 sv = reproduction sexuée et végétative ;
 PMG faible = masse des graines faible ;
 H = hémicryptophytes ;
 lat = dispersion végétative latérale ;
 P = phanérophytes ;
 Prof rac. = système racinaire profond ;
 C = espèces compétitrices

3.2 Richesse spécifique, espèces exotiques et espèces rares : état en 2018 et évolutions par rapport à 2017

Objet d'étude : Retenue et site du Pont de la République

Echelle temporelle : 2018

Hypothèses :

- Stabilisation de la richesse par rapport à 2017, avec la poursuite de la vidange progressive
- Absence de nouvelles espèces invasives des plus problématiques de Basse-Normandie
- Persistance de communautés à dominante indigène

- Persistance de certaines populations d'espèces rares dont les habitats propices ont profité cette année encore d'un « marnage » lié à la vidange, faute de marnage hydroélectrique
- Disparition des habitats favorables aux espèces rares avec le remaniement et la déconnexion totale de la nappe, notamment, régression des populations de Limoselle aquatique, *Limosella aquatica* L., espèce strictement liée à une exondation temporaire des sédiments (Tabacchi et al., 1998).

Pour mémoire, sur la période 2015-2017, nos résultats ont montré que dans le cadre de la vidange du lac de Vezins, le reverdissement des sédiments exondés semble rapide et durable, bénéficiant d'une banque de graines conséquentes et du paysage (agricole) environnant. Le pool d'espèces colonisatrices est constitué d'espèces très majoritairement natives. La dynamique végétale pionnière observée dans cette nouvelle vallée de la Sélune se traduit par la dominance initiale d'espèces liées aux perturbations, puis, rapidement, leur remplacement par des communautés typiques de berges. Ce processus se met en place dès les premières années. Si cela s'avère positif du point de vue de la restauration écologique passive (c'est-à-dire le reverdissement spontané, en opposition à la restauration active, par exemple, le semis ou la plantation), il existe tout de même des variations locales de réponses au sein du lac – selon la position longitudinale dans la retenue, selon la présence d'une embouchure d'affluent direct ou non et selon la position latérale sur les berges – qui s'expriment sous la forme d'une mosaïque d'habitats. Cette variété de contextes, également influencée par le paysage, est à prendre en compte dans les choix de restauration écologique de la vallée. De plus, la végétation spontanée, par son expression différenciée localement, peut être un élément indicateur des conditions écologiques locales et donc fournir des éléments d'aide à la décision, par exemple pour le choix des essences si une restauration active est prévue.

3.2.1 Richesse totale aux deux échelles

Nous avons recensé 132 taxons au sein des 297 quadrats prospectés en 2018 (Fig. 7). Deux d'entre eux ont pu être déterminé au niveau du genre seulement (*Sonchus* sp. et *Carex* sp.). Comme ils étaient distincts de toutes les autres plantes inventoriées, ils ont été considérés comme des « espèces » dans les calculs de la richesse et de la diversité. Nous avons aussi relevé 1 hybride (*Betula x aurata*) et 1 sous-espèce (*Plantago major* subsp. *intermedia*), comme en 2017.

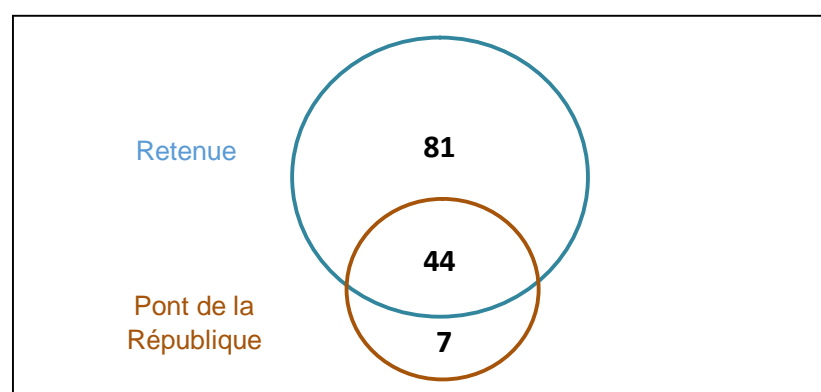


Fig. 7 : Nombre total de taxons, propres et communs, inventoriés à l'échelle de la retenue et à l'échelle du site du Pont de la République en 2018.

Parmi les 132 taxons, 125 étaient présents à l'échelle de la retenue (Fig. 7), dont 10 étaient implantés seulement aux embouchures des affluents et non pas sur les rives de la Sélune (*Carex paniculata*, *Geum urbanum*, *Glyceria plicata*, *Humulus lupulus*, *Lythrum portula*, *Plantago lanceolata*, *Rumex obtusifolius* s.str., *Scirpus sylvaticus*, *Stachys sylvatica* et *Typha latifolia*). Sur le site du Pont de la

République, 51 taxons ont été inventoriés, dont 7 non vus ailleurs sur la retenue (*Anagallis arvensis*, *Coronopus didymus*, *Epilobium hirsutum*, *Juncus tenuis*, *Matricaria discoidea*, *Parietaria officinalis* et *Veronica peregrina*), majoritairement des espèces liées aux perturbations (6/7). Leur présence peut s'expliquer par le remaniement récent du site du Pont de la République. La richesse totale relevée en 2018 est ainsi comparable à celle de 2017 (121 taxons relevés au total dont 44 sur le site du Pont de la République). Comme en 2017, *Polygonum lapathifolium* et *Juncus effusus* sont les deux espèces les plus abondantes (respectivement, abondance moyenne de 2.0 et 1.0) parmi les 18 espèces les plus fréquentes (>20 occurrences).

3.2.2 Espèces exotiques et les espèces exotiques envahissantes sur la retenue

Sur l'ensemble des 130 taxons déterminés au niveau de l'espèce lors des relevés 2018 (rives de la Sélune – hors affluents – et site du Pont de la République confondus), 10 ne sont pas natifs de Basse-Normandie, soit 7,7% (6,5 % en 2017). Il s'agit de 7 espèces exotiques envahissantes (*Impatiens glandulifera* Royle, *Buddleja davidii* Franch, *Conyza* spp., *Juncus tenuis* Willd., *Veronica peregrina* L., *Coronopus didymus* (L.) Sm. et *Matricaria discoidea* DC.) et de 3 espèces non-indigènes, l'**amaranthe blette**, *Amaranthus blitum* L., l'**oxalide d'Europe**, *Oxalis fontana* Bunge, le **paulownia**, *Paulownia tomentosa* (Thunb.) Steud. L'indigénat de la première étant estimé incertain (Bousquet et al., 2015).

La **balsamine de l'Himalaya**, *Impatiens glandulifera* Royle, est toujours la **seule invasive avérée**, statuée comme parmi « les plus problématiques de Basse-Normandie » (Waymel et al., 2016) vue sur la retenue en 2018. Elle a été revue à Féburon de Bas (un peuplement d'une dizaine de pieds en fleurs vu une fois dans la saison ; individus isolés vus à 2-3 reprises dans la saison), à Coderie (1 pied non fleuri) et à l'embouchure du Lair (1 pied en fleurs). Sachant que la balsamine est suivie et gérée par l'équipe saisonnière de la « Brigade préventive de gestion des espèces exotiques envahissantes » du Conservatoire d'espaces naturels Normandie Ouest (CEN) depuis 2015, sur demande du maître d'ouvrage, d'autres individus /populations ont été vues et arrachés en 2018. Il serait donc intéressant de constater l'évolution de l'indice de présence de la balsamine (nombre de pieds / m²) qui avait été défini comme très faible en 2017 (Chouanneau et al., 2018). Ce, d'autant plus que des remaniements ou des reprises en pente douce induisant une remise à nu du sol et un compactage important ont été effectués dans le cadre des travaux de génie civil. En effet, ces perturbations fortes (en opposition à la vidange seule, perturbation plus douce) et tardives favorisent les espèces liées aux perturbations (cf. 1.3.6.2) et potentiellement les espèces exotiques et/ou invasives. Notamment, le remaniement peut faire remonter la banque de graines de la balsamine et ainsi faciliter son implantation sur les dépôts à nu (Chouanneau et al., 2018). La surveillance et le contrôle de la dissémination de cette néophyte hydrochore, problématique dans les zones humides où elle peut former des peuplements monospécifiques denses, doivent donc se poursuivre (Waymel & Zambettakis, 2018).

Un jeune pied d'**arbre aux papillons**, *Buddleja davidii* Franch, « **invasive potentielle** », a été revu au Clos St Laurent. En revanche, l'herbe de la pampa, *Cortaderia selloana* (Schult. & Schult.f.) Asch. & Graebn., relevée à Féburon de Bas en 2017, n'a pas été revue. Le remaniement de ce site semble lui avoir été défavorable.

Ont été observées plus ou moins régulièrement, **5 « invasives à surveiller »** :

- Des **vergerettes** : les 3 espèces rencontrées en 2018, *Conyza canadensis* (L.) Cronqist, *Conyza floribunda* Kunth et *Conyza sumatrensis* (Retz.) E.Walker, n'avaient pas été distinguées lors de l'échantillonnage de 2017, mais le groupe a été rencontré fréquemment en 2017 et en 2018.

- Le **jonc fin**, *Juncus tenuis* Willd., était bien moins fréquent en 2018 qu'en 2017. Il n'a été vu que sur le site du Pont de la République.
- La **véronique voyageuse**, *Veronica peregrina* L., aux individus isolés, a été relevée uniquement sur le site du Pont de la République en 2018.
- Le **senebrière didyme**, *Coronopus didymus* (L.) Sm., n'a pas été vu en 2015 et 2017. Cette année, sa présence, faible (quelques pieds), a été constatée sur le site du Pont de la République.
- La **matricaire discoïde**, *Matricaria discoidea* DC., est apparue depuis 2018 (non échantillonnée en 2015 et 2017) de manière ponctuelle (quelques pieds) sur le site du Pont de la République.

La retenue de Vezins est donc toujours largement et densément colonisée par les espèces indigènes en 2018, y compris sur les rives remaniées constituée de sédiments provenant du fond. La présence des espèces exotiques est toujours faible en comparaison à celles des aires ripariennes en général et à celles observées dans d'autres cas de vidange (e.g. Tabacchi & Planty-Tabacchi, 2005; Orr & Stanley, 2006; Auble et al., 2007). Cependant, il existe toujours un risque d'invasion latérale et/ou longitudinale (Tabacchi et al., 1998; Prach et al., 2007; Rejmánek et al., 2013), probablement augmenté par les remaniements successifs. Les stades jeunes constituant une période critique, en comparaison aux stades initiaux et aux stades plus tardifs (Prach et al., 2007). Les travaux étant en cours, le suivi et la gestion doivent se poursuivre.

3.2.3 Espèces rares protégées ou patrimoniales sur la retenue

En 2018, il n'y a toujours aucune des espèces relevées qui dispose d'une protection nationale au regard de l'Arrêté du 20 janvier 1982 fixant la liste des espèces végétales protégées sur l'ensemble du territoire (Annexes I et II).

Les 3 espèces rares et protégées en Basse-Normandie, connues dans la retenue et revues en 2017, la **limoselle aquatique**, *Limosella aquatica* L., le **scirpe à inflorescence ovoïde**, *Eleocharis ovata* (Roth) Roem. & Schult et la **léersie faux-riz**, *Leersia orizoides* (L.) Sw., ont été revues en 2018, les deux premières étant considérées comme vulnérables, la troisième, quasi menacée (Bousquet et al., 2015). Toutefois, leur situation est contrastée. La limoselle aquatique n'a pas été vue lors des relevés à proprement parlé. Plusieurs pieds ont été aperçus au pied du pont des Biards sur les sédiments fraîchement remaniés en juillet 2018, malgré une prospection approfondie sur plusieurs sites (Pont de la République, Blutière, Barbotière, Gontrais et Esnaudières) avec Juliette Waymel du CBN de Brest, Florent Clet de la DREAL 50 et Anthony Michel de la DDTM 50. Une seule rosette a également été vue au pied du barrage de Vezins, côté lac, en octobre 2018. Les hypothèses sont : soit que la limoselle ne s'est pas exprimée cette année, ou en dehors des périodes de prospection, sa période de germination étant très fluctuante (Waymel & Zambettakis, 2018), soit qu'elle n'a pas trouvé d'habitats propices avec l'arrêt du marnage et l'assèchement du substrat (talus déconnectés de la nappe).

Au contraire, la léersie faux-riz et le scirpe à inflorescence ovoïde, se sont exprimés généreusement. De belles populations de léersie ont été vues sur 9 des 17 sites prospectés (Fontaine, Mazure, clos St Laurent, Gontrais, Rousselière, Poissonnière, Isolant, Esnaudières et Lair). Le scirpe était bien implanté sur deux stations : Clos St Laurent et Rousselière. Ces deux espèces sont moins strictement liées au marnage et se rencontrent généralement plus haut que la limoselle sur les berges (Waymel, comm. pers.), ce qui pourrait expliquer leur maintien en 2018.

Les 3 autres espèces à fort intérêt patrimonial inventoriées en 2017, le **scirpe épingle**, *Eleocharis acicularis* (L.) Roem. & Schult, la **menthe pouliot**, *Mentha pulegium* L., quasi-menacés, et l'**élatine à**

six étamines, *Elatine hexandra* (Lapierre) DC., vulnérable (Bousquet et al., 2015), n'ont pas été revues en 2018. Notons que la lathrée clandestine, *Lathraea clandestina* L., espèce protégée en Basse-Normandie et vulnérable (VU), qui avait été inventoriée en 2015 sur la rive droite, en face de l'embouchure du Vaux Roux, n'a pas été revue ni en 2017 ni en 2018 lors des relevés effectués sur les autres stations. Mais, ceux-ci ont eu lieu après sa période de floraison – de mars à mai en Basse-Normandie (Provost, 1998). C'est une plante parasite qui vit sur les racines d'arbres tels que les peupliers, les aulnes et les saules (Provost, 1998). Aussi, avec l'évolution des milieux dénoyés vers des formations arborées rivulaires, des habitats potentiels peuvent apparaître pour ce taxon.

Vu les changements de milieux induits par les travaux et la vidange, le suivi effectué par le Conservatoire Botanique National de Brest doit se poursuivre jusqu'en 2019 au moins, idéalement jusqu'à la stabilisation des conditions écologiques afin de déterminer l'état de conservation de ces espèces qui trouveront peut-être des habitats favorables localement, par exemple sur le front de marnage naturel en bas de berges ou dans des dépressions localisées (Waymel & Zambettakis, 2018).

3.3 Recrutement des ligneux : comparaisons spatialisées en 2017 et 2018

Objet d'étude : Retenue

Echelle temporelle : 2017 et 2018

Hypothèses :

- Présence de davantage d'espèces de ligneux en haut qu'en bas de berge avec l'éloignement du chenal et la proximité de la lisière arborée (Tabacchi et al., 1998 ; Auble et al., 1994, 2007).
- Etablissement plus avancé des ligneux à l'amont du lac, dénoyé plus précocement, qu'à l'aval avec les différences de conditions propres à chacun (Auble et al., 2007), comme observé en 2017 pour la composition générale (cf. rapport d'activités 2017 du projet Sérepage).
- Présence d'espèces supplémentaires de ligneux aux embouchures des affluents directs, amenées par le courant depuis l'amont du bassin versant (Tabacchi et al., 1998).
- Développement des ligneux en 2018, par rapport à 2017, avec le temps et l'avancée de successions, sur les zones déjà dénoyées auparavant (Orr & Stanley, 2006 ; Auble et al., 2007).

3.3.1 Haut et bas de berge : comparaison du recrutement en 2017 et en 2018

En 2017, 12 espèces de ligneux ont été relevées dans les quadrats à l'échelle de la retenue, soit 10% des 121 taxons recensés. Seul, 4 de ces espèces, *Alnus glutinosa*, *Salix atrocinerea*, *Salix alba*, et *Ulex europaeus*, étaient présentes en bas de berge (*i.e.* sur les sédiments nouvellement dénoyés) tandis que les 12 étaient établies en haut de berge (les 4 sus-citées + *Acer campestre*, *Betula pubescens*, *Betula x aurata*, *Buddleja davidii*, *Fraxinus excelsior*, *Lonicera periclymenum*, *Lonicera xylosteum*, *Salix x rubens* (Fig.8). Il y avait deux fois plus de ligneux en proportion en haut de berge (11,1%) qu'en bas de berge (5,1%).

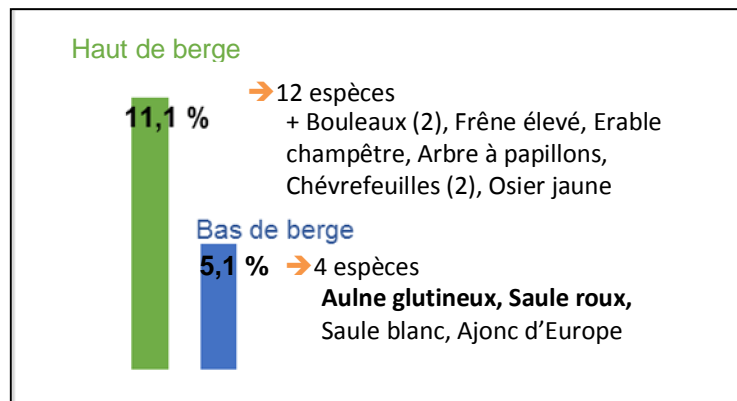


Fig. 8 : Nombre, proportion et espèces ligneuses présentes selon la position latérale des quadrats (haut ou bas de berge) à l'échelle de la retenue en 2017

En haut comme en bas de berge, l'aulne glutineux et le saule roux, arbres pionniers typiques des milieux alluviaux (Roiné & Boileau, 2017), sont dominants (abondances moyennes respectives de 0,11 et 0,06 haut et bas de berge confondus). Le nombre moyen de ligneux par quadrat est significativement plus élevé en haut de berge qu'en bas de berge ($1,16 \pm 1,26$ et $0,08 \pm 0,27$ respectivement). La diversité en ligneux est également significativement supérieure en haut de berge, bien qu'elle varie entre 0 et 1,4 (0,29 en moyenne), puisqu'elle est nulle sur les bas de berge. Il en est de même pour l'équitabilité qui oscille entre 0 et 1 (0,41 en moyenne) en haut de berge, mais qui est nulle en bas de berge.

En 2018, 12 ligneux ont également été inventoriés dans les quadrats à l'échelle de la retenue, soit 9,7% des taxons recensés. Par rapport à 2017, nous avons rencontré *Paulownia tomentosa*, *Quercus robur* et *Salix fragilis* en supplément, à la place de *Lonicera periclymenum*, *Lonicera xylosteum* et *Salix x rubens*, non revus. Le saule roux et l'aulne glutineux étaient toujours dominants et même un peu plus abondants (abondances moyennes respectives de 0,3 et 0,2). Nous ne disposons pas de la date d'exondation selon la position des quadrats en 2018 à cause des multiples baisses de niveau. Nous ne pouvons donc pas mener l'analyse différenciée haut/bas de berge pour confirmer les tendances 2017.

Potentiellement, deux facteurs peuvent expliquer le recrutement d'un plus grand nombre d'espèces en haut de berge : l'éloignement du chenal et la proximité de la lisière arborée. En effet, avec l'éloignement du lit du cours d'eau, l'humidité du substrat diminue, la pente et la distance à la nappe augmentent (Auble et al., 1994), engendrant des conditions plus propices aux ligneux des stades plus avancés des successions que l'on rencontre ici en haut de berge. La lisière arborée proche peut être une source de propagules en provenance de la lisière même ou du paysage environnant additionnelles à la banque de graines (Tabacchi et al., 1998). Les hauts de berge ont également été dénoyés bien avant les bas de berge (dès 2015), ce qui peut également justifier qu'ils se trouvent à un stade plus avancé des successions, comme l'analyse de la composition générale des communautés le suggérait également (cf. rapport Sérilage 2017), donc possèdent plus de ligneux.

3.3.2 Position Amont / Aval (au sein de la zone dénoyée) : comparaison du recrutement en 2017 et en 2018

En 2017, 12 espèces de ligneux étaient présentes à l'aval du Pont de la République (Fig. 2), contre seulement une, l'aulne glutineux, à l'amont (Fig. 9). En moyenne, la richesse en ligneux par quadrat était supérieure à l'aval ($0,72 \pm 1,1$) qu'à l'amont ($0,05 \pm 0,2$), de même que la diversité et l'équitabilité en ligneux, bien que très faibles.

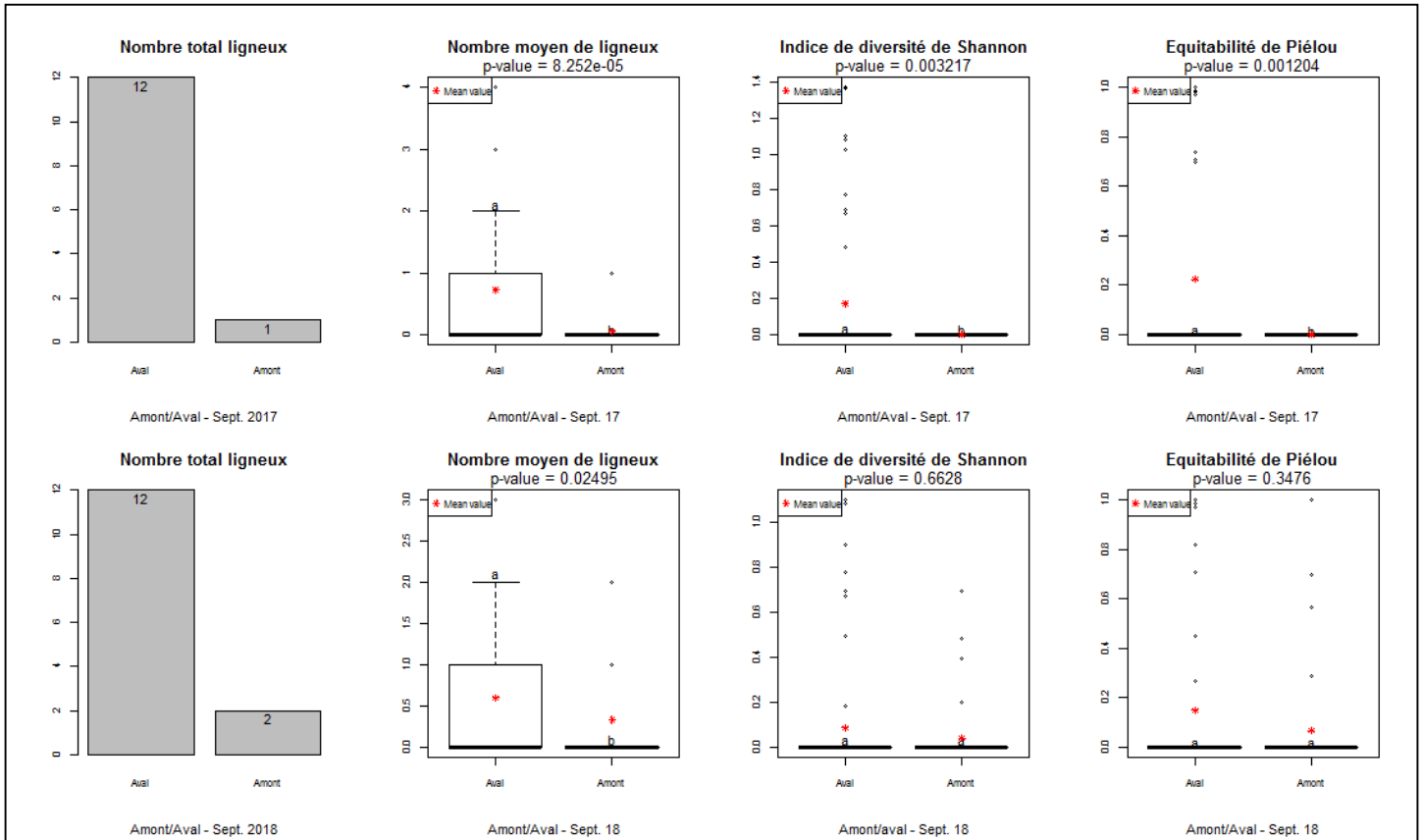


Fig. 9 : Richesses totale et moyenne, diversité et équitabilité en ligneux selon la position aval (gauche)/amont (droite) au sein de la retenue en 2017 (haut) et en 2018 (bas). La moyenne de chaque indicateur est mise en évidence en rouge

En 2018, 12 espèces de ligneux étaient présentes à l'aval, contre seulement 2 à l'amont (l'aulne glutineux et le saule roux) (Fig. 9). Il y avait en moyenne plus de ligneux à l'aval ($0,6 \pm 0,8$) qu'à l'amont ($0,3 \pm 0,7$). Par contre, la diversité et l'équitabilité en ligneux étaient semblables et très faibles.

Le faible nombre de ligneux à l'amont pourrait s'expliquer par les travaux de remaniement sédimentaire qui ont débuté par l'amont de la retenue dès 2017 et se sont poursuivis en 2018 : 4 stations sur les 5 prospectées à l'amont de la retenue ont été remaniées entre 2017 (2) et 2018 (2). Cependant, la variabilité des résultats laisse supposer une très forte variabilité des conditions de recrutement et/ou un échantillonnage insuffisant pour détecter les variations spatiales longitudinales du recrutement des ligneux entre l'amont et l'aval de la zone dénoyée.

3.3.1 Embouchures d'affluents directs et rives de la Sélune : comparaison du recrutement en 2017 et en 2018

En 2017, les 12 espèces de ligneux étaient présentes sur les rives, la moitié seulement (6) aux embouchures des affluents directs (l'aulne glutineux, le frêne élevé, le saule blanc, le saule roux, l'osier jaune et l'ajonc d'Europe) où ils avaient des abondances moyennes très faibles ($\leq 0,01$). Aucune espèce ligneuse supplémentaire n'a été rencontrée aux embouchures. Le nombre moyen de ligneux par quadrat, la diversité et l'équitabilité en ligneux n'étaient pas significativement différents entre les embouchures et les rives de la Sélune.

En 2018, alors que les 12 espèces ligneuses étaient présentes sur les rives de la Sélune, seulement 4 ont été recensées aux embouchures des affluents : l'aulne glutineux, le frêne élevé, le saule blanc et le saule roux, dont aucune supplémentaire. Leurs abondances moyennes étaient un peu plus élevées qu'en 2017, s'élevant jusqu'à un maximum de 0,3 pour le saule roux. Le nombre moyen de ligneux par quadrat, la diversité et l'équitabilité en ligneux n'étaient pas non plus significativement différents entre embouchures et rives en 2018.

L'échantillonnage réalisé ne permet donc pas non plus de statuer sur une différence ou non de la richesse et la diversité en ligneux entre rives de la Sélune et embouchures des affluents.

Pour conclure sur les ligneux, leur recrutement est bien effectif dans le lac de Vezins, immédiatement après chacune des baisses de niveau, avec tout de même des variations. Le processus est à son début puisque le milieu est jeune, d'où les abondances plutôt faibles. Ce phénomène, qui sera *a priori* plus marqué dans le futur, mérite d'être suivi. Les espèces qui s'expriment et les tendances observées sont semblables à celles constatées lors d'un suivi après restauration écologique passive de petits ruisseaux de tête de bassin-versant situés à quelques kilomètres (Forget et al., 2013). Dans la retenue, la distribution des ligneux semblerait spatialisée latéralement (davantage en haut de berge) et longitudinalement (davantage à l'aval ?), mais n'a pu être décrite précisément en l'état actuel des données récoltées. D'ailleurs, l'ampleur du phénomène de recrutement semble amoindrie au regard des résultats de l'échantillonnage 2018 et en comparaison de l'impression ressentie sur le terrain. Cette dernière allait plutôt dans le sens d'un recrutement important de plantules d'espèces ligneuses pionnières caractéristiques des berges. Leur développement local sur les berges, différent de celui des herbacées, nécessite un protocole spécifique. Celui-ci permettra des analyses robustes de prévision de la spatialisation au sein de la retenue, similaires à celles opérées jusqu'ici pour la composition générale (effets de la lisière arborée du lac, des travaux de remaniement sédimentaire, de la présence d'affluents directs de la Sélune ou encore du gradient amont-aval au sein du lac), à mettre en regard avec la distribution des herbacées. Le choix représentatif et le suivi rigoureux de ces placettes accueillant des ligneux sera crucial pour la mise en place de l'observatoire pérenne de la vallée, en lien avec la trajectoire de revégétalisation souhaitée et les suivis/projets/travaux de gestionnaire en charge du projet de renaturation de la vallée qui débute en 2019. D'autant plus que les espèces ligneuses représentent un enjeu fort, et complémentaire à celui des herbacées, quant à la stabilisation des rives de la Sélune à long terme et donc au modèle de restauration écologique (passive) à l'étude.

3.4 Influences du remaniement sur les propriétés du sol et du sol sur la réponse de la végétation

Objet d'étude : 3 sites remaniés (Blutière, Barbotière, rive droite en amont de l'ancien Pont de la République) et 3 sites non remaniés (Gontrais, Rousselière, Mazure) de l'échelle de la retenue (Fig. 2)

Echelle temporelle : Avril 2018 – relevés avec des étudiants de l'Agrocampus Ouest de Rennes (cf. 2.2).

Hypothèses :

- Le remaniement, en mélangeant les horizons et en compactant le sol et par le modelage de talus hauts déconnectés de la nappe, modifie les propriétés physico-chimiques du substrat.
- La composition des communautés est influencée par les propriétés du substrat, que ce soit entre sites non remaniés ou sur sites remaniés (Foley et al., 2017).

3.4.1 Richesse, diversité, composition : comparaison selon remaniement ou non

Au total, 75 espèces ont été recensées en avril 2018 sur l'ensemble des 6 sites, avec en moyenne près de 34 espèces par site, de 11 espèces par quadrat (Tableau 7). En comparaison aux sites remaniés, la richesse totale des sites non remaniés est supérieure, mais pas leurs nombres d'espèces moyens par site et par quadrat, ni leur diversité et leur équitabilité. Les sites non remaniés hébergent davantage d'espèces qui leurs sont propres. Ils s'enrichissent notamment en auxiliaires. Par ailleurs, les abondances moyennes des espèces les plus fréquentes varient entre sites remaniés et non remaniés. Ainsi, les sites remaniés ont une composition plus homogène dominée par *Juncus effusus*, *Callitriche* sp. et *Phalaris arundinacea* (> 10 occurrences, abondance moyenne >1), tandis que les sites non remaniés sont dominés seulement par le jonc diffus, mais présentent une composition plus équilibrée.

Tableau 7 : Richesses, diversité et équitabilité des sites remaniés, non remaniés et totales en avril 2018

	Richesse totale	Nombre d'espèces propres	Richesse moy. par site	Richesse moy. par quadrat	Diversité	Équitabilité
Sites remaniés	47	8	32,3 ±4,9	11,7 ±3,2	1,74 ±0,45	0,71 ±0,17
Sites non remaniés	67	28	35,0 ±5,3	9,7 ±4,5	1,71 ±0,77	0,74 ±0,25
Tous sites	75	/	33,7 ±4,8	10,8 ±4,0	1,73 ±0,6	0,73 ±0,2

3.4.2 Propriétés des sols : comparaison selon remaniement ou non

Les sites remaniés sont largement plus recouverts par la végétation (Tableau 8). En revanche, leur pH et leur porosité sont significativement inférieurs. La température du sol est semblable sur sites remaniés et non remaniés. Sur tous les sites, les sols rencontrés sont à dominante limoneuse (limoneux, limono-sableux, limono-argileux ou limono-sablo-argileux), profonds (en grande majorité > 1 m de profondeur, localement de 40 à 60 cm de profondeur) et hydromorphes (à l'exception de celui de la Mazure – peu hydromorphe). Leur teneur en matière organique est très variable (de >1% à 4-10%). Les sols des sites remaniés sont des fluviosols-colluviosols (sol d'apport alluvial et colluvial), tandis que ceux des sites non remaniés sont variables : Gontrais à un fluviosol également, Rousselière a un néoluviosol (sol brun lessivé) et Mazure plutôt un rankosol (sol brun organique superficiel).

Tableau 8 : Taux de sol nu, température du sol, pH et porosité moyens sur sites remaniés et non

	Sol nu	T°C sol	pH	Porosité
Sites remaniés	30,0 % ±28,2	15,0°C ±1,9	5,1 ±0,2	0,64 ±0,1
Sites non remaniés	70,0 % ±19,3	14,1°C ±1,2	5,8 ±0,4	0,84 ±0,08

Le remaniement semble influencer le pH du sol à la baisse et contribuer à la compaction du substrat. Il n'impacterait pas la température, la teneur en matières organiques, la texture ou encore la profondeur. Mais, il aurait tendance à homogénéiser les types de sol puisque les sols remaniés sont tous reconstitués de la même manière avec des sédiments fins provenant du fond du lit, alors qu'il existe des variations entre sites non remaniés, probablement dues à la microtopographie et au contexte local plus généralement.

3.4.3 Des relations sol-plantes ?

Des données manquantes et un échantillonnage insuffisant, contraint par le planning du cours de Conduite de Projet Innovant des Master 1 de l'Agrocampus Ouest, ne permettent pas de conduire des analyses plus poussées. Toutefois, il semblerait que la compaction du substrat et l'homogénéisation des types de sols, au moins, jouent sur la composition des sites remaniés. Elles pourraient notamment faire partie des facteurs qui contribuent à son homogénéisation. L'incidence potentielle du remaniement sur le pH pourrait également intervenir dans la divergence de composition. Au contraire, les conditions pédologiques des sites non remaniés, très diverses, peuvent contribuer à augmenter la richesse et la diversité globales de la retenue et participer à l'établissement d'une mosaïque d'habitats. Par ailleurs, les réponses fonctionnelles relatives au maintien des sédiments sont probablement différentes sur chaque type de sol et entre sols remaniés et non remaniés (cf. 3.5.2), de même que les potentialités d'utilisation future dans le cadre du réaménagement de la vallée. Un suivi pédologique biennal ou triennal serait pertinent dans le cadre de la mise en place d'un observatoire afin d'approfondir notre compréhension des réponses des communautés végétales et de constater l'incidence de l'arasement sur les propriétés des sols.

3.5 Influence des travaux d'ingénierie civile et de la gestion de la vidange sur la végétation

Cette dernière partie concerne les premières tendances qui se dégagent concernant les effets des travaux d'ingénierie civile sur la réponse de la végétation sur le site du Pont de la République. Dans un premier temps, nous avons analysé l'influence de la saison de la baisse de niveau en comparant les réponses de la végétation suite à une baisse automnale d'1,5 m (en automne 2014, avant le relevé de juillet 2015) avec celles suite à une baisse printanière de 2 m (en juin 2017, sur les derniers sédiments exondés avant le relevé de juillet 2017). En effet, la saison de la baisse de niveau pourrait influencer le développement initial de la végétation (*e.g.* Shafroth et al., 2002 ; Orr & Stanley, 2006). Puis, nous avons évalué l'influence du remaniement sédimentaire (après 2,5 ans de recolonisation passive) sur la réponse des communautés végétales.

3.5.1 Baisse de niveau printanière ou automnale : comparaisons taxonomiques et fonctionnelles

Objet d'étude : Site du Pont de la République

Echelle temporelle : 2015 (baisse automnale) / Quadrats 2017 dénoyés en 2017 (baisse printanière)

Hypothèses :

- Quelle que soit la saison de la baisse de niveau, le recouvrement végétal est globalement élevé, favorisé par une banque de graines viable et conséquente testée en 2015.

- Un dénoïement printanier, plus proche des cycles naturels de la région (crues hivernales, décrues printanières) favorise la richesse et la diversité et l'expression des espèces typiques de berges, davantage en phase avec les cycles de développement des espèces locales et leurs besoins pour germer (Shafroth et al., 2002).

3.5.1.1 Recouvrement : comparaison selon la saison de la baisse

Le taux de recouvrement est de 88,6% \pm 27,9 en moyenne après la baisse de niveau automnale. Il est significativement inférieur après la baisse de niveau printanière, de 51,7 % \pm 34,2 en moyenne.

Le couvert moins dense des sédiments après l'abaissement printanier pourrait être dû au très court laps de temps entre le dénoïement et le relevé 2017 (moins d'un mois contre près de 6 mois avant le relevé 2015). Il reste globalement bon et atteint près de 50% dans la moitié des quadrats (médiane de 47,5 %). Des variations micro-topographiques locales retardant le reverdissement initial pourraient également contribuer à la variabilité observée dans les deux cas.

3.5.1.2 Richesses et diversités taxonomiques : comparaison selon la saison de la baisse

La richesse moyenne et la diversité sont significativement supérieures suite au dénoïement printanier (respectivement, 8,0 \pm 3,5 espèces et diversité de 1,57 \pm 0,57 en moyenne, contre 5,3 \pm 3,2 espèces et diversité de 1,08 \pm 0,52 en moyenne après un dénoïement automnal) (Fig.10-A). L'équitabilité, d'environ 0,75, est similaire quelle que soit la saison de la baisse de niveau.

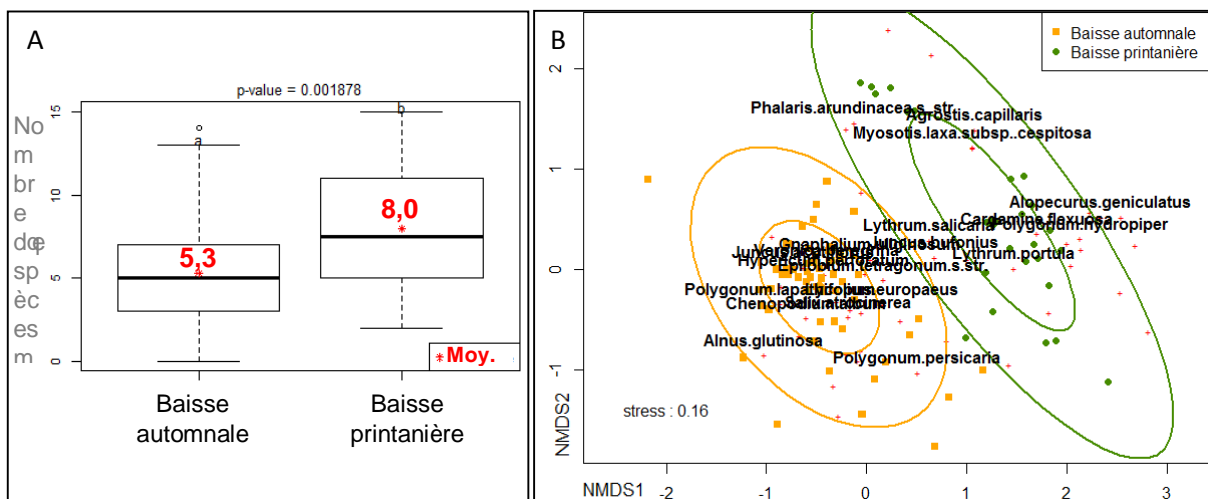


Fig. 10 : (A) Nombre moyen d'espèces par quadrat selon la saison de la baisse de niveau (automnale – relevés 2015 – ou printanière – relevés 2017 sur quadrats dénoyés en 2017) à l'échelle du pont de la République ; (B) Ordination NMDS montrant la divergence de la composition selon la saison de la baisse de niveau

Le dénoïement printanier pourrait davantage mimer les cycles naturels crues/décrues et donc être en phase avec le cycle de développement des espèces locales et leurs besoins pour germer (Shafroth et al., 2002), permettant à un plus grand nombre d'espèces de s'exprimer. Par ailleurs, le fait que les sédiments exondés en 2017 (baisse printanière) étaient situés davantage au cœur du lac et donc en permanence sous l'eau, alors que les sédiments exondés en 2015 étaient en marges du lac et pouvaient être exondés temporairement, a pu contribuer à sélectionner les espèces selon leur capacité à survivre dans la banque de graines immergée durant des années.

3.5.1.3 Composition : comparaison selon la saison de la baisse

Quelle que soit la saison de la baisse de niveau, les groupes écologiques sont répartis similairement : co-dominance initiale des espèces liées aux perturbations (35-40%) et des espèces de zones humides (35-40%). Les espèces forestières et les espèces prairiales ont le même poids dans les deux cas (environ 10% des espèces). En revanche, il existe une certaine divergence des espèces qui

s'expriment (Fig. 10-B), notamment parmi les auxiliaires (<10 occurrences) et dans les abondances moyennes des plus fréquentes (>10 occurrences). Suite à la baisse automnale, ce sont *Juncus acutiflorus* et *Polygonum lapathifolium* qui dominent parmi les plus fréquentes (abondances moyennes >1, respectivement de 3,59 et 2,05), tandis qu'après la baisse printanière, *Phalaris arundinacea* est la seule espèce ayant une abondance moyenne supérieure à 1 (de 1,1). Les abondances moyennes des autres espèces les plus fréquentes sont plus équilibrées entre elles et celles des espèces de zones humides les plus fréquentes sont plus élevées après le dénoisement printanier qu'après le dénoisement automnal. L'aulne glutineux et le saule roux sont plus abondants après le dénoisement automnal.

Quelle que soit la saison de la baisse de niveau, les communautés sont composées d'espèces qui peuvent participer au maintien des berges (par exemple, le jonc à fleurs aiguës suite au dénoisement automnal, la baldingère suite au dénoisement printanier). Cependant, le dénoisement printanier semble favoriser le développement d'une communauté plus équilibrée d'espèces majoritairement de zones humides tandis que le dénoisement automnal semble favoriser le développement d'une communauté plus homogène dominée par le jonc à feuille aiguë et la renouée à feuille de patience, mais aussi, le développement de ligneux pionniers. L'expression plus marquée des ligneux suite au dénoisement automnal pourrait être due au laps de temps plus important qui s'est écoulé avant le relevé, leur laissant plus de temps pour s'implanter ou leur offrant la possibilité d'une stratification hivernale dans la banque de graines. Une autre hypothèse est que l'expression des espèces compétitrices de zones humides, moins prononcée après le dénoisement automnal, pourrait leur être favorable (moins de compétition). Le dénoisement printanier pourrait sélectionner les espèces de zones humides en ce qu'il s'apparente à une décrue printanière « naturelle » créant des conditions plus proches de leurs besoins pour germer et se développer qu'une crue automnale (Shafroth et al., 2002).

3.5.1.4 Diversité fonctionnelle et traits : comparaisons selon la saison de la baisse

La richesse fonctionnelle et la régularité fonctionnelle sont supérieures suite à une baisse printanière (en moyenne $0,54 \pm 0,22$ et $0,66 \pm 0,22$ respectivement, contre $0,45 \pm 0,20$ et $0,59 \pm 0,16$ suite à une baisse automnale). La dispersion fonctionnelle est similaire quelle que soit la saison de la baisse de niveau ($0,17 \pm 0,05$ après baisse printanière et $0,16 \pm 0,05$ après baisse automnale). La divergence fonctionnelle est supérieure suite à une baisse automnale ($0,87 \pm 0,08$ contre $0,73 \pm 0,15$ en moyenne). Dans les deux cas, l'espace fonctionnel relatif aux capacités de dispersion, colonisation et stabilisation est occupé de manière intermédiaire et régulière. Mais, suite au dénoisement printanier, il est un peu plus occupé et un peu plus régulièrement. La complémentarité entre les traits est faible et proche dans les deux cas. En revanche, la différenciation de la niche, élevée dans les deux cas, l'est encore davantage suite à la baisse automnale.

Indépendamment de la saison de la baisse de niveau, la réponse en termes de traits est similaire pour la majorité des modalités : dominance des espèces à stratégie intermédiaire ; espèces à graines de faible masse ; co-dominance des espèces à 1 et des espèces à 2 types de dispersion ; co-dominance des espèces à reproduction uniquement sexuée et des espèces à reproduction sexuée et végétative ; profondeur moyenne d'enracinement de 25-50 cm avec bonne complémentarité entre espèces ; espèces à floraison estivale ; dominance des espèces sans rosette ; dominance des espèces à feuillage vert en été ; dominance des espèces à dispersion latérale suivies par les espèces ne pratiquant pas la dispersion végétative. Cependant, quelques variations existent dans l'expression et la dominance de certains traits selon la date d'exondation. Elles engendrent des répercussions différentes du point de vue de la restauration écologique (Tableau 9).

Tableau 9 : Atouts propres selon la saison de la baisse de niveau en fonction des traits dominants et implication pour la restauration écologique

Atouts baisse automnale	Implications restauration écologique	Atouts baisse printanière	Implications restauration écologique
Davantage d'espèces pérennes	Protection permanente aérienne et souterraine, y compris en hiver	Dominance des espèces ayant 2 types de pollinisation	Davantage de chances de colonisation et dispersion
Dominance des hémicryptophytes	Protection permanente aérienne et souterraine, y compris en hiver	Quasi que des espèces dispersées sur de longues distances	Davantage de chances de colonisation et dispersion
Davantage d'espèces à feuillage persistant	Protection permanente aérienne, y compris en hiver	Présence d'espèces à hémirosette	Protection renforcée du substrat

Les espèces ayant plusieurs types de pollinisation (2 ou 3) dominant suite à une baisse printanière (66%) tandis que les espèces n'ayant qu'un seul type de pollinisation sont dominantes suite à une baisse automnale (59%). Suite à une baisse printanière, les espèces zoochores dominent, suivies par les espèces météochores, les deux catégories ayant un poids significativement plus important que suite à une baisse automnale, alors que les espèces zoochores et les espèces boléochores co-dominent suite à une baisse automnale. Les espèces annuelles co-dominent avec les pérennes dans les deux cas, avec tout de même davantage d'annuelles suite à une baisse printanière, davantage de pérennes suite à une baisse automnale. Les thérophytes co-dominent avec les hémicryptophytes suite à la baisse de niveau printanière, mais, les espèces hémicryptophytes dominent suite à la baisse automnale. Il y a significativement plus de chaméphytes suite à la baisse printanière, bien qu'elles restent minoritaires. Les géophytes sont présentes dans des proportions similaires dans les deux cas. Les espèces à hémirosette ont également un poids plus important suite à une baisse printanière. Les espèces à feuillage persistant sont quasi-absentes suite à une baisse printanière alors qu'elles représentent environ 1/3 du poids des espèces suite à une baisse printanière.

Ces variations, que l'on pourrait résumer en la dominance d'espèces pérennes et persistantes suite à une baisse automnale, pourraient être dues au laps de temps plus long qui s'est écoulé entre la baisse de niveau automnale et le relevé, soit au stade plus avancé de la recolonisation. Toutefois, nos résultats vont bien dans le sens d'une différenciation de l'expression de certains traits dominants selon la saison de la baisse de niveau. La saison de la baisse de niveau influence donc bien la réponse de la végétation, aussi bien taxonomiquement que fonctionnellement parlant.

3.5.2 Remaniement / Baisse de niveau : comparaisons taxonomiques et fonctionnelles

Objet d'étude : Site du Pont de la République

Echelle temporelle : 2015 (suite à la baisse automnale 2014)/ 2017 dénoyés en 2015 (2,5 ans après la baisse) – 2018 (suite au remaniement automnal 2017)

Hypothèse : Les méthodes de gestion sédimentaire conditionne la réponse des communautés par la perturbation forte qu'ils représentent (retournement et mélange des horizons de sol, compactage important, déconnection de la nappe) (Foley et al., 2017).

Le site du Pont de la République, remanié en 2018 après 3 ans de suivi, représentait une opportunité de mesurer la réponse des communautés à un remaniement automnal en comparaison à leur réponse à une baisse de niveau automnale ainsi qu'à leur évolution 2,5 ans après. Avec l'avancée des travaux, les analyses pourraient s'étendre à d'autres sites et aux casiers subaquatiques.

3.5.2.1 Recouvrement : comparaison entre remaniement et baisse

Suite au remaniement automnal, le couvert est dense. Il atteint 93,33% \pm 17,9 en moyenne, taux comparable à celui observé suite à la baisse de niveau automnale (88,6% \pm 27,9), qui était devenu total et homogène 2,5 ans après (100,0% \pm 0).

Le remaniement sédimentaire ne semble pas affecter le taux de reverdissement, aussi dense et rapide qu'après la baisse de niveau, malgré le compactage et le mélange des horizons qu'il induit. Du point de vue de la recolonisation stricte, le remaniement ne semble donc pas aller à l'encontre d'une restauration écologique spontanée orientée sur la limitation de l'érosion.

3.5.2.2 Richesses et diversités taxonomiques : comparaison entre remaniement et baisse

Suite à la baisse de niveau, 39 espèces ont été dénombrées à l'échelle du Pont de la République en 2015, puis 22 en 2017. Suite au remaniement, 51 espèces ont été inventoriées en 2018. La richesse moyenne est similaire l'année suivant la baisse de niveau, en 2015 (5,3 \pm 3,2), à celle l'année suivant le remaniement, en 2018 (6,0 \pm 3,4). En revanche, elle était inférieure et moins variable 2,5 ans après la baisse, en 2017 (3,3 \pm 1,7). La diversité est similaire immédiatement après la baisse de niveau (1,1 \pm 0,5) et après le remaniement (0,9 \pm 0,6). Elle était également devenue inférieure 2,5 ans après la baisse de niveau (0,6 \pm 0,4). L'équitabilité était moins élevée après le remaniement (0,5 \pm 0,2) qu'après la baisse de niveau (0,7 \pm 0,2), mais similaire, à celle observée 2,5 ans après la baisse (0,5 \pm 0,3).

Les communautés sont en moyennes aussi riches et aussi diversifiées après le remaniement qu'après la baisse de niveau. La théorie des perturbations intermédiaires pourrait expliquer l'enrichissement en espèces (nombre total) suite au remaniement. Toutefois, certaines espèces semblent favorisées par le remaniement (équitabilité inférieure), probablement sélectionnées par la perturbation. Deux ans et demi après la baisse de niveau, la fermeture du milieu et la compétition conduisent à l'homogénéisation des communautés, en lien avec les successions écologiques habituellement observées.

3.5.2.3 Composition : comparaison entre remaniement et baisse

La comparaison du nombre d'espèces partagées par paire montre une certaine divergence de composition : seule 10 espèces sont communes aux trois cas, entre 3 et 13 espèces partagées par paire. Les espèces propres sont moins nombreuses 2,5 ans après la baisse de niveau (Fig.11-A). Sur les 25 espèces les plus fréquentes (>10 occurrences), 9 sont présentes quel que soit le cas et 8 sont présentes à la fois suite à la baisse et à la fois suite au remaniement (Fig. 11-B).

Certaines des espèces les plus fréquentes sont propres aux communautés rencontrées suite à la baisse de niveau (*Chenopodium album*, *Hypericum perforatum* et *Juncus acutiflorus*) ou suite au remaniement (*Agrostis stolonifera*, *Conyza floribunda*, *Epilobium hirsutum* et *Myosoton aquaticum*). *Juncus acutiflorus* et *Polygonum lapathifolium* dominant (> 10 occurrences et abondance moyenne > à 1) après la baisse de niveau, *Juncus effusus* et *Polygonum lapathifolium* après le remaniement, alors que le dernier avait régressé 2,5 ans après la baisse. Les abondances moyennes de certaines espèces des plus fréquentes varient fortement entre le remaniement et la baisse de niveau. Deux ans après la baisse, la communauté est dominée par *Juncus effusus*, *Phalaris arundinacea* et *Urtica dioica*, quasi-exclusives (les seulement 7 autres espèces des plus fréquentes ont des abondances moyennes \leq 0,2).

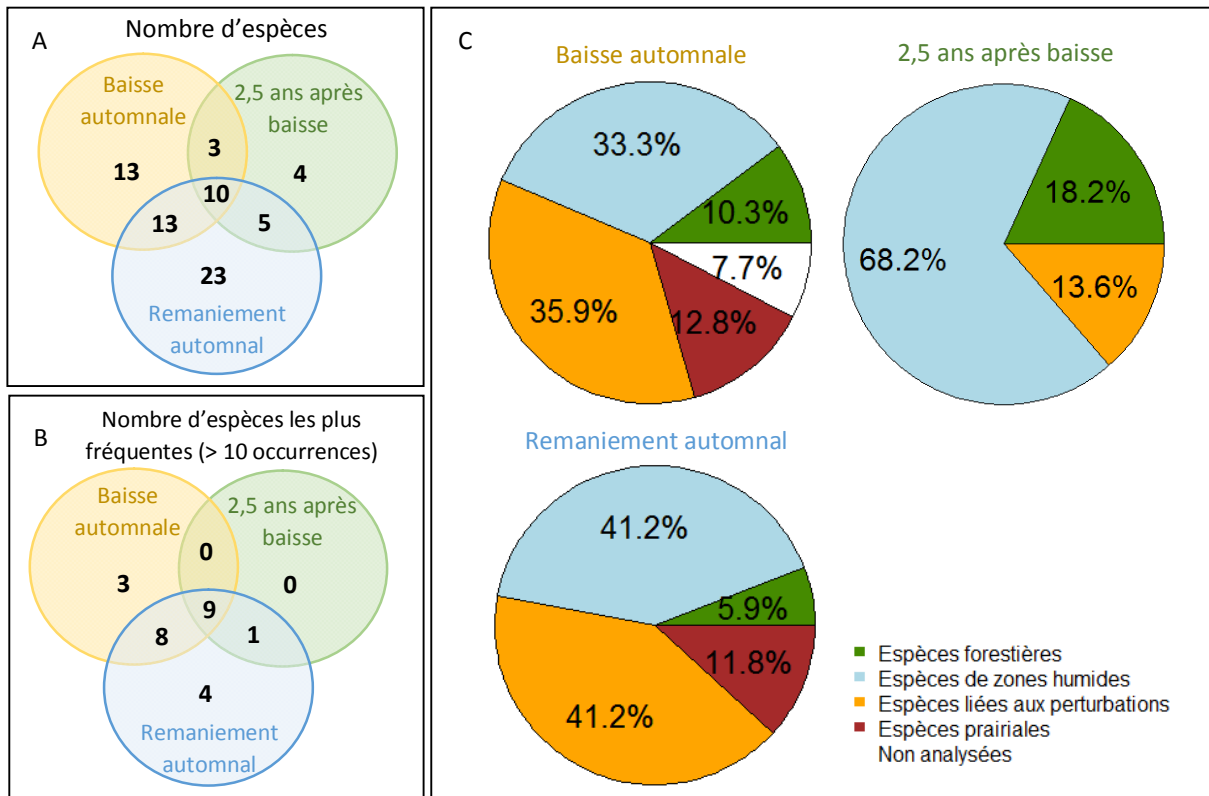


Fig. 11 : (A) Nombre d'espèces (non)-partagées entre modalités (baisse de niveau automnale – relevés 2015, 2,5 ans après la baisse de niveau – relevés 2017 sur sédiments dénoyés en 2015 et remaniement automnal – relevés 2018) ; (B) Nombre d'espèces les plus fréquentes, soit de plus de 10 occurrences, (non)-partagées entre modalités ; (C) Proportion d'espèces par groupe écologique (forestières, de zones humides, liées aux perturbations, prairiales) par modalité

En termes de groupes écologiques, les espèces liées aux perturbations et les espèces de zones humides co-dominent suite à la baisse de niveau et suite au remaniement, après lequel les espèces forestières sont par contre moins présentes (Fig. 11-C). Deux ans et demi après la baisse, les espèces de zones humides s'étaient fortement développées au détriment des espèces liées aux perturbations qui avaient régressées et des espèces prairiales qui avaient disparues. La proportion d'espèces forestières s'était aussi quelque peu accrue. L'ordination NMDS révèle des tendances semblables.

La différenciation des espèces, de leurs abondances et globalement du poids relatif des groupes écologiques entre la baisse de niveau et le remaniement traduit une influence de ce dernier sur la réponse des communautés. Suite au remaniement, les communautés semblent intermédiaires, composées d'espèces qui s'étaient établies suite à la baisse de niveau et d'autres présentes 2,5 ans après. Le passé récent du site pourrait en être une explication. Ainsi, avec l'exondation débutée 2,5 ans auparavant, les espèces qui se sont établies successivement et sont venues au terme de leur cycle ont pu enrichir la banque de graines des sédiments juste avant le remaniement.

Le remaniement a impacté négativement les espèces forestières par rapport à la baisse de niveau. Deux ans et demi après la baisse de niveau, les communautés, composées de très peu d'espèces propres et de peu d'espèces fréquentes, s'étaient homogénéisées et avaient évolué vers des communautés de berges. Le remaniement peut donc être vu comme un retour en arrière, à un état sensible. En effet, la perturbation forte accompagnée de la remise à nu du substrat, que chaque remaniement ou reprise en pente douce induit, réouvre la porte aux espèces liées aux perturbations,

notamment aux renouées indigènes, et potentiellement aux espèces exotiques voire invasives, au détriment des communautés typiques de zones rivulaires et des forestières se développaient déjà 2,5 ans après la baisse de niveau. Il n'est pas certain que des communautés de berges similaires se redéveloppent après le remaniement à cause du mélange des horizons, du talutage et du compactage, ni que le processus se déroule aussi rapidement (en l'espace de 2,5 ans). Par ailleurs, le remaniement pourrait avoir un impact sur la germination des ligneux, ceux-ci n'ayant pas forcément eu le temps de renouveler le stock grainer du sol avant le remaniement, leur banque de graines ayant pu être enfouie trop profondément ou leurs besoins en matière de germination et développement n'étant pas forcément retrouvés suite au remaniement.

3.5.2.4 Diversité fonctionnelle et traits : comparaison entre remaniement et baisse

La richesse fonctionnelle était similaire après la baisse de niveau et après le remaniement ($\sim 0,43$), mais, significativement inférieure 2,5 ans après la baisse ($0,11 \pm 0,10$). La dispersion fonctionnelle, toujours faible, est la plus élevée suite à la baisse de niveau ($0,15 \pm 0,05$), intermédiaire suite au remaniement ($0,09 \pm 0,05$) et la plus faible 2,5 ans après la baisse de niveau ($0,04 \pm 0,04$). La divergence fonctionnelle est similaire suite à la baisse de niveau et suite au remaniement ($\sim 0,82$), mais inférieure 2,5 ans après la baisse de niveau ($0,60 \pm 0,20$). La régularité fonctionnelle est similaire pour les trois modalités ($\sim 0,60$).

Le remaniement ne semble impacter ni l'occupation de l'espace fonctionnel relatif aux capacités de dispersion, colonisation et stabilisation, ni la régularité de répartition des traits dans cet espace, ni la différenciation des espèces. En revanche, il amoindrirait la complémentarité fonctionnelle entre espèces, déjà faible. Une perte globale de diversité fonctionnelle existe 2,5 ans après la baisse, probablement liée à l'homogénéisation des communautés.

Du point de vue des traits, il existe peu de similitudes de réponses entre les trois modalités. La masse moyenne des graines est toujours faible, bien qu'un peu plus élevée suite au remaniement (1,2 g en moyenne). Les espèces zoochores dominant, seules ou accompagnées ; les espèces à 1 et celles à 2 types de dispersion co-dominant ; les espèces sans rosette sont quasiment exclusives ; et les espèces caducifoliées sont majoritaires par rapport aux espèces pérennes. En revanche, les disparités sont nombreuses. Les espèces rudérales dominant après la baisse de niveau, les espèces compétitrices 2,5 ans après. Suite au remaniement, les deux types se côtoient. Les espèces à un seul type de pollinisation sont majoritaires suite à la baisse de niveau (59%), aussi nombreuses que celles à 2 ou 3 types de dispersion 2,5 ans après (50%), celles à deux ou 3 vecteurs de dispersion prennent le dessus après le remaniement (66%). Suite à la baisse de niveau et 2,5 ans après, ce sont les anémogames qui dominant suivies par les entomogames et les autogames. Après le remaniement, ce sont les espèces autogames qui prennent le dessus, suivies de près par les entomogames. Après la baisse et après le remaniement, les espèces à reproduction sexuée sont un peu plus prégnantes que les espèces aux deux types de reproduction, tandis que 2,5 ans après la baisse, les secondes sont quasi exclusives. La profondeur moyenne du système racinaire est similaire 2,5 ans après la baisse et suite au remaniement et plus élevée (moy. 50-100 cm) que suite à la baisse de niveau (moy. 25-50 cm). Après la baisse de niveau, les espèces pérennes sont majoritaires par rapport aux annuelles. C'est l'inverse après le remaniement. Deux ans et demi après la baisse de niveau, il n'y a plus que des espèces pérennes. De même, les hémicryptophytes sont plus nombreuses que les thérophytes suite à la baisse de niveau et inversement suite au remaniement. Les hémicryptophytes sont largement majoritaires 2,5 ans après la baisse, mais des chaméphytes et des géophytes sont aussi apparues. Suite à la baisse de niveau, les espèces à dispersion végétative latérale sont majoritaires par rapport aux espèces ne pratiquant pas la dispersion végétative, et inversement suite au remaniement. Les premières deviennent quasi-exclusives 2,5 ans après la baisse.

Tableau 10 : Comparaison des avantages de chacun des traitements (réponse immédiate suite à la baisse de niveau, évolution 2,5 ans après la baisse de niveau, réponse immédiate suite au remaniement) sur la réponse fonctionnelle des communautés en termes de traits pour chacune des deux problématiques (succès d'établissement et stabilisation des rives)

	Baisse de niveau	2,5 ans après la baisse	Remaniement
Avantages propres sur le succès d'établissement au cours de la saison		-Dominance des espèces compétitrices -Quasi que des espèces à reproduction végétative et sexuée	-Majorité d'espèces à 2 ou 3 types de pollinisation
Avantages propres sur la stabilisation des rives	-Complémentarité des profondeurs des systèmes racinaires entre espèces -Plus d'espèces pérennes et d'hémicryptophytes -Plus d'espèces à dispersion végétative latérale	-Systèmes racinaires profonds -Espèces pérennes exclusives -Quasi-exclusivité d'hémicryptophytes -Exclusivité des espèces à dispersion végétative latérale	-Systèmes racinaires profonds

En 2018, le sol a pu bénéficier de l'enrichissement de la banque de graines depuis 3 années (début de la vidange), qui a probablement affecté les différentes réponses (ex. présence d'espèces compétitrices immédiatement après le remaniement). En ce qui concerne le succès d'établissement, des espèces aptes à la colonisation et à la dispersion sont présentes dans les trois cas. Elles ont des graines légères, se dispersent sur de longues distances et pratiquent la reproduction végétative, en plus de la reproduction sexuée. L'impact du remaniement est surtout marqué vis-à-vis de la problématique du maintien des sédiments (Tableau 10). Ainsi, le remaniement favoriserait les espèces annuelles, les thérophytes et les espèces ne pratiquant pas la dispersion végétative sur les espèces pérennes, les hémicryptophytes et les espèces à la dispersion végétative latérale, à l'inverse de la baisse de niveau. En revanche, les espèces à systèmes racinaires plus profonds s'implanteraient plus facilement suite au remaniement, le compactage du sol et la hauteur des talus pouvant obliger les espèces à s'ancrer plus en profondeur pour lutter contre la dessiccation. Du point de vue fonctionnel du maintien des sédiments, comme du point de vue de la composition (cf. 3.5.2.3), le remaniement apparaît comme un retour en arrière. En effet, certaines fonctions qui étaient bien assurées 2,5 ans après la baisse de niveau ne le sont plus, ou moins. Ainsi, avec le remaniement, ont régressé les espèces compétitrices, les vivaces, les hémicryptophytes et les espèces à dispersion végétative latérale au profit des rudérales, des annuelles, des thérophytes, et d'espèces à reproduction uniquement sexuée. Par exemple, *Polygonum lapathifolium*, en recrudescence après le remaniement, n'assure pas la fixation des rives. Même si d'autres espèces qui se maintiennent (jonc diffus, baldingère) ou se développent (épilobe à quatre angle) ont un bon potentiel pour le maintien des sédiments, elles ne sont comparativement pas assez abondantes pour assurer les mêmes rôles avec la même ampleur.

4. Conclusions : Des pistes vers une aide à la décision

Les données 2018 ont permis d'accéder aux dernières berges réapparues et à de nouveaux dépôts terrestres remaniés afin de comparer leur stade pionnier aux tendances précédemment observées. Les dernières analyses révèlent des conclusions d'ordre méthodologique et des pistes d'aide à la décision pour la restauration écologique de la vallée de la Sélune.

D'un point de vue méthodologique :

- Complémentarité des deux échelles d'échantillonnage (retenue et site) ;
- Efficacité relative des indicateurs de diversité fonctionnelle dans une étude générale ;
- Pertinence de l'étude spécifique de traits relatifs aux capacités de dispersion, colonisation et stabilisation pour souligner les potentialités de restauration écologique spontanée ;
- Nécessité d'un protocole spécifique pour le suivi des ligneux (distribution locale sur les berges différente de celle des herbacées et accentuation du phénomène de recrutement en 2018) ;
- Pertinence d'un suivi pédologique pour approfondir la compréhension de l'influence du type de sol sur la réponse des communautés.

Du point de vue du modèle de restauration écologique passive (spontanée) :

- Bonnes capacités de dispersion et colonisation des espèces colonisatrices présentes dès les premiers mois (avec processus différents selon exondation printanière ou automnale) ;
- Accroissement, dès les premières années, du potentiel de maintien des berges, qui existe initialement, avec l'évolution vers des communautés typiques de berges observée en 2017 ;
- Maintien, en 2018, de la richesse des communautés toujours à dominante d'espèces natives ;
- Situation mitigée des espèces rares protégées ou patrimoniales de la retenue, liées à une exondation temporaire, avec l'avancée des travaux en 2018 ;
- Accentuation du recrutement des ligneux représentant un enjeu fort quant à la stabilisation des rives à long terme, leurs rôles étant complémentaires à ceux des plantes herbacées ;
- Influence de la saison de la baisse de niveau et du remaniement sur la composition des communautés et leurs rôles dans la fixation des berges, mais pas sur le recouvrement ;
- Retour de l'écosystème rivulaire à un état 0 sensible, voire perte des atouts de la première phase de recolonisation passive après chaque remaniement qui constitue une perturbation forte et tardive modifiant et homogénéisant également les propriétés des sols.

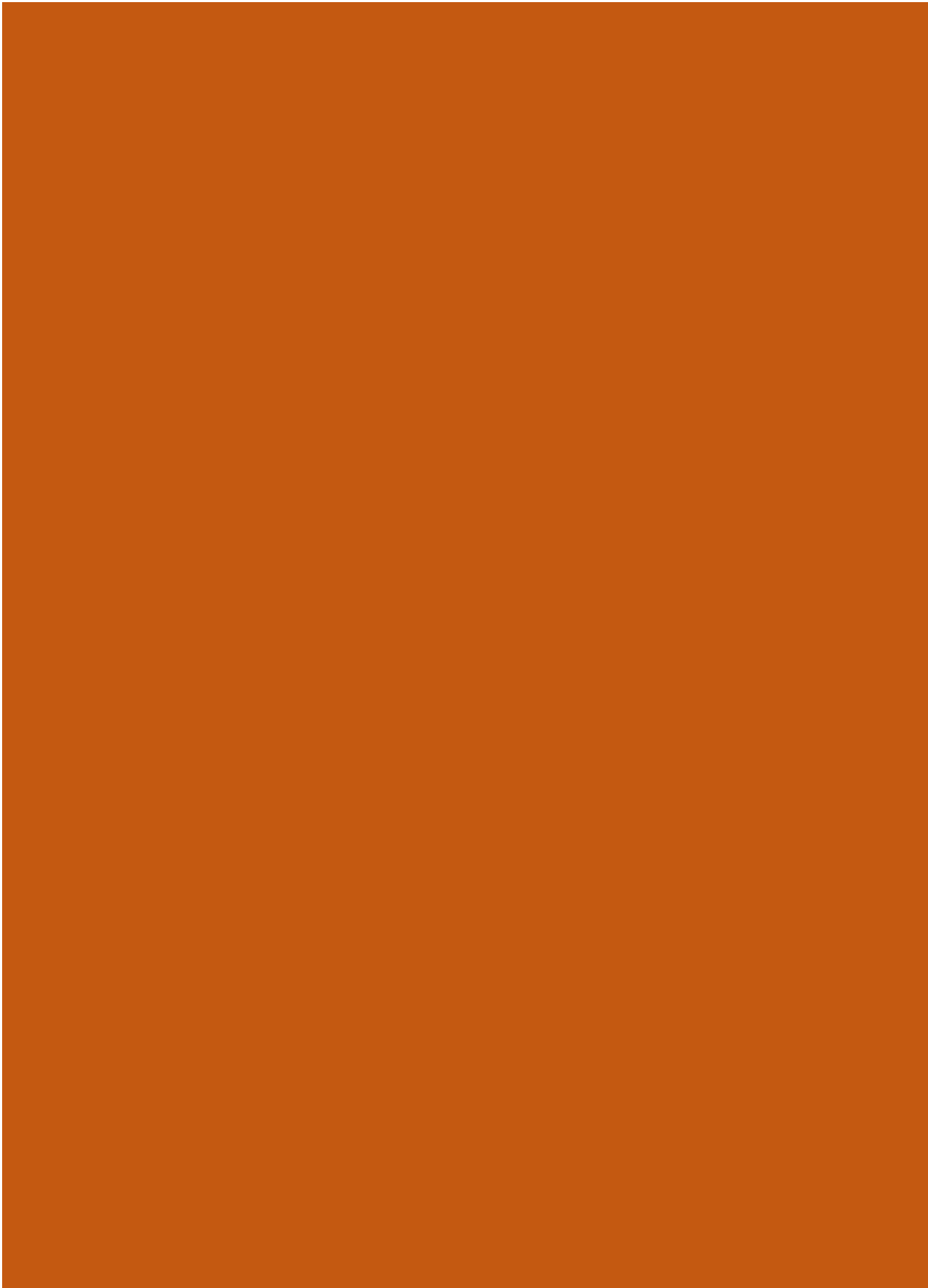
Au regard de la rapidité et de l'organisation du processus de recolonisation au sein de la retenue, nos résultats suggèrent donc une opportunité de restauration écologique passive des nouvelles berges du fleuve Sélune. Cependant, les contrastes forts existants au sein de la retenue sont à prendre en compte. En reliant les observations de recolonisation végétale à des paramètres environnementaux, tels que la topographie, la pente, la granulométrie ou encore l'hydrologie, nous pourrions hiérarchiser les enjeux de restauration écologique de la Sélune et de sa vallée exondée.

L'année 2019 sera la période finale de l'état initial *ante*-arasement, aboutissement de la première phase du projet, et la 5^{ème} année depuis les premiers suivis de la dynamique végétale spontanée de l'ancien lac de Vezins. De nouvelles opérations de génie civil seront à prendre en compte. Notamment, le re-remplissage du lac opéré à la fin de l'année 2018 jusqu'à la cote 54,7 m NGF impactera l'étude de l'évolution des communautés de l'aval de la zone dénoyée.

In fine, un observatoire écologique de l'ancien lac de Vezins pourra être pérennisé pour le monitoring après arasement (2020 à 20..). La méthodologie de suivi de végétation spontanée *ante*-arasement servira de méthodologie innovante et pourra inspirer d'autres projets de même type tout comme, quasi immédiatement, la gestion de la vidange de la retenue de La Roche-Qui-Boit avant son arasement prévu en 2021.

Différentes composantes de cette étude, tirées de l'ensemble des résultats 2015-2018, ont fait l'objet de communications orales en 2018 : à la 9^{ème} édition des journées-ateliers REVER et aux colloques internationaux I.S. Rivers 2018, SER Europe 2018 et SFécologie 2018. Enfin, ces résultats ont été présentés lors des journées de restitution 2018 i) à des gestionnaires de l'eau, des milieux et des territoires locaux, ii) à des agriculteurs. Un article tiré de la thèse de Marianne Laslier, soutenue en septembre 2018, a également été publié dans Water, un autre soumis.

Volet 2. Suivi des changements dans les interactions entre zone riparienne, paysages et systèmes agricoles des fonds de vallée aux versants.



Volet 2 / Tâche 1 – Evolution des systèmes agricoles des zones ripariennes aux paysages de versant

*Rédaction : Lily Castay & Claudine Thenail, UMR BAGAP.
Projet d'ingénierie de Lily Castay (avril 2017 – décembre 2018).*

1. Objectifs de l'étude et protocole d'acquisition des données

1.1 Objectifs de l'étude et hypothèses

Les systèmes agricoles constituent une composante clé dans les enjeux de gestion intégrée des petites vallées du massif armoricain (Germaine, 2009), et ce, à deux échelles au moins. D'une part, à l'échelle de la vallée dans son ensemble, incluant le fond de vallée, les versants et les hauts de versants, les dynamiques à différents pas de temps des systèmes agricoles contribuent fortement à l'évolution des mosaïques paysagères et des dynamiques environnementales sous-jacentes (Zermeno-Rodriguez *et al.*, dans ce même rapport scientifique; (Baudry and Thenail, 2004; Reulier, 2016). D'autre part, les fonds de vallée, à l'interface entre milieu aquatique et terrestre, sont le lieu d'interactions voire de tensions spécifiques entre usages agricoles et fonctions environnementales (Bernez *et al.*, 2005; Thenail and Baudry, 2005; Houet *et al.*, 2008). En retour les agriculteurs peuvent voir dans les caractéristiques particulières et changeantes des parcelles et mosaïques paysagères de vallée, des conditions particulières et changeantes dans l'exercice de leurs activités (Germaine, 2009; Reulier, 2016) qui vont affecter leurs décisions. On peut imaginer que les projets à l'œuvre de réaménagement du corridor rivulaire de la Sélune, voire plus largement de la vallée de la Sélune peuvent faire partie de façon directe ou indirecte des changements de contexte pris en compte par les agriculteurs pour décider de changements de rôles et usages de ces parcelles de vallée. Dans ce cadre, l'objectif de cette étude est d'effectuer un état des lieux et de poser les bases d'un suivi à long terme de l'évolution des usages, critères d'usage et rôles des parcelles de vallée - en particulier des fonds de vallée - dans les exploitations agricoles contributrices des mosaïques paysagères des vallées de la Sélune. Ce travail vise à produire des connaissances mobilisables pour discuter des enjeux de durabilité des pratiques agricoles et de gestion intégrée de la vallée de la Sélune.

Dans l'étude présentée ici, nous mettons l'accent sur la conception et la mise en place d'une démarche reproductible pour produire une caractérisation dynamiques des usages, critères d'usage et rôles des parcelles de vallée dans les exploitations contributrices des mosaïques paysagères de la vallée de la Sélune.

Deux ensembles de questions méthodologiques sont traités. D'une part, cette caractérisation doit pouvoir être mise en relation, en amont, avec les facteurs moteurs locaux des décisions des agriculteurs et, en aval, avec les dynamiques des mosaïques paysagères et environnementales de la vallée. Pour cela, il a été choisi de s'appuyer sur le dispositif de sites-paysages de 1Km² du projet Sérilage tout en abordant les exploitations dans leur totalité: nous sommes passés pour cela par un échantillonnage des exploitations qui utilisent au moins une parcelle sur l'un des sites. D'autre part, il existe un certain nombre de méthodes pour caractériser et comprendre les usages, critères d'usage et rôles des parcelles dans les exploitations, ainsi que leurs évolutions et les évolutions des systèmes d'exploitation plus largement, notamment pour des zones à enjeux (par exemple (Thenail and Baudry, 2005; Mottet *et al.*, 2006; Marie, 2009; Thenail *et al.*, 2009a; Choisis *et al.*, 2010; Ryschawy *et al.*, 2013; van Tilbeurgh *et al.*, 2013): il s'agit ici de s'en inspirer pour proposer une méthode simplifiée mais pertinente et robuste pour la zone étudiée; cette méthode s'ancre sur une comparaison entre parcelles de fond de vallée et hors fonds de vallée dans les exploitations.

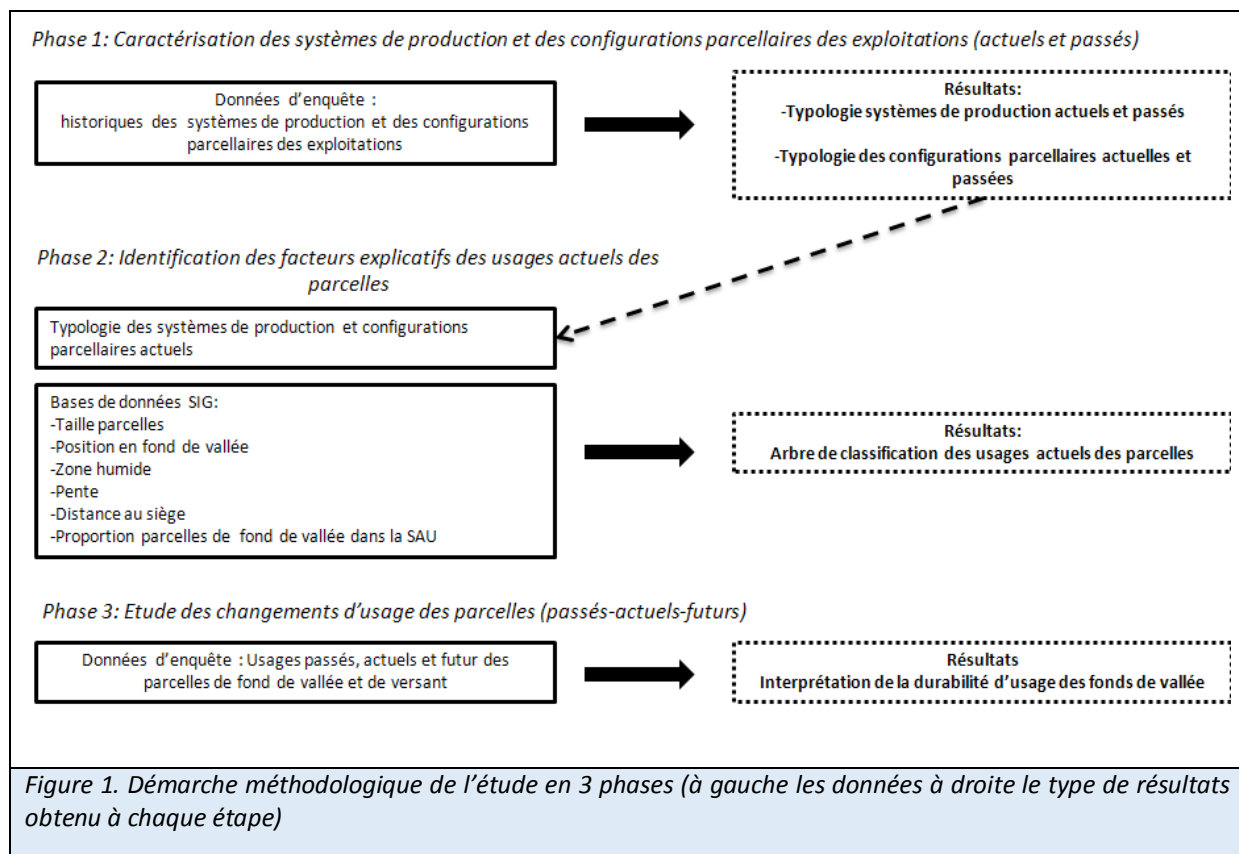
En termes de connaissances des dynamiques à l'œuvre, nous faisons ici deux hypothèses :

- 1) Dans un contexte actuel où l'augmentation en taille mais aussi la dispersion voire le remorcellement des territoires d'exploitations sur de longues distances est un processus prédominant, la localisation relative des parcelles de fond de vallée au sein de ces parcellaires est un facteur explicatif majeur de leurs usages, d'autant que, par définition, leur accès direct est restreint par rapport à celui d'autres parcelles.
- 2) Il existe une tendance à la spécialisation des usages des parcelles de fonds de vallée vers des cultures annuelles (intensification dans les parcelles aux conditions les plus « favorables ») et/ou vers des friches (abandon progressif des parcelles « contraignantes »). C'est par ailleurs la grille de lecture que nous mobiliserons pour discuter de la durabilité des usages agricoles de ces parcelles de fond de vallée au regard des autres parcelles des exploitations.

1.2 Collecte et analyse des données

1.2.1 Démarche générale de l'étude

La figure 1 ci-dessous résume notre démarche d'étude des exploitations agricoles, en 3 phases.



Dans un premier temps nous procédons à la caractérisation des systèmes de production et des configurations parcellaires dans les exploitations au moment de l'enquête (état actuel) et par le passé (depuis l'installation du chef d'exploitation actuel) afin d'aboutir à une typologie pour chacun de ces thèmes. Ces typologies constituent un résultat en soit, mais sont aussi testées, dans la seconde phase de l'étude, comme variables potentiellement explicatives de l'usage actuel des parcelles. Des variables relatives au caractéristiques contextuelles de la parcelle sont également

testées (pente, distance au siège d'exploitation, etc.). Nous nous appuyons sur ces résultats pour tester l'hypothèse 1 relative à l'importance du parcellaire dans le choix des usages des parcelles de fond de vallée. Dans une troisième et dernière étape, nous procédons à l'étude des changements d'usages des parcelles depuis l'installation et jusqu'à un futur proche. Ceci nous permet de tester l'hypothèse 2 relative à la spécialisation des usages des parcelles de fond de vallée (friches et cultures annuelles). La mise en regard des résultats sur les évolutions des exploitations et des résultats sur les facteurs explicatifs de l'usage des parcelles apporte des éléments pour interpréter les changements d'usage des parcelles de fond de vallée, et discuter de la durabilité de ces usages.

1.2.2 Méthode d'acquisition des données

Echantillonnage des exploitations à partir des sites-paysages, et interactions avec les agriculteurs dans le cadre de l'étude

Dans cette étude test, notre échantillon se compose de 21 exploitations enquêtées en 2018. Les chefs de ces exploitations avaient déjà été interrogés en 2017 sur leurs pratiques agricoles au niveau de parcelles et de bordures de champs étudiées du point de vue de la flore spontanée, afin de pouvoir mettre en relation pratiques agricoles et biodiversité dans le projet Sérilage (voir rapport scientifique sur l'année 2017). En 2017, ces agriculteurs avaient été également brièvement interrogés sur les caractéristiques générales de leurs exploitations. Au total, en 2017, 24 agriculteurs avaient été interrogés (dont 22 exploitants agricoles, un retraité agricole et un autre professionnel). Il nous est apparu pertinent de poursuivre le travail avec les agriculteurs engagés dans cette première partie d'étude pour discuter de la durabilité de leurs pratiques, également de leur contribution aux mosaïques agricoles des sites-paysage (voir Zermeno-Rodriguez *et al*, dans ce même rapport). De plus, nous avons des éléments sur la diversité de leurs parcellaires et systèmes de production, au regard de la diversité locale représentée dans les statistiques agricoles, ce qui nous permettait de discuter de l'échantillonnage des exploitations vis-à-vis de ces critères (discussion *a posteriori* dans cette étude test). Enfin, bien sûr, un critère important a été l'acceptation des agriculteurs d'être à nouveau interrogés. La préservation de l'anonymat des données a été de mise. A noter également que pour une telle étude de montage et test de méthode, nous n'avons pas proposé aux agriculteurs un engagement personnel dans un suivi à long terme, ce qui aurait été prématuré. En revanche, des documents leurs ont été envoyés pour les informer, et un séminaire a été organisé en 2018, pour les informer et débattre avec eux des résultats de cette étude en lien avec l'ensemble des autres études du projet Sérilage.

Méthode d'enquête

L'entretien semi-directif se déroule en deux étapes. Premièrement, il s'agit d'une description de l'historique de l'exploitation depuis l'installation du chef d'exploitation enquêté afin d'identifier les changements importants qui sont intervenus sur la Surface Agricole Utile (SAU) et au niveau de l'assolement, du cheptel et de la main d'œuvre. Deuxièmement, nous nous intéressons aux usages actuels, passés ou futurs des parcelles, en nous appuyant sur la représentation du parcellaire de l'exploitation issue du Registre Parcellaire graphique (RPG) revue et corrigée par l'agriculteur.

Données issues des bases de données spatialisées (SIG)

Nous utilisons les données topographiques issues du Modèle Numérique de Terrain (MNT) à partir des bases de données de l'Institut National de l'information Géographique et forestière (IGN) pour renseigner les taux de pente des parcelles. Concernant la position des parcelles en "zone humide potentielle", nous utilisons des données issues de l'UMR SAS de l'INRA, disponibles sur la plateforme

Géobretagne. Le RPG en 2014, et la prospection que nous avons faite cette même année pour identifier les sièges des exploitations disposant d'une parcelle au moins dans un site-paysage, nous ont permis de collecter des informations sur la taille des parcelles, leur distance à l'exploitation agricole mais aussi tous les aspects relatifs au parcellaire (nombre d'îlots, taille des îlots). Ces données ont été validées auprès de l'agriculteur pendant l'enquête. Ici nous définissons de façon restrictive mais systématique les parcelles de fond de vallée comme étant les parcelles bordant les cours d'eau signalés par une ligne continue ou discontinue sur les cartes de l'IGN au 25 millième.

1.2.3 Méthode d'analyse des données

Phase 1 : Caractérisation des trajectoires d'évolution des systèmes de production et des configurations parcellaires des exploitations

Nous faisons le choix de décrire l'exploitation agricole dans son entier selon deux aspects, le système de production et la configuration parcellaire (Thenail and Baudry, 2004; Latruffe and Piet, 2014). Nous avons converti les variables quantitatives relatives au système de production en ordres de grandeur sous la forme de variables catégorielles, car elles se basent sur l'estimation des agriculteurs concernant l'historique de leurs systèmes de production. Ce n'est pas le cas pour les variables quantitatives décrivant la configuration parcellaire car elles sont issues des bases de données RPG et ont pu être mesurées uniformément sur l'ensemble de l'échantillon: nous conservons leur valeur quantitative telle quelle. Les systèmes de production sont décrits par neuf variables catégorielles (Tableau 1) qui décrivent la composition de la main d'œuvre de l'exploitation, le statut juridique, le cheptel et l'assolement de l'exploitation. Les configurations parcellaires sont décrites par neuf variables quantitatives (Tableau 1) qui décrivent la taille de l'exploitation (SAU), le morcellement du parcellaire (nombre d'îlots, taille des îlots) et la dispersion du parcellaire (distance des îlots au siège d'exploitation).

Nous effectuons des analyses multivariées sur des « évènements-exploitation » où un individu est l'état de l'exploitation X à la date Y, ce qui nous permet de représenter dans le même plan factoriel les écarts entre états successifs d'une même exploitation agricole et les écarts entre exploitations agricoles. Concernant les variables descriptives des systèmes de production, nous avons mis en œuvre une analyse des correspondances multiples qui permet de manipuler des variables catégorielles de diverses origines. Concernant les variables descriptives des configurations parcellaires, nous avons mis en œuvre une analyse des composantes principales qui permet de manipuler des variables quantitatives. Ces analyses sont suivies de Classifications Ascendantes Hiérarchiques (CAH). Nous obtenons ainsi deux typologies "d'évènements-exploitation" qui nous servent à décrire les évolutions des exploitations en termes de système de production et de configuration parcellaire. Le package R « FactomineR » a été utilisé à ces fins.

Tableau 1 : Variables utilisées dans la description du système de production et de la configuration parcellaire

<i>Variables décrivant le système de production</i>		Modalités (variable qualitative)
Nombre d'UTA familiaux (UTAf)		[0]UTAf ; [0,5 ;1]UTAf ;]1 ;2]UTAf ;]2 ;4]UTAf
Nombre d'UTA salariés (UTAA)		[0]UTAA ;]0 ;1]UTAA ; [1]UTAA ;]1 ;4]UTAA
Statut juridique		GAEC, EARL, EA_Indiv, Autre
Nombre de vaches laitières (VL)		[0]VL ;]0 ;40]VL ; [40 ;60]VL ; [60 ;80]VL
Nombre de bovins viande (BV)		[0]BV ;]0 ;10]BV ;]10 ;30]BV ;]30 ;150]BV
Présence d'autres animaux (granivores, équins)		0autA, equides, porcins, volailles
Part des grandes cultures dans la SAU (GC)		[0]GC ;]0 ;0,25]GC ;]0,25 ; 0,5]GC ;]0,5 ;1]GC
Part des cultures fourragères dans la SAU (CF)		[0 ;0,25]CF ;]0,25 ; 0,5]CF
Part des prairies dans la SAU (SH)		[0 ;0,25]SH ;]0,25 ; 0,5]SH ;]0,5 ;1]SH
<i>Variables décrivant les configurations parcellaires</i>		Unités (variable quantitative)
SAU de l'exploitation		Ha
Nombres d'ilots dans l'exploitation		Aucune
% d'ilots qui se situent à moins ou a de 500m du siège		Aucune
% d'ilots qui se situent à 500m et 1 km du siège		Aucune
% d'ilots qui se situent entre 1km et 3 km du siège		Aucune
% d'ilots qui se situent à plus de 3 km du siège		Aucune
% d'ilots dont la taille est inférieure ou égale à 2ha		Aucune
% d'ilots dont la taille est comprise entre 2 et 5ha		Aucune
% d'ilots dont la taille est strictement supérieure à 5 ha		Aucune

Phase 2 : Identification des facteurs explicatifs des usages actuels des parcelles

Afin d'uniformiser le niveau de précision sur l'utilisation des parcelles de notre échantillon, selon une logique agronomique simple qui puisse être mise en relation avec les analyses écologiques et de dynamiques des paysages, nous avons défini six usages : la prairie permanente, la prairie de longue durée (implantée au moins pour une durée de 5 ans), la succession de prairie temporaire (implantée 3-4 ans) et cultures annuelles, la succession de cultures annuelles (avec le maïs et le blé tendre comme cultures les plus répandues dans notre échantillon), le verger pâturé (usage traditionnel anciennement très répandu dans la région) et enfin la friche.

Pour choisir les variables à conserver dans nos analyses comme facteurs potentiellement explicatifs des usages des parcelles nous nous appuyons sur les références d'études mentionnées en introduction qui ont nourri nos hypothèses de travail sur le poids relatif des configurations parcellaires, des systèmes de production et des caractéristiques des terres dans les choix des agriculteurs. Egalement nous sélectionnons des variables mesurables uniformément sur l'ensemble de l'échantillon d'exploitations et de parcelles. Notre choix s'arrête sur sept variables de description de l'état de l'exploitation au moment de l'enquête, comme facteurs potentiellement explicatifs (Tab. 2): elles décrivent les caractéristiques physiques de la parcelle (taille, position en zone humide,

penne), la position de la parcelle dans le parcellaire (distance euclidienne au siège d'exploitation), ainsi que les caractéristiques de l'exploitation (le système de production, la configuration parcellaire et la part de la SAU en fond de vallée).

Tableau 2. Description des variables mobilisées dans l'analyse par arbre de classification des facteurs d'usages des parcelles dans et hors fonds de vallée. Variable à expliquer: les usages des parcelles. Variables potentiellement explicatives (1 à 7): caractéristiques des exploitations et des parcelles.

Variables	Intitulés	Modalités de la variable
Variable à expliquer : UTI_Pa	Usage du sol	<ul style="list-style-type: none"> - PP (prairie permanente) - PT_LD (prairie temporaire de longue durée) - rotation_cult (rotation de cultures annuelles) - rotation_PT : (rotation qui alterne prairies temporaires et cultures) - verger (prés-vergers) - friche
Variable explicative 1 :SyPro_EA	Système de production de l'exploitation agricole (EA)	<ul style="list-style-type: none"> - 1. spéVL_syst-herbager (EA spécialisées en bovin lait, basées sur systèmes herbagers) - 2.EA_polyélevage_syst-fourr (EA diversifiées en poly-élevage) - 3.EA_polycult_polyélevage (EA laitières intensives ou granivores, tournées vers grandes cultures) - 4.EA_porcine (EA en production porcine avec beaucoup de grandes cultures) - 5.équins (EA équine) - 6. LEPA (Lycée professionnel agricole)
Variable explicative 2 :Config_EA	Configuration du parcellaire de l'exploitation	<ul style="list-style-type: none"> - 1.EA_petites_peu-frag (petites EA, peu fragmentées et dispersées variablement) - 2.EA_petites_petits-ilots (petites EA, peu fragmentées et peu dispersées, petits ilots) - 3.grandes-EA_peu-disp (grandes EA fragmentées et peu dispersées) - 4.grandes-EA_disp (grandes EA avec parcellaire fragmenté et dispersé)
Variable explicative 3 :DIST_Pa	Distance de la parcelle au siège de l'EA	<ul style="list-style-type: none"> - inf_500m (parcelle à moins de 500m du SEA) - 500m-1km (parcelle à plus de 500m et moins d'1km du SEA) - 1-3km (parcelle à plus de 1km et moins d'3km du SEA) - sup_3km (parcelle à plus de 3km du SEA)
Variable explicative 4 :SURF_Pa	Taille de la parcelle	<ul style="list-style-type: none"> - inf_1ha (parcelle de moins d'un ha) -]1-2]ha (parcelle de plus d'1 ha et de moins de 2 ha) - sup_2ha (parcelle de plus de 2 ha)
Variable explicative 5 :ZH_Pa	Position de la parcelle en zone humide	<ul style="list-style-type: none"> - ZH (situation en zone humide potentielle) - 0 (situation hors zone humide potentielle)
Variable explicative 6 :PENT_Pa	Pente de la parcelle	<ul style="list-style-type: none"> - [0-1]% (pente comprise entre 0 et 1%) -]1-3]% (pente comprise entre 1 et 3%) -]1-3] %+]3-5]% (% pente hétérogène dans la parcelle) -]3-5]% (pente comprise entre 3 et 5%) - >5% (pente supérieure à 5%)
Variable explicative 7 :SFDV_Pa	Proportion de la SAU de l'EA en fond de vallée	<ul style="list-style-type: none"> - variable quantitative en (%)

Nous utilisons la **méthode de l'arbre de classification** qui permet 1) d'évaluer la hiérarchie des liens entre variables potentiellement explicatives et usages des parcelles à expliquer, et 2) d'effectuer un seuillage pour catégoriser ces liens, c'est à dire pour catégoriser ces règles statistiques d'allocation des usages aux parcelles. L'arbre de classification permet de représenter statistiquement les règles d'allocation des usages en fond de vallée, c'est à dire les tendances les plus fortes dans les choix d'allocation pour l'ensemble des agriculteurs et des situations de parcelles (Thenail and Baudry, 2004, 2005). Dans cette étude, nous n'avons pas considéré l'arbre de classification comme un

modèle prédictif mais nous avons plutôt cherché à interpréter les configurations de situations (de facteurs) qui faisaient émerger une variabilité des usages. Cette méthode d'analyse a été précédemment utilisée dans d'autres études pour catégoriser les systèmes de production selon différents critères hiérarchisés, après analyse multifactorielle et classification préalables pour simplifier de façon pertinente et automatique le nombre de critères entrant dans l'arbre (Chopin *et al.*, 2015). Cependant dans l'étude mentionnée, il s'agissait d'un arbre de régression basé sur des données quantitatives seulement (données d'assolement en pourcentage de la SAU), tandis qu'il s'agit pour nous d'un arbre de classification basé sur des données catégorielles, avec pour variable à expliquer non pas le type de système de production mais les usages des parcelles. Nous utilisons le package R « rpart » qui utilise l'algorithme CART pour générer un arbre de classification. Nous choisissons la méthode « information gain » qui se base sur la réduction « d'incertitude » lorsqu'on passe au nœud suivant (ou la différence entre l'entropie du « nœud parent » et les entropies des « nœuds enfants » : $G(\text{attrib})=H(\text{parent})-H(\text{attrib})$). Elle permet d'isoler les modalités avec de faibles fréquences en comparaison avec l'indice de « Gini » (Therneau and Atkinson, 2018). Est ensuite calculée l'importance de la variable. Celle-ci se mesure en sommant les qualités des « nœuds » dans laquelle la variable apparaît comme la meilleure ou comme variable de substitution. Plus une variable apparaît comme un bon critère de séparation des branches plus elle a d'importance (Therneau and Atkinson, 2018). Cette valeur d'importance exprimée en pourcentage nous permet de comparer l'ordre d'importance des facteurs explicatifs entre les parcelles de fond de vallée et hors fond de vallée. D'autre part, la visualisation de l'arbre aide à l'interprétation des relations entre les facteurs explicatifs et les usages qu'ils conditionnent.

Phase 3 : Etude des changements d'usage des parcelles

On peut notamment identifier deux grands types de méthodes pour étudier les changements d'usage des parcelles, qui présentent chacune des atouts et des inconvénients au regard de nos objectifs dans la présente étude. Le premier type de méthode consiste à estimer par télédétection l'état de l'occupation du sol à différentes dates et inférer les usages et changements d'usage par analyse diachronique de ces données: cette méthode est présentée dans ce même rapport scientifique pour étudier les dynamiques des mosaïques paysagères (Zermeno-Rodriguez *et al.*, ce rapport). Elle présente l'avantage de produire une information sur une zone donnée de façon systématique à partir des mêmes références temporelles. Cependant par construction, cette méthode seule ne permet pas de prendre en compte dans les typologies, la définition des changements d'usage par les agriculteurs. A l'inverse, le second type de méthode correspond à la caractérisation par enquête auprès des agriculteurs, des trajectoires d'usage des parcelles et des systèmes agricoles: ces méthodes permettent bien de faire émerger l'évolution des logiques de décision des agriculteurs (Mottet *et al.*, 2006; Thenail *et al.*, 2009a; van Tilbeurgh *et al.*, 2013). Les difficultés rencontrées dans la mise en œuvre de ce second type de méthode sont liées i) à la complexité et la singularité des trajectoires des parcelles et systèmes d'exploitation qui rendent difficile une comparaison systématique des parcelles dans et entre exploitations, et ii) au manque de fiabilité des informations sur ce qui a été fait ou sur ce qui sera fait si cela concerne des temps trop lointains pour les personnes.

Pour la présente étude nous nous plaçons dans le cadre du second type d'approche puisque nous souhaitons mettre l'accent sur les logiques des agriculteurs à l'œuvre dans les changements d'usage des parcelles de fonds de vallée, mais opérons deux types de simplifications par rapport aux études de référence. D'une part, comme mentionné précédemment, nous faisons le choix pour l'analyse, d'une typologie simple des usages des parcelles, comparable à celle construite à partir de la télédétection dans l'étude des dynamiques paysagères: l'objectif est de pouvoir discuter des changements d'usages estimés systématiquement au niveau des sites, à partir des connaissances, mêmes partielles spatialement, des changements d'usages tels qu'exprimés par les agriculteurs (voir

chapitre Zermeno-Rodriguez *et al*, ce même rapport). D'autre part, nous souhaitons faciliter l'enregistrement auprès des agriculteurs des usages dans le temps, et représenter des trajectoires traitables de la même façon dans les analyses entre parcelles dans et entre exploitations agricoles. Pour cela nous avons choisi de structurer *a priori* l'enregistrement des usages des parcelles sur quatre séquences (représentées en figure 2) à partir des postulats suivants: 1) un changement de gestionnaire d'une parcelle est un moment clé de changement d'usage (et qui reste en mémoire), 2) hormis cet évènement fort de reprise de parcelle, la mémoire est fiable pour des changements sur 10 années passées au maximum, enfin 3) un changement d'usage futur sera plus probablement mis en œuvre s'il s'agit d'un futur proche (dans les 10 années à venir au plus tard) plutôt qu'un futur lointain (Fig. 2).

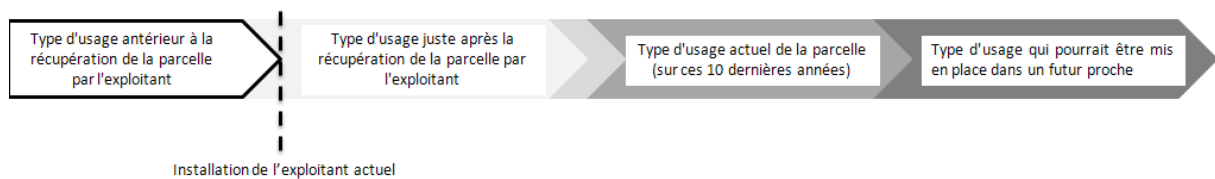


Figure 2 : Les différentes séquences temporelles d'examen des types d'usage afin d'en étudier la durabilité

Avec ce découpage séquentiel, nous examinons les évolutions au travers des différences d'usages des parcelles entre deux moments à chaque fois: i) différences entre usage de la parcelle juste après et juste avant acquisition, ii) différence entre usage actuel et usage juste après acquisition, avec précision des éventuels changements sur la période des dix années avant l'enquête (repérage de changements récents), et iii) différence entre usage futur projeté et usage actuel. *A priori*, ce même découpage temporel peut être reconduit dans le futur: les informations pourront être "mises bout à bout", séquences après séquences pour représenter à mesure les trajectoires de façon à ce qu'elles puissent être discutées avec les acteurs locaux, en premier lieu les agriculteurs (y compris au plan méthodologique).

Dans la présente étude, pour interpréter ces changements d'usages nous croisons ces données avec celles des évolutions systémiques des exploitations (issues de la phase 1 de la démarche d'analyse). Les changements intervenant dans les parcelles de fond de vallée sont mis en regard avec les changements intervenant hors fond de vallée.

2. Résultats

2.1 Typologies et évolutions des systèmes de productions et des configurations parcellaires des exploitations agricoles

2.1.1 Les types de systèmes de production des exploitations agricoles

Les exploitations se différencient principalement par 1) le nombre d'Unités de Travail Annuel (UTA) salariées; 2) la part de prairie de la Surface Agricole Utile (SAU); 3) le nombre de vaches laitières. Suite à la classification, 4 types ont été déterminés:

- ✓ SyPro_EA1 : Exploitations spécialisées en vaches laitières sur systèmes herbagés
- ✓ SyPro_EA2 : Exploitations en polyélevage sur système fourrager
- ✓ SyPro_EA3 : Exploitations en polycultures/polyélevage
- ✓ SyPro_EA4 : Exploitations porcines

Ces types sont classés par ordre croissant d'UTA salariés et décroissant de proportion de prairies dans la SAU. Ainsi le type SyPro_EA1 ne dispose d'aucune main d'œuvre salariée et présente une forte proportion de prairies tandis que le type SyPro_EA4 dispose d'un nombre important d'UTA

salariés et présente une faible proportion de prairies, au bénéfice des cultures de vente. Deux types supplémentaires ont été identifiés hors-analyse du fait de leurs caractéristiques exceptionnelles, il s'agit du Type SyPro_EA5 "élevage équin avec une forte proportion de prairies" et du Type SyPro_EA6 "exploitation à double caractère pédagogique et de production" (il s'agit de la ferme d'un établissement d'enseignement agricole).

2.1.2 Les types de configurations parcellaires des exploitations agricoles

Les parcellaires des exploitations se différencient principalement par 1) leur dispersion estimée par la proportion d'îlots situés à plus de 3 km du siège d'exploitation, et 2) leur morcellement estimé par le nombre d'îlots et par la proportion d'îlots inférieurs à 2 ha dans l'exploitation. Suite à la classification, 4 types ont été déterminés :

- ✓ Config_EA1 : Petites exploitations peu morcelées
- ✓ Config_EA2 : Petites exploitations morcelées
- ✓ Config_EA3 : Grandes exploitations morcelées peu dispersées
- ✓ Config_EA4 : Grandes exploitations, morcelées et dispersées

Les types Config_EA1 et Config_EA2 se caractérisent par de petites SAU pour notre échantillon (de 16 ha à 60 ha). Bien que les exploitations des types Config_EA1 et Config_EA2 présentent un nombre comparable d'îlots (de 1 à 15), les exploitations de type Config_EA2 ont des îlots de plus petites taille et donc un parcellaire relativement plus morcelé (54% d'îlots de moins de 2 ha en moyenne par EA) que les exploitations de type Config_EA1 (14% d'îlots de moins de 2 ha). Les types Config_EA3 et Config_EA4 correspondent à des parcellaires de plus grande taille (de 50 à 118 ha) moyennement à fortement morcelés (de 8 à 25 îlots). Les parcellaires de type Config_EA4 sont plus dispersés (41% d'îlots situés à plus de 3 km du siège en moyenne par exploitation) que les parcellaires de type Config_EA3 (9% d'îlots situés à plus de 3 km du siège d'EA).

2.1.3 Les évolutions des systèmes d'exploitation depuis l'installation des agriculteurs interrogés

Rappelons que les analyses multi-variées ont été effectuées non pas à partir des seules variables caractéristiques actuelles des exploitations agricoles, mais à partir des données associant une exploitation et un évènement de changement dans ses caractéristiques ("exploitation-évènement"). Cette méthode permet de construire une typologie de systèmes d'exploitations relative à ces différentes configurations de système de production et de parcellaire dans le temps, et donc d'examiner les passages d'un type à l'autre pour une même exploitation, dans ce référentiel. Cette analyse concerne 18 exploitations sur 21 (les trois restantes étant très particulières et ne pouvant être comparées: ferme d'établissement d'enseignement agricole et exploitations équines).

• **Evolution des systèmes de production**

Sur les 18 exploitations analysées, 39% ont évolué du type SyPro_EA2 vers le type SyPro_EA3 qui correspond à une augmentation de la main-d'œuvre, de la production animale (mise en place d'ateliers granivores, augmentation du cheptel laitier et viande), ainsi que de la part des cultures de vente dans la SAU (au détriment de la prairie). A noter que la « mise en place » des systèmes de production de type SyPro_EA3 est récente (après 2008). C'est une évolution que nous qualifierons d'intensification du système de production. Les autres exploitations peuvent être qualifiées de "statiques", avec pour certaines quelques nuances, soit en termes de consolidation du système de production, soit en terme d'extensification (il s'agit alors d'agriculteurs avant retraite).

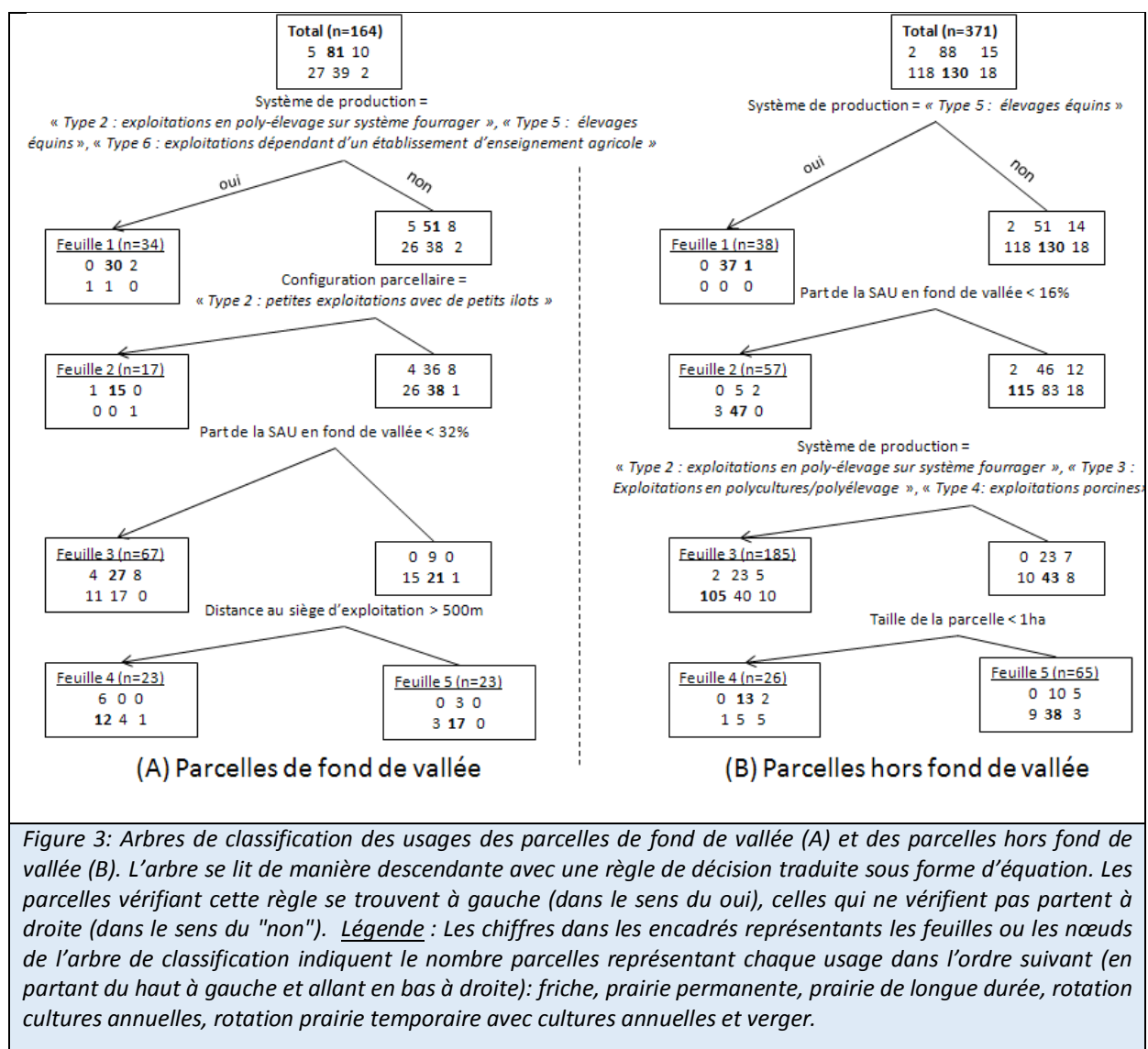
• **Evolution des parcellaires des exploitations**

- Un quart des exploitations agricoles (24%) ont évolué dans leur type de configuration parcellaire. Les trajectoires individuelles sont assez différentes mais elles ont un point

commun: les parcellaires des exploitations qui ont évolué "débutent" tous en type Config_EA2 (petites exploitations morcelées) et s'agrandissent en se morcelant, et en se dispersant tantôt modérément (passage au type ConfigEA3), tantôt plus fortement (passage au type Config_EA4). La "mise en place" des parcellaires de type Config_EA3 et Config_EA4 est en majorité récente (après 2008). On trouve un cas particulier d'exploitation qui évolue du type Config_EA2 au type Config_EA1: il s'agit d'une évolution vers un parcellaire organisé de façon plus compacte autour du siège d'exploitation, à taille modeste constante.

2.2 Facteurs explicatifs des usages des parcelles: comparaison entre fonds de vallée et versants

2.2.1 Des profils d'usage en proportion différentes entre parcelles dans et hors fond de vallée



Les types d'usages des parcelles apparaissent en proportions différentes selon qu'ils sont considérés au sein ou en dehors des fonds de vallée. Les prairies permanentes représentent près de la moitié des prairies de fond de vallée et 24% des usages des parcelles hors fond de vallée. A l'inverse, les

successions de cultures annuelles comptent pour 35% des usages des parcelles hors fond de vallée, alors que 17% des fonds de vallée sont « labourés » tous les ans. Enfin, sur la totalité des 15 parcelles de friche recensées, 13 soit 87% se situent en fond de vallée. Ainsi, les usages des fonds de vallée se différencient de ceux des autres parcelles par une prédominance de la prairie permanente et par la présence de la plupart des friches; cependant les fonds de vallée présentent une diversité d'usages.

La comparaison des arbres de classification des usages des deux types de parcelles, en fonds de vallée (Fig 3.A.) et hors fond de vallée (Fig 3.B.), permet d'apporter des éléments d'explication à ces différences d'utilisation des parcelles.

2.2.2 Importance des facteurs expliquant les usages des parcelles: systèmes de production, parcellaires d'exploitations et caractéristiques des parcelles

Tableau 3. Valeurs d'importance des variables explicatives dans les arbres de classification des usages des parcelles: comparaison pour les parcelles dans et hors fond de vallée (classement à partir de la valeur n°1 la plus élevée).

Valeur d'importance→	Valeur n°1	Valeur n°2	Valeur n°3	Valeur n°4	Valeur n°5	Valeur n°6
Parcelles de fonds de vallée	Pour SFDV_EA: 31% <i>(part de la SAU en fond de vallée)</i>	Pour Conf_EA: 27% <i>(configuration parcellaire des EA)</i>	Pour SyPro_EA: 20% <i>(type de système de production)</i>	Pour DIST_Pa: 15% <i>(distance de la parcelle au siège d'EA)</i>	Pour PENT_Pa: 5% <i>(pente de la parcelle)</i>	Pour SURF_Pa: 2% <i>(surface de la parcelle)</i>
Parcelles hors fonds de vallée	Pour SyPro_EA: 65% <i>(type de système de production)</i>	Pour SFDV_EA: 26% <i>(part de la SAU en fond de vallée)</i>	Pour SURF_Pa: 8% <i>(surface de la parcelle)</i>	Pour Conf_EA: 1% <i>(configuration parcellaire des EA)</i>		

Une première interprétation des arbres de classification porte sur la hiérarchie d'ensemble des facteurs explicatifs des usages. Ces deux arbres (Fig. 3A.B.) ont des structures semblables avec le même nombre de « nœuds » et de « feuilles » terminales. La valeur d'importance des variables qui traduit leur qualité comme variables discriminantes des usages dans les « nœuds de l'arbre » nous permet d'identifier celles qui sont les plus déterminantes dans le choix des usages (Tableau 3). Dans l'arbre des parcelles hors fond de vallée, le système de production a une valeur d'importance de 65% (le plaçant ainsi comme facteur principal de choix des usages), vient ensuite la part de la SAU en fond de vallée (26%) puis les variables de morcellement et dispersion du parcellaire (valeur d'importance cumulée de 9%). Ces ensembles de variables interviennent en ordre inverse pour l'arbre des parcelles en fonds de vallée, avec des variables de morcellement et dispersion qui présentent la valeur d'importance cumulée la plus forte (44%), suivie de la part de la SAU en fond de vallée (31%) et finalement du type de système de production (20%). Dans l'arbre des parcelles de fond de vallée, on remarquera également que 6 variables présentent des valeurs d'importance significatives (elles ne sont que 4 pour l'arbre des parcelles hors fond de vallée) parmi lesquelles 4 variables présentent une valeur d'importance supérieur à 10% (elles ne sont que 2 pour l'arbre des parcelles hors fond de vallée).

En synthèse - Les résultats confirment l'importance de la situation relative des parcelles dans les systèmes d'exploitation pour expliquer leurs usages. Les caractéristiques de structure du parcellaire jouent un rôle important dans le choix des usages des parcelles de fond de vallée alors que c'est le système de production qui semble le plus fortement conditionner le choix des usages des parcelles hors fond de vallée. La part de SAU en fond de vallée joue un rôle significatif et assez comparable en valeur d'importance dans les deux cas. Une plus grande variété de facteurs joue dans les choix d'allocation des usages aux parcelles de fond de vallée.

2.2.3 Des profils d'usage spécialisés ou au contraire diversifié selon les facteurs explicatifs

Tableau 4. Typologie et caractérisation des dominantes et diversités d'usages dans les groupes de parcelles ségrégués selon leur hiérarchie de facteurs explicatifs ("feuilles terminales"). Dans les cases, par ordre de mention de haut en bas: 1) rappel du nombre de parcelle par feuille, 2) diversité d'usage donnée par l'indice de Shannon, 3) dominante d'usage donnée par le pourcentage de parcelles du type d'usage le plus fréquent, 4) pourcentage de parcelles en friches pour discuter de l'hypothèse correspondante.

Diversité croissante des usages liée aux facteurs explicatifs↓	Groupes de parcelles en fond de vallée		Groupes de parcelles hors fond de vallée	
PP +++ <i>Très forte dominante de prairie permanente</i>	<u>Feuille1</u> Total 34 parcelles Shannon: 0,48 Parcelles PP: 88% Parcelles friche: 0%	<u>Feuille2</u> Total 17 parcelles Shannon: 0,44 Parcelles PP: 88% Parcelles friche: 6%	<u>Feuille 1</u> Total 38 parcelles Shannon: 0,12 Parcelles PP: 97% Parcelles friche: 0%	
PT++ <i>Forte dominante de prairie temporaire, et diversité d'autres usages</i>	<u>Feuille 5</u> Total 23 parcelles Shannon: 0,75 Parcelles PT: 74% Parcelles friche: 0%		<u>Feuille 2</u> Total 57 parcelles Shannon: 0,65 Parcelles en PT: 82% Parcelles friche: 0%	<u>Feuille 5</u> Total 65 parcelles Shannon: 1,21 Parcelles en PT: 58% Parcelle friche: 0%
CAn+ <i>Dominante de cultures annuelles, et grande diversité d'autres usages</i>	<u>Feuille 4</u> Total 23 parcelles Shannon: 1,13 Parcelles CAn: 52% Parcelles friche: 26%		<u>Feuille 3</u> Total 185 parcelles Shannon: 1,22 Parcelles PT: 57% Parcelles friche: 1%	
PP+ <i>Importance des prairies permanentes, et très grande diversité d'autres usages</i>	<u>Feuille 3</u> Total 67 parcelles Shannon: 1,43 Parcelles PP: 40% Parcelles friche: 6%		<u>Feuille 4</u> Total 26 parcelles Shannon: 1,30 Parcelles en PP: 50% Parcelles friche: 0%	

Une seconde interprétation porte sur le degré de spécialisation ou au contraire de diversité des usages au sein des groupes de parcelles distingués par une même hiérarchie de modalités de facteurs explicatifs ("feuilles terminales"): chaque hiérarchie peut être vue comme un ensemble de conditions qui influencent plus ou moins fortement les agriculteurs vers une spécialisation ou une diversification des usages des parcelles dans ces conditions. Le tableau 4 présente les groupes de parcelles ségrégués par une hiérarchie de facteurs explicatifs (les "feuilles terminales"), selon leur dominante et diversité d'usages. Nous calculons l'indice de Shannon pour rendre compte de l'hétérogénéité des usages dans chaque "feuille terminale": plus l'indice de Shannon est élevé plus la feuille comprend une diversité d'usages. Nous donnons également le pourcentage de l'usage le plus représenté dans la feuille.

Nous proposons une lecture des résultats en partant des groupes de parcelles les plus spécialisés au groupes de parcelles les plus diversifiés en termes d'usage, tels que ségrégués par leurs facteurs explicatifs (Tableau 4 de haut en bas).

- **Profil d'usage PP+++ "très forte dominante de prairie permanente"**

Les groupes de parcelles présentant les usages les plus spécialisés en lien avec leurs facteurs explicatifs sont les groupes à **très forte dominante de prairie permanente** (PP+++ dans le tableau 4), avec 88% de parcelles en prairie permanente ou davantage. Le nombre de parcelles avec ce profil d'usage est au total plus important en fond de vallée (51 parcelles) qu'hors fonds de vallée (38 parcelles). En fonds de vallée, ce profil d'usage est associé (Fig. 3.A - feuilles 1 et 2) à des systèmes d'élevage très herbagers (SyPro_EA5, SyPro_EA 6), à de petites exploitations morcelées (Config_EA1) qui sont souvent de petits élevages herbagers (SyPro_EA1), mais aussi à des systèmes en poly-élevage sur système fourrager plus diversifié (SyPro_EA2). Hors fond de vallée, ce profil d'usage est associé (Fig.3.B - feuille 1) à un système de production très spécifique herbager/équins (SyPro_EA5).

- **Profil d'usage PT++ " Forte dominante de prairie temporaire, et diversité d'autres usages"**

Viennent ensuite les groupes de parcelles présentant une **forte dominante de prairies temporaires** (58% à 82% de parcelles en prairie temporaire) et une **diversité d'autres usages** (PT++ dans le tableau 4). Ce profil d'usages est bien davantage représenté hors fonds de vallée (122 parcelles) qu'en fonds de vallée (23 parcelles). En fonds de vallée ce profil d'usage est associé (Fig.3.A- feuille 5) à des exploitations dont plus d'un tiers de la SAU est en zone de fond de vallée, à des parcelles à proximité des sièges d'exploitation, et ce dans le contexte des systèmes d'élevage les moins herbagers (SyPro_EA3 et SyPro-EA 4). Hors fonds de vallée, ce profil d'usage est associé (Fig.3.B - feuilles 2 et 5) à presque toute la diversité des systèmes de production dans des conditions d'exploitations agricoles présentant moins d'un quart de leur SAU en fond de vallée, également à des parcelles de plus de 1 hectare dans des systèmes d'élevage très herbagers (SyPro_EA 1, SyPro_EA6).

- **Profil d'usage CAn+ "dominante de cultures annuelles, et grande diversité d'autres usages"**

En troisième position viennent des groupes de parcelles caractérisés par une **dominante de cultures annuelles** (52% à 57% de parcelles en cultures annuelles) et une **grande diversité d'autres usages** (CAn+ dans le tableau 4). De façon encore plus contrastée que pour le profil précédent (PT++), ce profil d'usage CAn+ est bien davantage représenté hors fonds de vallée (185 parcelles) qu'en fonds de vallée (23 parcelles). On notera également qu'en fond de vallée ce profil d'usage CAn+ se caractérise par la présence de 6 parcelles de friches, ce qui représente 26% des parcelles de la feuille 4 de l'arbre "fond de vallée", et la moitié des 13 parcelles en friches situées en zones de fond de

vallée au total (pour rappel: au total 2 parcelles seulement sont en friche hors zone de fond de vallée). En fond de vallée, ce profil d'usage est associé (Fig3.A - feuille 4) à des parcelles éloignées de plus de 500m du siège d'exploitation, dans des exploitations qui ont moins d'un tiers de leur SAU en fond de vallée, et ce dans le contexte des systèmes d'élevage les moins herbagers (SyPro_EA3 et SyPro-EA 4). Hors fond de vallée, ce profil d'usage CAn+ ne présente pas de friche, mais des prés-vergers (10 prés-vergers soit 55% des prés-vergers hors fond de vallée). Hors fond de vallée, ce profil CAn+ est associé (Fig3.B - feuille 3) aux systèmes poly-élevage sur système fourrager diversifié (SyPro_EA2) et aux systèmes d'élevage les moins herbagers (SyPro_EA3 et SyPro_EA4), et ce, au sein d'exploitations présentant une part de SAU non négligeable en fond de vallée (plus de 16%).

- ***Profil d'usage PP+ " importance des prairies permanentes, et très grande diversité d'autres usages"***

En quatrième et dernière position, on trouve des groupes de parcelles où la **prairie permanente est importante** (40 à 50% des parcelles) mais qui sont également caractérisés par une **grande diversité d'autres usages**. Comme dans le cas du profil à forte dominance de prairie permanente (PP+++), ce profil d'usage diversifié où la prairie est importante PP+ est davantage représenté en fond de vallée (67 parcelles) qu'en dehors des fonds de vallée (26 parcelles). Le profil d'usage est diversifié, il comprend également des cultures annuelles (11 parcelles) et des friches (4 parcelles) en fond de vallée; il comprend également des prés-vergers (5 parcelles) mais une seule parcelle en cultures annuelle en dehors des fonds de vallée. En fond de vallée, ce profil d'usage diversifié PP+ est associé (Fig3.A - feuille 3) à des exploitations qui présentent plus d'un tiers de leur SAU en fond de vallée, et des systèmes de production parmi les moins herbagers (SyPro_EA3 et SyPro_EA4). Hors fond de vallée, ce profil d'usage diversifié PP+ est associé (Fig3B - feuille 4) aux exploitations de systèmes de production parmi les plus herbagers (SyPro_EA1 et SyPro_EA6) et aux parcelles les plus petites (moins de 1ha).

Synthèse pour l'ensemble des profils d'usage -

On retrouve en fond de vallée comme hors fonds de vallée les mêmes quatre grands types de profil d'usage en termes de "dominante et diversité d'usages". Cependant, selon que l'on considère les parcelles dans ou hors fonds de vallée, ces profils d'usage ne concernent pas le même nombre de parcelles (les profils d'usages spécialisés ou diversifiés à base de prairie permanente PP+++ et PP+ sont davantage représentés en fond de vallée), et ne sont pas expliqués par la même hiérarchie de facteurs.

Le profil d'usage spécialisé à base de prairie permanente (PP+++) caractérise en priorité les exploitations les plus herbagères dans et hors fonds de vallée; cependant les exploitations à système fourrager plus diversifié tirent aussi partie des fonds de vallée en prairie permanente. Le profil d'usages diversifiés à base de prairie permanente (PP+) hors fond de vallée caractérise les exploitations les plus herbagères sur leurs plus petites parcelles (ces usages incluent également prairies temporaires ou vergers); en fond de vallée, les exploitations les moins herbagères ayant une part importante de SAU en fond de vallée présentent ce profil d'usage en y incluant également des cultures annuelles et des friches.

Le profil d'usage spécialisé à base de prairie temporaire (PT++) est très polyvalent dans les systèmes d'exploitation: ils caractérisent tous types de systèmes de production hors fond de vallée y compris les exploitations les plus herbagères pour leurs parcelles de plus grande taille; les exploitations les moins herbagères tirent aussi partie des fonds de vallée de cette façon, lorsqu'elles sont dans une

configuration à la fois de proximité de ces parcelles au siège d'EA et de forte part de SAU en fond de vallée. Le profil d'usages diversifiés à base de cultures annuelles (CAN+) caractérise en priorité les exploitations les moins herbagères dans et hors fonds de vallée; en fond de vallée, cultures annuelles mais aussi friches sont retrouvées dans ces exploitations les moins herbagères lorsqu'elles sont en double contrainte de forte part de SAU en fond de vallée et de parcelles distantes du siège d'EA.

2.3 La durabilité des usages des parcelles de fond de vallée

L'analyse porte sur les changements d'usage des parcelles opérés (ou envisagés) par l'exploitant interrogé, à trois moments différents : i) changement opéré à la reprise de la parcelle par l'exploitant actuel, ii) changement opéré entre cette période d'acquisition et la période de l'enquête (période actuelle) avec précisions sur les changements opérés dans un passé proche (10 années avant enquête), et iii) changement envisagé dans un futur proche (au maximum 10 années après enquête).

Bien que nous ayons simplifié la prise d'information sur les changements, il reste des inconnues: le pool de données sur l'ensemble des parcelles examinées est incomplet. Cependant le niveau de données absentes est suffisamment bas pour que l'analyse reste faisable: il est de 7% concernant la période d'installation de l'agriculteur, de 6% concernant la période passée jusqu'à la période actuelle, et il tombe à 1% concernant le futur proche. Les résultats donnés ci-dessous pour chaque période, sont calculés en pourcentage sur le pool des données sur lesquelles nous avons des informations.

2.3.1 Des taux de changement d'usage des parcelles différents selon les périodes

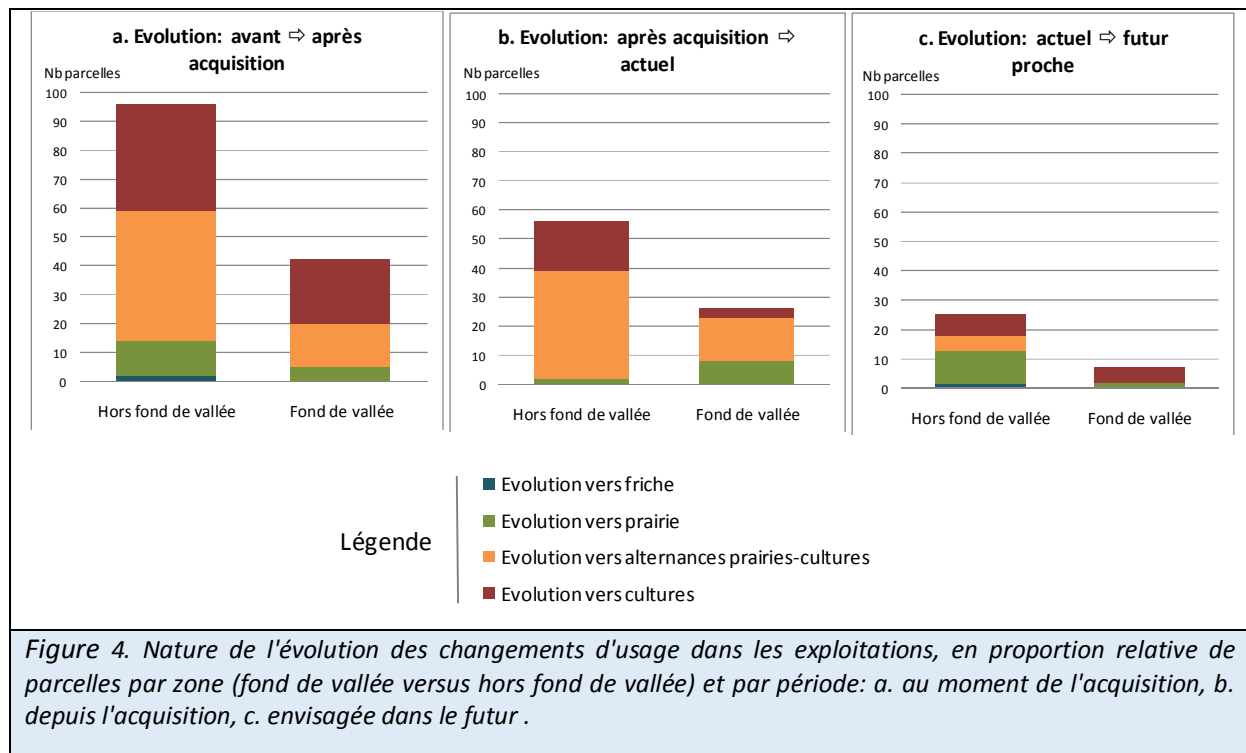
Les changements d'usage opérés par l'agriculteur à la reprise de la parcelle concernent 27% des parcelles en fond de vallée, et 28% des parcelles hors fond de vallée (voir aussi Fig. 4 pour le nombre de parcelles). Les changements d'usage entre la période d'acquisition de la parcelle et la période actuelle concernent 19% des parcelles en fond de vallée, et 16% des parcelles hors fond de vallée. Ainsi, d'une part, sur les deux périodes passées, on constate peu de différences entre fonds de vallée et zones hors fond de vallée, quant à la part des parcelles avec changement d'usage. D'autre part le taux de parcelles qui changent d'usage est plus fort d'un facteur de 1,4 à 1,7 en période de reprise de la parcelle par un agriculteur différent, en comparaison de la période passée de gestion par le même agriculteur. On notera également que les changements d'usage pendant cette période avec le même gestionnaire concernent peu les 10 années avant enquête. Enfin, le taux de changement envisagé par les agriculteurs dans un futur proche est faible: les déclarations de changement portent sur 4% des parcelles en fond de vallée, et 7% des parcelles hors fond de vallée.

En synthèse - *Les changements d'usage ont été plus fréquents lors des changements d'exploitation plutôt qu'au sein d'une même exploitation en évolution. En proportion relative dans chaque zone, les parcelles en fond de vallée n'apparaissent pas avoir fait l'objet de plus ou moins de changement d'usage que les parcelles hors fond de vallée. Ces changements n'excèdent pas (ou excèdent peu) un quart des parcelles à chaque période et pour chaque zone.*

2.3.2 Nature de l'évolution des changements d'usage des parcelles: toute une gradation d'intensification/extensification

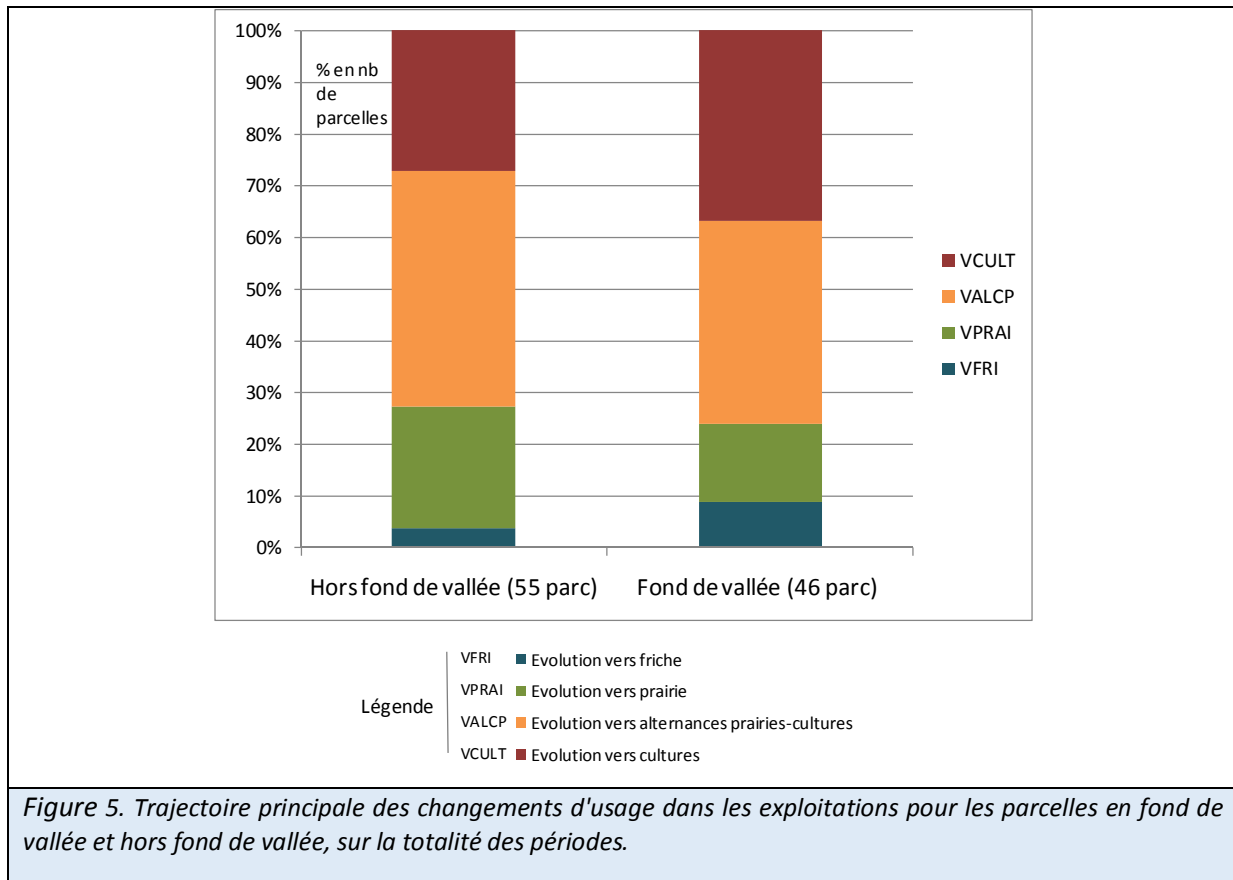
Cinq grands types de changements ont pu être identifiés, dans un ordre d'intensification croissant: 1) l'enfrichement, 2) la conversion de terres cultivées en prairie permanente ou en prairie temporaire de longue durée (plus de 5 ans en place), 2) le passage à des successions culturales alternant cultures

annuelles et prairies temporaires, 3) le passage à des successions de cultures annuelles. La figure 4 compare la nature des changements d'usage en nombre et en proportion de parcelles pour chaque zone (fond de vallée, hors fond de vallée) et pour chaque période. On retrouve une diminution de la fréquence des changements de la première période passée (avant/après acquisition de la parcelle) à la dernière période examinée (futur proche). Par ailleurs une différence apparaît entre les deux périodes passées. Le passage à des successions de cultures annuelles est relativement plus fréquent en période "avant-après acquisition" de la parcelle que par la suite (Fig.4.a), et ce davantage, proportionnellement, pour les parcelles de fond de vallée. En revanche, le passage à des successions culturales alternant prairies temporaires et cultures annuelles est relativement plus fréquent pendant la période après acquisition jusqu'à la période actuelle (Fig.4.b) et ce davantage, proportionnellement, pour les parcelles hors fond de vallée. Les changements envisagés dans le futur concernent un petit nombre de parcelles: on observera simplement que l'on retrouve la diversité des types de changements mis en œuvre dans le passé. La mise en place de prairies permanentes est minoritaire, encore plus l'enfrichement, et donc difficile à interpréter si l'on examine les périodes une à une.



En introduction de ce rapport, nous avons posé l'hypothèse que les parcelles de fond de vallée faisaient davantage l'objet d'une spécialisation progressive en cultures annuelles et/ou friches, en comparaison des parcelles hors fonds de vallée. Afin d'examiner plus particulièrement cette hypothèse, nous avons sélectionné les parcelles dont nous pouvions caractériser la totalité de la trajectoire de changement d'usage depuis les changements "avant-après acquisition" jusqu'aux changements envisagés dans le futur (par exemple les parcelles qui ont été cédées récemment ont été exclues de l'analyse). Nous mobilisons la même classification des changements que celle proposée ci-dessus; mais cette fois elle caractérise la trajectoire principale de chaque parcelle sur la totalité des périodes (Fig.5). Cet examen porte sur 55 parcelles hors fond de vallée, et 46 parcelles en fonds de vallée. Cette spécialisation peut effectivement être observée mais elle reste modérée. En effet en comparaison des parcelles hors fond de vallée, nous observons en zone de fond de vallée une proportion relative plus importante de parcelles en transition vers les friches (écart de +5%) ou

les cultures annuelles (écart de +10%), et une proportion relative moins importante de parcelles en transition vers les prairies (écart de - 9%) et vers les successions culturales alternant prairies temporaires et cultures annuelles (écart de -6%).

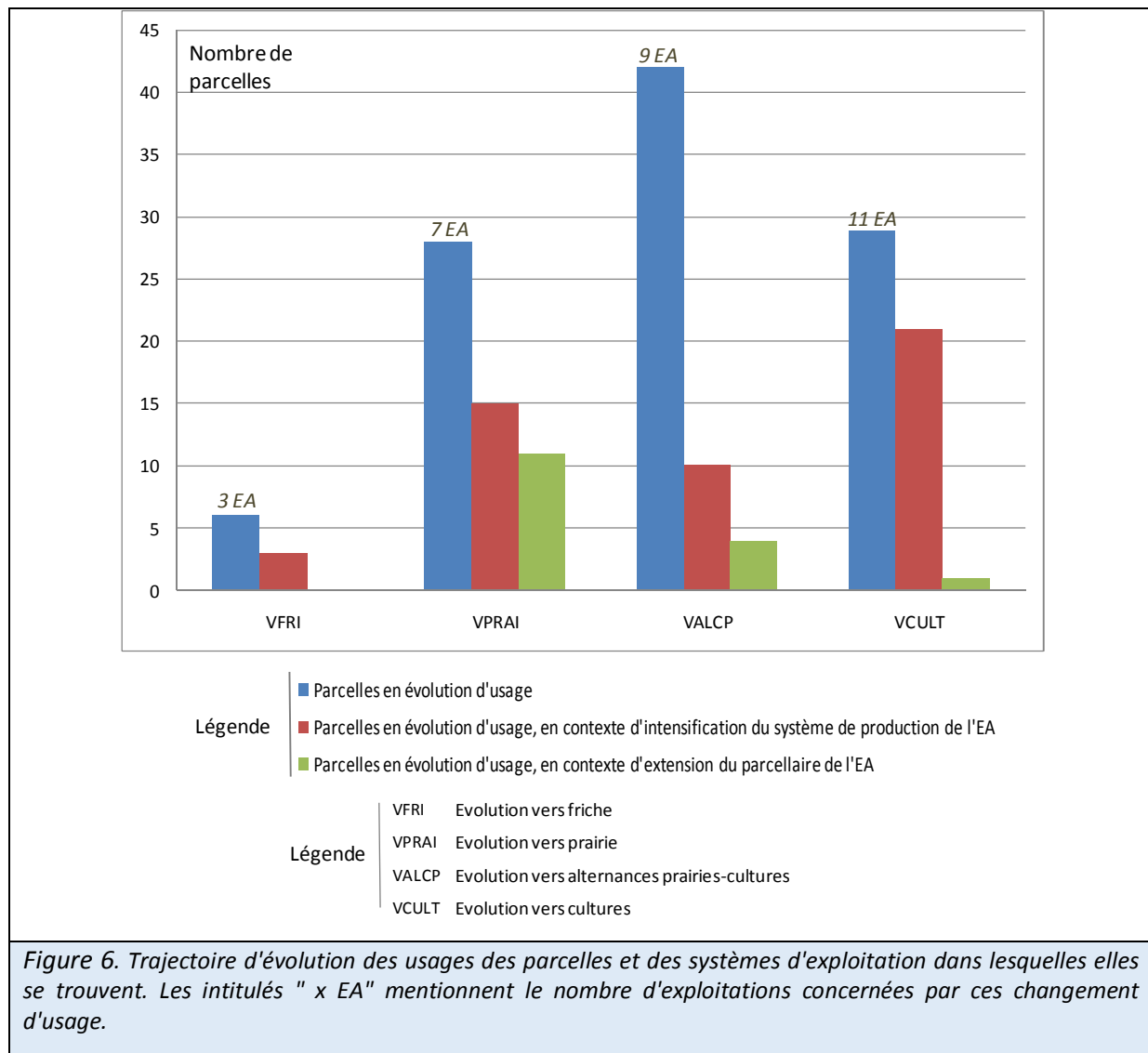


En synthèse - De la période d'acquisition de la parcelle à la période actuelle, la diminution de la fréquence de changement d'usage sur les parcelles s'accompagnent d'une évolution dans la nature des changements d'usage aussi bien en fond de vallée qu'en dehors. A l'acquisition des parcelles la dominante de changement est une intensification des usages avec introduction de successions de cultures annuelles. Par la suite la dominante de changement est dans la mise en place de modes d'usages polyvalents basés sur des alternances de prairies et culture. La mise en place de prairies permanentes reste minoritaire, encore plus l'enfrichement. Pour les parcelles dont on peut examiner la totalité de la trajectoire passée jusqu'au futur proche, on observe une tendance relative à la spécialisation en cultures annuelles et friches plus forte en fond de vallée qu'en dehors, mais qui reste modérée.

2.3.3 Relations entre changements d'usage des parcelles et changements de systèmes d'exploitation

La figure 6 met en regard pour chaque type de changement d'usage, le nombre total de parcelles ayant évolué, et le nombre de parcelles, parmi celles-ci, appartenant à des exploitations agricoles en évolution. Nous avons regroupé parcelles dans et hors fond de vallée pour disposer d'un nombre plus important de parcelles dans l'analyse. Nous reprenons ici l'évolution principale dans l'usage de chaque parcelle pour l'ensemble des périodes (depuis la période avant/après acquisition jusqu'au futur proche). La mention du nombre d'exploitations agricoles concernées par les changements d'usage des parcelles indique que ces changements ne sont pas concentrés dans une seule

exploitation mais concernent 3 à 11 exploitations, ce qui nous permet d'examiner la diversité des évolutions des systèmes d'exploitation en regard.



Nous avons vu précédemment que les principaux types d'évolution des exploitations étaient d'une part le développement et l'intensification du système de production, d'autre part l'extension du parcellaire de l'exploitation (soit avec une dispersion du parcellaire - cas le plus fréquent - soit avec une compacité accrue du parcellaire): nous nous concentrons sur ces types de changement. La figure 6 suggère une relation entre les types de changement d'usage des parcelles et les changements de système d'exploitation dans lesquelles elles se trouvent. Comme attendu, les évolutions d'usage des parcelles vers des successions de cultures annuelles correspondent en large partie (dans 72,4% des cas) à des parcelles en contexte d'intensification du système de production. C'est également le cas pour moitié des parcelles en évolution vers la friche: même si ce chiffre est petit, il était également attendu. Le résultat concernant les parcelles qui évoluent vers la prairie (permanente ou de longue durée) peut paraître plus inattendu car elles se situent pour un peu plus de la moitié dans des systèmes de production en intensification, et pour un peu plus d'un tiers dans des parcellaires d'exploitation en extension. Ce résultat est concordant avec les sorties de l'analyse des facteurs

explicatifs des usages actuels des parcelles, qui montrent les situations dans lesquelles les systèmes les moins herbagers maintiennent des prairies en zone de fond de vallée par exemple. Enfin, moins d'un quart des parcelles en évolution vers des successions alternant prairies et cultures annuelle se situent en contexte d'intensification du système de production ou d'extension du parcellaire de l'exploitation. Ces derniers résultats sont également concordant avec l'analyse des facteurs explicatifs des usages actuels des parcelles et des changements d'usage par période: cet usage alternant prairies et cultures annuelles en succession apparaît être le plus polyvalent sur l'ensemble des systèmes d'exploitation, et son installation correspond plutôt à une phase de consolidation des systèmes d'exploitation.

En synthèse - Selon le type de changement d'usage, les parcelles en évolution semblent correspondre à des contextes différents d'évolution des systèmes d'exploitation. Les parcelles en évolution vers des usages à base de cultures annuelles se retrouvent en grande majorité en contexte d'intensification des systèmes de production (les effectifs de parcelles abandonnées sont trop petits pour être interprétés selon cette même tendance). Au contraire les évolutions vers des usages à base de successions culturales alternant prairies et cultures annuelles se retrouvent en priorité dans des exploitations en consolidation ou routine dans leur système de production. Les parcelles en évolution vers des prairies permanente (ou de longue durée) sont intermédiaires: elles se retrouvent pour moitié en contexte d'intensification des systèmes de production (à noter qu'elles se retrouvent également pour un tiers en contexte d'agrandissement des parcellaires d'exploitation).

3. Discussion

3.1 Des usages diversifiés des parcelles de fond de vallée expliqués par la variété des systèmes de production, des configurations parcellaires et la part de SAU en fond de vallée

Si actuellement la prairie permanente est l'usage prédominant des parcelles de fond de vallée dans les exploitations étudiées (en comparaison des parcelles hors fond de vallée), il n'est pas le seul: on y retrouve une diversité d'usage sur un gradient allant de la friche à la succession de cultures annuelles. Ce constat est le même aujourd'hui que celui réalisé il y a une dizaine d'années dans plusieurs contextes du massif armoricain (Thenail and Baudry, 2005; Germaine, 2009; Marie, 2009).

Dans la présente étude, dans une perspective de recherche de critères de caractérisation généralisables, nous avons cherché à identifier les raisons prédominantes de cette diversité d'usage des parcelles de fond de vallée en comparaison des parcelles hors fond de vallée sur l'ensemble des exploitations agricoles étudiées. En effet, les raisons mises en avant par les agriculteurs peuvent être très diverses selon leur situation et perception individuelle (Germaine, 2009; Marie, 2009), c'est bien sûr le cas également ici. Cependant, nous retrouvons dans nos résultats trois grands types de critères déjà identifiés dans les études antérieures: la configuration du parcellaire de l'exploitation est un facteur explicatif important des allocations des usages de l'ensemble des parcelles, ainsi que les caractéristiques du système de production (Marie, 2009; Thenail *et al.*, 2009b) mais également dans ce contexte, la part de la SAU en fond de vallée (Thenail and Baudry, 2005). Ainsi, la part de la production laitière et de cultures de vente dans les productions, également les choix d'affouragement du troupeau laitier (part d'affouragement en herbe/pâturage versus en maïs, etc.) par exemple, vont conditionner les choix d'usage des parcelles. La configuration parcellaire, grossièrement les tailles des parcelles et leur distances au siège d'exploitation, jouent sur les choix d'allocation des usages diversement dans chacun des systèmes de production. Par exemple, le modèle "centre-périphérique" est bien connu dans les élevages laitiers. Il se base sur le fait que les

usages sont notamment déterminés par la distance de la parcelle au siège d'exploitation qui centralise souvent les équipements et les infrastructures. L'organisation spatiale des usages des parcelles est alors très contrainte par les travaux d'astreinte quotidienne en relation avec ces bâtiments, comme la traite et le déplacement des vaches laitières en pâture. En revanche, les parcelles les plus éloignées sont choisies pour des usages demandent moins d'activités en "aller-retour" aux bâtiments (dont surveillance), telle que les pâtures de génisses ou les rotations de cultures annuelles (Thenail and Baudry, 2004; Marie, 2009). Enfin, le critère de part de SAU en fond de vallée dans les exploitations présente un aspect dual d'atouts et contraintes (Thenail and Baudry, 2005; Germaine, 2009; Marie, 2009). D'une part, les parcelles de fond de vallée sont majoritairement de sol hydromorphe (dans notre cas 72% des parcelles de fond de vallée se situent en zone humide potentielle contre seulement 31% en parcelles hors fond de vallée): cette hydromorphie présente des contraintes de portance et de qualité des sols pour la production, mais également des atouts car leur productivité est maintenue en période estivale et au delà, de sécheresse. D'autre part, le fait que ces parcelles jouxtent un cours d'eau constitue à la fois une contrainte pour accéder à la parcelle, mais aussi un atout potentiel pour l'abreuvement des animaux d'élevage.

Rappelons que nous avons choisi d'étudier des exploitations utilisant au moins une parcelle dans l'un des "échantillons" de paysage le long de la Sélune du dispositif commun. Ce choix nous a amené à un panel d'exploitations diversifiées sur ces trois grands types de critères (configuration parcellaire, système de production, SAU en fond de vallée) par exemple une variété de systèmes de production basés sur l'élevage laitiers présentant des degrés divers de diversification avec autres ateliers animaux et/ou cultures de vente, ainsi que des exploitations équine ou porcines. Comme attendu, dans et hors fond de vallée, les cultures annuelles sont les marqueurs des exploitations les moins herbagères, les prairies permanentes les marqueurs des exploitations les plus herbagères, et les successions "prairie-cultures" sont très communes sur l'ensemble des systèmes de production. Nous observons ensuite des modes d'adaptation des usages aux contraintes des fonds de vallée qui ne suivent pas ce seul critère. En particulier dans notre échantillon, les exploitations les moins herbagères sont celles qui présentent la plus grande variabilité d'adaptation des usages aux fonds de vallée, selon des critères de configuration du parcellaire et de part de SAU en fond de vallée. En effet, en fond de vallée, les exploitations les moins herbagères présentent 1) des profils d'usages de parcelle diversifiés à base de rotations de cultures annuelles (mais aussi des friches) lorsqu'elles sont en double configuration de forte part de SAU en fond de vallée (accès, hydromorphie...) et de parcelles distantes au siège d'exploitation, mais aussi 2) des profils d'usages de parcelles spécialisés à base de rotations de prairie et cultures annuelles lorsqu'elles sont en double configuration de forte part de SAU en fond de vallée et de parcelles proches du siège d'exploitation, et enfin, 3) des profils d'usages de parcelle diversifiés à base de prairie permanente si elles sont seulement en configuration de forte part de SAU en fond de vallée. Nous avons formulé une première hypothèse sur l'importance de la situation relative des parcelles de fond de vallée dans les exploitations pour expliquer leur mode d'usage: la configuration du parcellaire et la part de SAU en fond de vallée caractérise cette situation relative des parcelles de fonds de vallée, et prédomine effectivement pour expliquer la variété d'usage de ces parcelles.

Nous terminons ce point de discussion sur un aspect de représentativité des résultats dans la zone géographique plus largement. Comme évoqué précédemment, notre échantillon est composé d'une diversité de systèmes de production. Les OTEX¹ des exploitations enquêtées se répartissent entre des

¹ Orientation technico-économique

exploitations en bovin lait (42%), en bovin lait et viande (28%), en poly-élevage (bovin lait et granivores) (14%), élevages d'équins (8%), en grandes cultures et bovins non-laitiers (4%), en élevage hors-sol (4%). Ces proportions coïncident à celle des statistiques locales montrant que notre échantillon, bien que contraint par le dispositif interdisciplinaire, est bien représentatif de la zone (AGRESTE, 2012).

3.2 Une durabilité des usages remise en cause à chaque reprise d'exploitation

Afin de porter un regard sur la durabilité des usages des parcelles de fond de vallée dans les exploitations, nous avons analysé leurs trajectoires d'usages en les resituant dans l'évolution des exploitations agricoles et par rapport à des usages antérieurs.

Nos résultats montrent que les changements d'usage des parcelles, au sein comme en dehors des fonds de vallée, ont été plus fréquents lors des changements d'exploitation plutôt qu'au sein d'une même exploitation au cours du temps. En outre, à cette période de transition avant/après acquisition des parcelles, la dominante de changement a été une intensification des usages avec introduction des cultures annuelles, au sein comme en dehors des zones de fond de vallée. Par la suite, jusqu'à la période actuelle, les évolutions sont plutôt caractérisées par une consolidation des usages les plus polyvalents dans ces exploitations, à savoir les successions alternant prairie et cultures annuelles, et à nouveau au sein comme en dehors des fonds de vallée. Nous avons émis l'hypothèse d'une tendance à la spécialisation en cultures annuelles et friches des parcelles de fond de vallée en comparaison des parcelles hors fond de vallée. Cette tendance a pu effectivement être mise à jour pour des parcelles dont on a pu suivre toute la trajectoire depuis la période précédant l'acquisition, jusqu'au projet de changement dans un futur proche. Cependant ce phénomène de spécialisation reste modéré avec un écart de +5 à +9% d'évolution respectivement vers l'abandon et vers l'intensification, au sein des parcelles de fond de vallée en comparaison des parcelles hors fond de vallée.

Nous avons examiné si ces trajectoires d'ensemble des usages des parcelles pouvaient être mises en relation avec les évolutions des systèmes d'exploitation. Afin de disposer d'un nombre suffisant de parcelles à analyser pour pouvoir comparer leurs situations entre exploitations agricoles, nous n'avons plus distingué à ce stade les parcelles dans et hors fond de vallée. Nous observons qu'une majeure partie des parcelles en intensification (passage à des rotations de cultures annuelles) se situent logiquement en contexte d'intensification du système de production de l'exploitation. Nous observons cependant également que près d'une moitié des parcelles en évolution vers la prairie permanente se situent en situation d'extension des parcellaires d'exploitation et/ou d'intensification du système de production. Au contraire, les parcelles en évolution vers des usages à base de successions alternant prairie et cultures annuelles se retrouvent en priorité dans des exploitations en consolidation, routine ou fin de cycle dans leur système. Ces résultats concordent avec l'examen des situations actuelles d'organisation des usages dans les exploitations, qui montre une plus grande diversité d'usages qu'attendue dans les exploitations les moins herbagères, le caractère très polyvalent des successions prairie-cultures dans la majeure partie des systèmes d'exploitations, ainsi que l'importance des configurations parcellaires pour expliquer plus finement la diversité des usages notamment en fond de vallée.

Ces résultats montrent ainsi qu'en considérant les trajectoires d'exploitation dans leur totalité, on observe et on peut expliquer une évolution plus modérée qu'attendue vers l'intensification ou l'abandon des parcelles avec un relatif maintien d'une diversité d'usages en fond de vallée. En revanche, les changements d'usage sont plutôt orientés vers l'intensification lorsque les parcelles changent de gestionnaire, notamment en fond de vallée. Or ces changements d'agriculteurs gestionnaires des parcelles interviennent à la faveur de l'extension des parcellaires et plus

généralement des transformations locales des structures des exploitations agricoles. C'est cet aspect que nous discutons ci-dessous en lien avec les données des statistiques agricoles locales.

Une tendance à l'extension/dispersion des parcelles et à l'intensification des systèmes de production est repérable dans l'échantillon d'exploitation analysé ici : 19% des exploitations ont connu une extension de leur parcelle et 29% une intensification de leur système de production (augmentation relative du cheptel, des cultures annuelles sur la SAU) depuis l'installation de l'agriculteur actuel. Par ailleurs, dans notre échantillon, les petites exploitations composées de petits ilots peu dispersés (type 2 des configurations parcelles) sont minoritaires et correspondent à des exploitations en fin de cycle de vie (exploitants actuels proches de l'arrêt d'activité sans successeur désigné pendant les enquêtes). Cela semble représentatif d'une tendance régionale : entre 2000 et 2010, on note une diminution de 33% du nombre d'exploitations agricoles, conjoint à un agrandissement d'environ 60% de la SAU des exploitations dans la vallée (DDTM50, 2011). Révélateurs de cette intensification des systèmes de production, les surfaces en prairie permanente ont fortement diminué avec une baisse de la STH supérieure aux moyennes régionales. En 2010, le maïs ensilage et le blé tendre sont les deux cultures majoritaires dans la vallée et représentent 30% de la SAU (AGRESTE, 2012). Cette tendance est à relier au déclin de l'activité laitière dont la rentabilité est mise à mal par les cours du marché: la surface en herbe tend à diminuer dans les exploitations au profit des cultures fourragères et de vente. On peut citer également des problématiques de transmission des exploitations (en 2010, 45% des exploitations n'ont pas de repreneurs) avec de surcroît, un vieillissement de la population agricole (45% des agriculteurs ont plus de 55 ans) supérieur aux moyennes départementales et régionales et une baisse (diminution de 24% de 1999 à 2008) de l'emploi agricole (DDTM50, 2011).

Si l'on considère un scénario de poursuite à l'identique de cette tendance de mutation des exploitations agricoles, on peut émettre l'hypothèse que nous avons observé des situations/trajectoires de transition, et qu'il peut y avoir à venir des seuils dans les caractéristiques des nouvelles exploitations au delà desquels elles perdraient leurs "capacités de diversification" des modes d'usage des fonds de vallée, et engageraient plus franchement un processus de spécialisation en cultures annuelles et/ou friches en fond de vallée à la faveur des reprises de parcelles. En l'occurrence, dans les enquêtes que nous avons menées, bon nombre des agriculteurs ont exprimé le souhait de diminuer leur activité laitière d'ici une dizaine d'années, par exemple.

4. Conclusion

Sur la base d'un certain nombre de travaux passés et en lien avec les autres volets du projet Sérilage, l'objectif de cette étude était double. Il s'agissait d'une part de concevoir et tester une méthode reproductible de caractérisation de l'organisation et de l'évolution des usages et critères d'usages dans les exploitations agricoles - elles-mêmes dynamiques - contributrices des mosaïques paysagères de la vallée de la Sélune. Il s'agissait d'autre part de mobiliser cette méthode pour examiner des hypothèses de compréhension de l'organisation et la durabilité de l'usage des parcelles de fond de vallée dans ces exploitations agricoles. L'enjeu de ces travaux est d'être en capacité de poser les bases d'un suivi à long terme de ces évolutions (quelles variables suivre? comment les suivre?), au sein d'un dispositif fournissant des représentations des dynamiques paysagères, agricoles et écologiques de la vallée de la Sélune, en appui aux discussions des acteurs pour une gestion intégrée de la vallée.

Les résultats que nous obtenons sont concordant avec les sorties des travaux sur lesquels nous nous sommes appuyés. Sur le plan de l'organisation spatiale des usages des parcelles dans les exploitations, nous montrons à nouveau qu'en situation de relative complexité des parcelles des exploitations (morcellement, dispersion), ces caractéristiques de parcelles sont explicatifs de la

diversité des choix d'usage des parcelles au sein d'un même type de production (Thenail and Baudry, 2004; Marie *et al.*, 2009). Nous confirmons également que la présence variable dans les exploitations, de terres présentant les mêmes contraintes intrinsèques fortes (marais mouillés, pentes fortes, etc.), ici des fonds de vallée (bords de cours d'eau avec des caractéristiques communes de sol, d'accès), constitue un facteur d'adaptation voire de diversification par les agriculteurs des modes d'usage de ces zones par rapport à leur modèle d'usage des parcelles en dehors (Thenail and Baudry, 2005). Sur le plan des changements d'usage des parcelles, nos résultats confirment aussi des effets de cycle de routine ou consolidation, *versus* des événements déclencheurs de changement dans les exploitations (Sutherland *et al.*, 2012). Ainsi, nous avons vu que les changements d'usage des parcelles - caractérisés notamment par davantage de cultures annuelles - étaient plus fréquents lors du changement de gestionnaire, or ce facteur déclencheur au niveau des parcelles correspond au niveau des exploitations à des transformations plus systémiques de systèmes de production, notamment leur intensification, et de parcellaires, notamment leur extension.

Ces résultats ne doivent pas occulter le fait que chaque agriculteur gestionnaire raisonne et évolue dans ses raisonnements à partir de bien d'autres critères qui lui sont propres (par exemple une perception des lieux liés à ses valeurs). Cependant, ces résultats confirment l'importance de focaliser le suivi sur les différents critères qui ressortent dans cette étude car ils peuvent être à l'origine d'effets de masse dans les fonds de vallée. En effet, à partir de ces éléments d'état actuel et d'évolution, nous pouvons nous poser des questions de seuils dans les caractéristiques et les changements des exploitations, au delà desquels ces capacités d'adaptation en usage polyvalent (rotations prairie-cultures annuelles) ou plus extensifs (prairie de longue durée ou permanente...) et plus généralement ces capacités de diversification des usages de fond de vallée diminueraient fortement pour conduire plus franchement à une polarisation "intensification versus abandon" des fonds de vallée (Thenail and Baudry, 2005). D'autre part ces critères de changement des exploitations peuvent être envisagés sous l'angle des leviers d'action (Choisis *et al.*, 2012; Rapey, 2012). Ils renvoient en effet à des problématiques de maintien d'exploitations herbagères et plus généralement d'une diversité de systèmes de production, et donc de filières (Ryschawy *et al.*, 2013). Ils renvoient également à des problématiques de dispersion des parcellaires des exploitations qui complexifient le travail agricole (les agriculteurs y pallient par simplification des usages des parcelles lointaines et marginalisation des terres les plus contraignantes et lointaines), et donc à des problématiques d'aménagements parcellaires finalement d'aménagement foncier (Latruffe and Piet, 2014).

Enfin, ce dispositif d'étude a été construit pour une articulation avec les travaux menés sur les dynamiques paysagères et la biodiversité dans des "sites-paysages" échantillonnés le long de la vallée de la Sélune (sites-paysages de 1Km² correspondant à "une demi-vallée" latéralement). De façon générale nous sommes confrontés au fait que paysages et territoires d'exploitations agricoles sont rarement recouvrant. Notre choix a été d'étudier un ensemble d'exploitations agricoles utilisant au moins une parcelle dans un site-paysage de façon à examiner les exploitations agricoles comme niveau d'organisation logique de l'usage des parcelles. Toute la surface de chacun des sites n'a pas pu être "couverte" par enquête. Cependant, nous avons pu tirer partie des informations d'enquêtes en les complétant avec des données accessibles (par exemple le RPG) pour aider à l'interprétation des dynamiques paysagères des mosaïques d'usage des parcelles mesurées au niveau des sites-paysage (voir chapitre sur les dynamiques paysagères par Zermeno-Rodriguez *et al* dans ce même rapport). Egalement, nous avons pu estimé dans une précédente étape (voir rapport Sérepage 2017) les itinéraires techniques des cultures et modes d'usage plus fins des prairies de parcelles échantillonnées au sein des sites-paysages: de premiers liens avec les types d'exploitation ont pu être formulés. Nous voyons ainsi comment ce dispositif peut être amélioré et complété.

Ces résultats ont été présentés lors des journées de restitution 2018 i) à des gestionnaires de l'eau, des milieux et des territoires locaux, ii) à des agriculteurs mobilisés dans l'étude.

Volet 2 / Tâche 2 – Liens entre biodiversité et caractéristiques des paysages des agricoles

*Rédaction : Audrey Alignier, UMR BAGAP.
Projet d'ingénierie de David Leroy (mars – décembre 2018).*

Cette partie du volet 2 s'articule autour de 2 axes de travail. D'une part, elle traite de l'influence relative des caractéristiques passées vs. actuelles du paysage sur la végétation des parcelles agricoles et d'autre part, elle dresse un état des lieux des insectes pollinisateurs en prairies et leurs déterminants.

1. Influence relative des caractéristiques passées vs. actuelles du paysage sur la végétation des parcelles agricoles

1.1 Rappel du contexte et hypothèse

Ce travail s'inscrit dans la continuité des travaux sur la végétation des parcelles agricoles conduits en 2016 et 2017. Pour rappel, des premières analyses réalisées sur la végétation des prairies de fonds de vallée ont montré que la richesse spécifique et la diversité de Shannon de ces prairies étaient mieux expliquées par les caractéristiques des paysages passés (entre 2007 et 2016) que les caractéristiques des paysages actuels (2017). En particulier, la proportion de cultures, de prairies de longue durée et l'ouverture du milieu dans un rayon de 300 m autour des parcelles avaient été identifiées comme les métriques paysagères expliquant le mieux la richesse et la diversité des prairies (cf. rapport d'activités 2017 du projet Sérilage).

Dans un souci de généralité, nous avons testé dans quelle mesure ces résultats se vérifiaient sur les deux autres types de milieux échantillonnés, à savoir les cultures de céréales d'hiver et les prairies de versant. Nous sommes partis de l'hypothèse que la végétation exprime un délai de réponse aux modifications du paysage (i.e. changements d'occupation des sols) ayant eu cours ces dix dernières années. Plus particulièrement, les deux questions auxquelles nous souhaitons répondre étaient : 1) Les patrons actuels de distribution des communautés végétales sont-ils mieux expliqués par les caractéristiques passées ou actuelles des paysages ? Est-ce que le délai de réponse des communautés végétales diffère selon le type de gestion des parcelles agricoles ?

1.2 Méthodologie d'analyse

L'analyse s'est appuyée sur les relevés exhaustifs de végétation conduits en 2016 en céréales d'hiver (N=9) et en prairies de versant (N=13), et en 2017 en prairies de fond de vallée (N = 15). L'environnement paysager de chacune des parcelles a été décrit dans des buffers de 300 m de rayon centrés sur le centroïde de chaque parcelle, pour chaque année, entre 2007 et 2017. Les métriques décrivant la composition du paysage étaient : la proportion de prairies de longue durée (PLD), la proportion de prairies de courte durée (PCD), la proportion de bois (Bois), la proportion d'eau (Eau), la proportion de surfaces artificialisées tenant compte des bâtiments et des routes (Bati) et la proportion de cultures (Cult), l'indice de diversité de Shannon (SHDI). Les métriques décrivant la configuration du paysage étaient : la taille moyenne des parcelles (MOY_Area) et l'indice de forme moyen des parcelles (MOY_Shape). Etant donné le grand nombre de métriques paysagères (9 métriques * 10 ans), nous avons résumé l'information au moyen d'une analyse en composante principale (ACP). Cette analyse nous permet i) de décrire de façon synthétique (au moyen des deux premiers axes de l'ACP) l'ensemble de l'information contenue dans les métriques paysagères et ii) de s'affranchir des éventuelles corrélations entre ces métriques.

Les coordonnées des parcelles (sites) le long des deux axes principaux de l'ACP ont été extraites pour chaque année puis placées comme variables explicatives (effets fixes) dans un modèle linéaire mixte, pour expliquer la richesse spécifique et la diversité de Shannon des parcelles échantillonnées. Un effet aléatoire, l'appartenance au site-paysage, a également été ajouté à ce modèle pour tenir compte de la dépendance spatiale de nos échantillons. L'ajustement des modèles aux données a été évalué au moyen du R^2 de Nagakawa.

1.3 Résultats

1.3.1 ACP sur les métriques paysagères

L'axe 1 de l'ACP résumait 26,2 % de l'information. Ce premier axe opposait la proportion de cultures à la proportion de prairies de longue durée. L'axe 2 de l'ACP résumait, quant à lui, 20,6 % de l'information. Il correspondait à un gradient de diversité du paysage (forte corrélation positive avec SHDI)(Fig. 1).

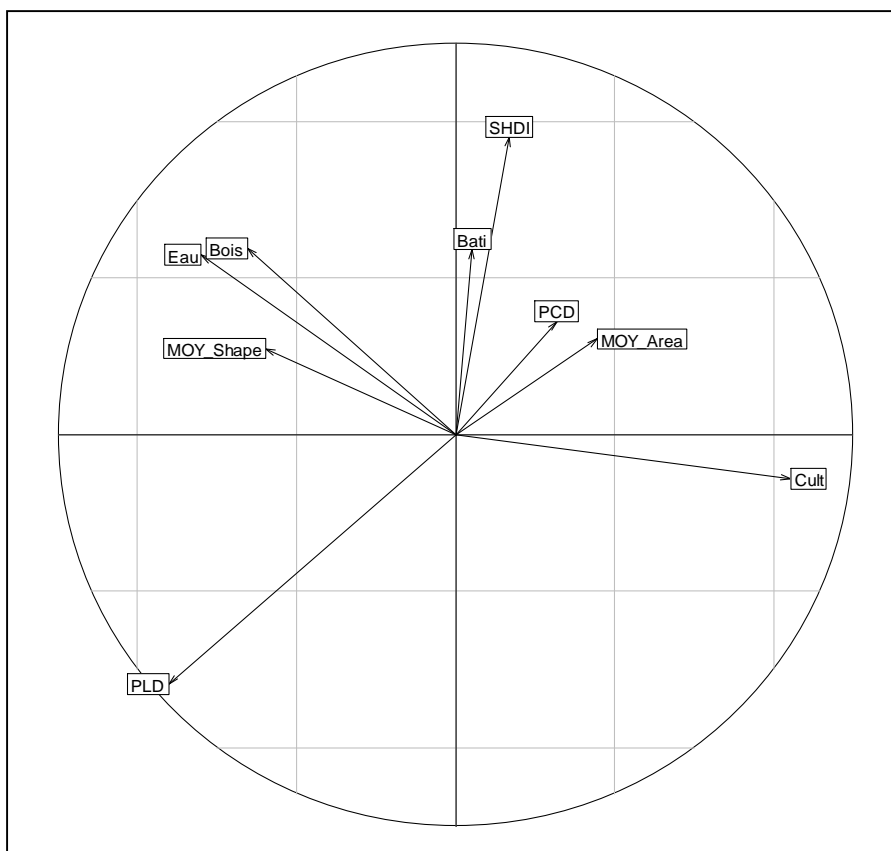


Fig. 1 : Analyse en composante principale (ACP) réalisée sur les métriques paysagères des 37 parcelles agricoles, de 2007 à 2017.

1.3.2 Richesse et diversité des communautés végétales

Au total, 189 espèces végétales ont été échantillonnées. La richesse spécifique dans les parcelles en céréales était de 67 espèces, contre 106 en prairies de versant et 130 en prairies humides. La richesse moyenne était significativement plus élevée dans les prairies de fonds de vallée (« pfdv » ; $28,8 \pm 9,09$) que dans les prairies de versant (« pv » ; $25,3 \pm 6,82$) et les parcelles en céréales d'hiver (« culture » ; $16 \pm 5,02$) (Fig. 2). De la même façon, l'indice de diversité de Shannon était plus élevé dans les prairies de fonds de vallée ($H = 2,99 \pm 0,30$) que dans les prairies de versant ($H = 2,77 \pm 0,32$) et les parcelles en céréales ($H = 2,41 \pm 0,29$). Les espèces les plus fréquentes rencontrées en céréales d'hiver étaient l'agrostide stolonifère (*Agrostis stolonifera*) et le liseron des champs (*Convolvulus*).

arvensis) ; le ray-grass (*Lolium perenne*) et le trèfle blanc (*Trifolium repens*) en prairies de versant ; le dactyle (*Dactylis glomerata*) et la houlque laineuse (*Holcus lanatus*) en prairies de fonds de vallée. De manière générale, les parcelles en céréales présentaient une flore plus nitrophile (affine des milieux riches en azote) et les prairies de fonds de vallée, une flore plus hydrophile (affine des milieux humides).

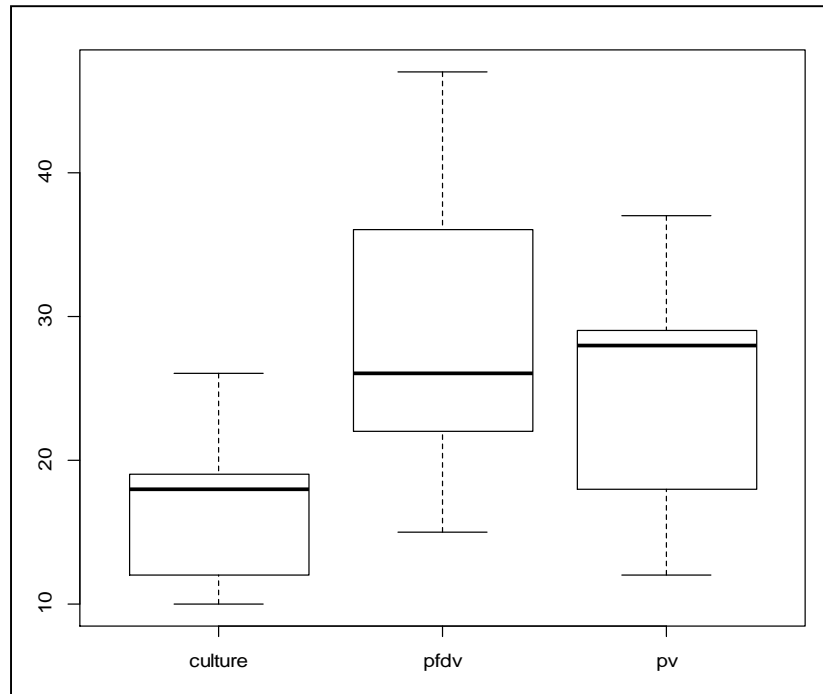


Fig. 2 : Richesse (nombre d'espèces) végétale observée par type de milieu. 'culture' = céréale d'hiver, 'pfdv' = prairie de fond de vallée, 'pv' = prairie de versant.

1.3.3 Délais de réponse des communautés végétales

Notre analyse a montré que la richesse spécifique actuelle des céréales était significativement liée aux métriques paysagères résumées par l'axe 2 de l'ACP de 2010 et l'axe 2 de l'ACP de 2013. Cet axe 2 correspondait à une hétérogénéité (indice de Shannon) croissante du paysage. Ainsi, plus l'hétérogénéité du paysage augmentait et plus la richesse spécifique actuelle était élevée. Les métriques paysagères de l'année 2010 sont celles qui expliquaient le mieux les patrons de richesse actuelle (Fig. 3a). De la même façon, la richesse spécifique des prairies de versant était significativement liée aux métriques paysagères résumées par l'axe 1 et l'axe 2 de l'ACP, des années 2007 à 2014. La contribution de l'axe 1 de l'ACP, correspondant à une opposition entre proportion de cultures et de prairies de longue durée, était supérieure à celle de l'axe 2 (R^2 systématiquement plus grand). La proportion croissante de prairies de longue durée dans un rayon de 300 m autour des prairies influençait positivement la richesse spécifique actuelle des communautés végétales. Les métriques paysagères de 2011 étaient celles qui expliquaient le plus les variations de richesse spécifique actuelle dans les prairies de versant (Fig. 3b). Enfin, on a remarqué que la richesse spécifique actuelle des prairies de fond de vallée ne répondait qu'aux métriques paysagères, résumées par l'axe 1 de l'ACP, de 2015 (effet positif de la proportion des prairies de longue durée)(Fig. 3c).

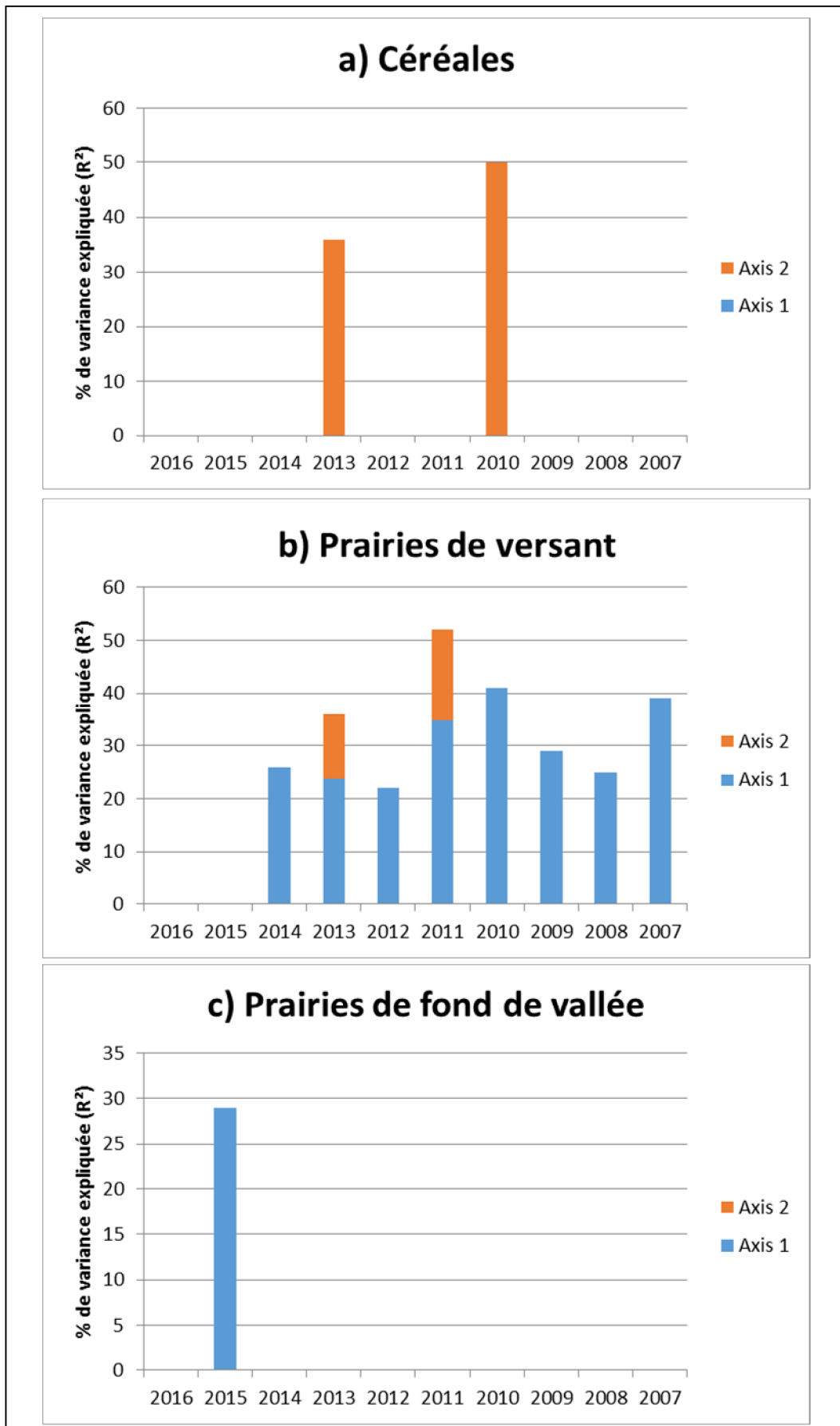


Fig. 3 : Pourcentage de variation de richesse spécifique expliquée (R^2) par les métriques paysagères résumées par les axes 1 (en bleu) et 2 (en orange) de l'ACP pour a) les parcelles en céréales, b) les prairies de versant et c) les prairies de fond de vallée. Seuls sont représentés les R^2 des modèles ayant des effets significatifs.

Les analyses sur la diversité de Shannon des parcelles en céréales montraient un effet significatif des métriques paysagères résumées par l'axe 2 de l'ACP de 2010, 2013 et 2016. L'année 2010 était celle qui expliquait le plus les variations dans la diversité de Shannon des communautés végétales en céréales. La diversité de Shannon dans les prairies de versant était, quant à elle, significativement expliquée par les métriques paysagères des années 2007 à 2015. Comme pour la richesse spécifique, l'année 2011 est celle qui expliquait le mieux les patrons de diversité observée. Enfin, les analyses sur la diversité de Shannon des prairies de fond de vallée montraient un effet significatif des métriques paysagères de 2007 et 2008. L'axe 1 des ACP (correspondant à une proportion croissante de prairies de longue durée) de 2007 et 2008 influençait significativement et positivement l'indice de diversité de Shannon.

1.4 Conclusion

A travers cette analyse, nous avons démontré l'existence d'un délai de réponse des communautés végétales aux changements qui se sont opérés dans les paysages le long de la Sélune. La richesse et la diversité de Shannon des communautés végétales des parcelles agricoles étaient mieux expliquées par les caractéristiques passées du paysage que par leurs caractéristiques l'année d'échantillonnage de la flore. Nous avons aussi montré que les caractéristiques des paysages en 2010 et en 2011 expliquaient le plus les variations de richesse et de diversité de Shannon actuelles des parcelles en céréales et des prairies de versant. Ces années se caractérisaient par la plus faible proportion de cultures sur toute la période considérée. En revanche, le délai de réponse des communautés végétales en prairies de fond de vallée était moins long que dans les deux autres milieux. Ainsi, les communautés végétales des milieux *a priori* plus stables et moins perturbés seraient moins sensibles aux changements qui s'opèrent dans les paysages.

Cette étude, en faisant l'état des lieux des communautés végétales au sein des parcelles agricoles le long de la Sélune, redémontre, s'il en est besoin, l'importance des observations à long terme. Elle soutient que tenir compte des changements passés dans les paysages est essentiel pour expliquer les patrons actuels de biodiversité. D'un point de vue opérationnel, notre étude suggère qu'il faudra probablement du temps avant de voir s'exprimer pleinement les conséquences des réaménagements de la vallée (dans son ensemble) sur les paysages et la biodiversité, et qu'il faudra donc être prudent dans les conclusions des évaluations entreprises.

Ce travail a fait l'objet d'une communication orale (Alignier et al. 2018) lors du colloque international SFécologie 2018.

2. Les communautés d'insectes pollinisateurs en prairies et leurs déterminants

2.1 Objectifs de l'étude

Ce travail avait pour objectif (i) de compléter l'état des lieux de la biodiversité des paysages agricoles par une caractérisation des communautés d'insectes en lien étroit avec la flore : les pollinisateurs, (ii) de comprendre dans quelle mesure ces communautés d'insectes sont impactées par les pratiques agricoles et la structure du paysage environnant, et (iii) de tester l'existence d'un lien entre l'état agroécologique des bordures de champs tel que défini au moyen de l'outil Ecobordure (cf. rapport d'activités 2016 du projet Sérirage) et l'abondance des pollinisateurs.

2.2 Etat des lieux des communautés d'insectes pollinisateurs et de leurs déterminants dans les prairies de versant et de fond de vallée

2.2.1 Hypothèses

Nos principales hypothèses concernant ce travail étaient :

- étant donné les pratiques de gestion différentes au sein des prairies de versant et des prairies de fond de vallée, la disponibilité et la diversité des ressources florales est supposée différente entre les deux types de milieux et les communautés de pollinisateurs sont elles aussi supposées différentes.
- les prairies localisées dans les paysages les plus diversifiés en termes d'occupation du sol et notamment avec une forte proportion d'éléments semi-naturels (bois, prairies de longue durée) sont plus susceptibles d'accueillir des communautés de pollinisateurs diverses et abondantes. En effet, les éléments stables du paysage permettent à la végétation spontanée de s'exprimer (moins de contraintes liées à la gestion) et offrent des ressources alternatives et/ou complémentaires à celles trouvées en parcelles agricoles et ce, tout au long de la saison.

2.2.2 Méthodologie d'échantillonnage des insectes pollinisateurs

Le suivi des pollinisateurs a été réalisé au moyen de comptages visuels (méthode non invasive et non destructrice). Ces comptages visuels ont été menés le long de transects marchés de 50 m de long et de 2 m de large, pendant une durée minimale de 5 minutes (temps pour parcourir 50 m à faible allure sans pollinisateurs). Nous avons échantillonné 6 prairies de versant et 6 prairies de fond de vallées². Pour chaque prairie, deux transects ont été suivis, l'un localisé au centre de la parcelle (à 50 m du bord), l'autre dans la bordure. Les pollinisateurs, en vol ou au butinage des fleurs, ont été identifiés par grands groupes : abeilles domestiques, abeilles sauvages, bourdons, syrphes, papillons, coléoptères, autres diptères. Le recouvrement des plantes en fleurs a été estimé visuellement au moyen d'un indice dérivé de l'indice de Braun-Blanquet. Six sessions de relevés ont été effectuées sur une période allant de mai 2018 (début de la saison de végétation) à septembre 2018 (fauche des prairies).

2.2.3 Caractérisation du paysage environnant les prairies

Le paysage environnant chaque parcelle de prairie a été décrit dans un buffer de 300 m de rayon, à partir de la carte d'occupation du sol réalisée par A. Zermeno-Rodriguez. Les métriques paysagères caractérisant la composition du paysage étaient : la proportion de cultures, de prairies de courte durée (< 5 ans), de prairies de longue durée (> 5 ans), de bois, de bâti, d'eau et l'indice de diversité de Shannon. Les métriques paysagères caractérisant la configuration du paysage étaient : la taille moyenne des parcelles, l'indice de forme moyen des parcelles et la densité de bordures. Etant donné la corrélation forte de certaines métriques paysagères entre elles, nous n'avons gardé pour les analyses que la proportion de prairies de courte durée (< 5 ans), de prairies de longue durée (> 5 ans), de bois et la densité de bordures.

2.2.4 Résultats

Au total, nous avons observé 934 insectes pollinisateurs et 84 espèces de plantes en fleurs. Les communautés de pollinisateurs étaient dominées par les syrphes (48% des individus observés) puis les abeilles sauvages (16%) et les papillons (15%). La composition des communautés de pollinisateurs ne différait pas entre les deux types de prairies (Fig. 4).

² Pour rappel, une prairie de fond de vallée est ici définie comme une prairie jouxtant la Sélune

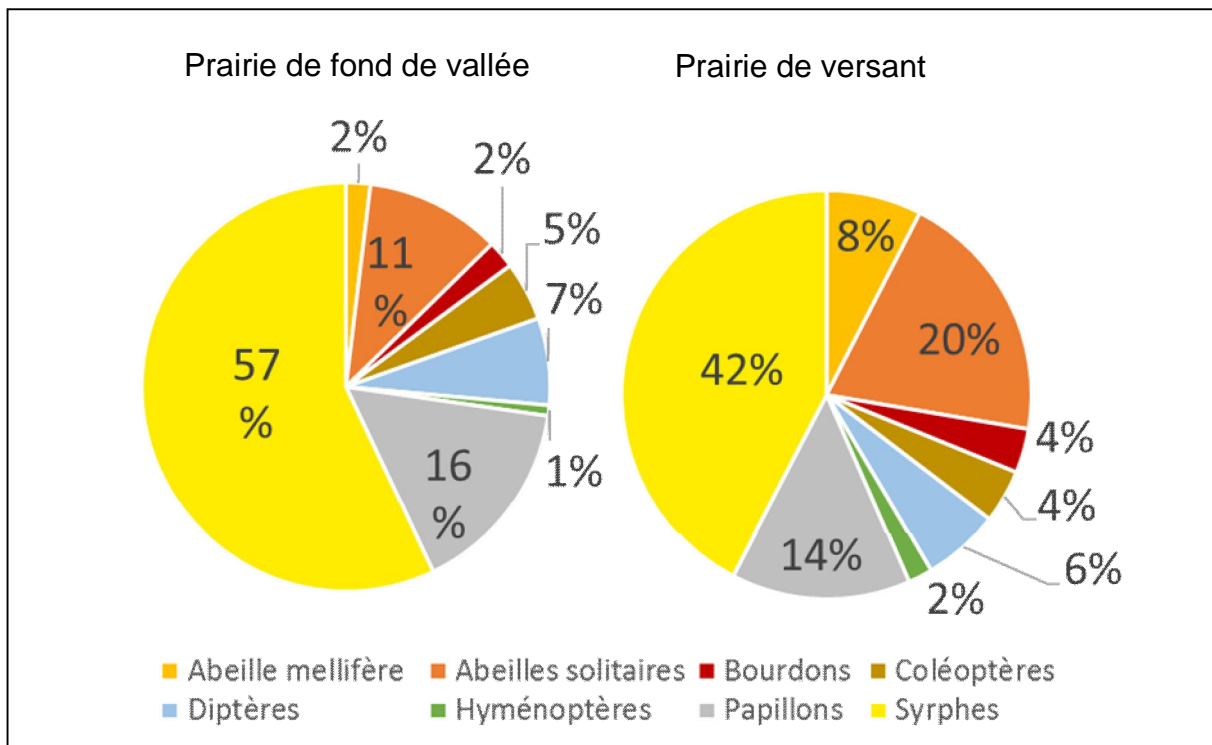


Fig. 4 : Composition des communautés d'insectes pollinisateurs de prairies de fond de vallée (à gauche) et des prairies de versant (à droite)

De manière générale, l'évolution des effectifs d'insectes pollinisateurs tendait à croître au printemps jusqu'à atteindre un pic en plein été avant de re-décroître. Cette dynamique semble étroitement lié à la disponibilité en ressources florales (Fig. 5).

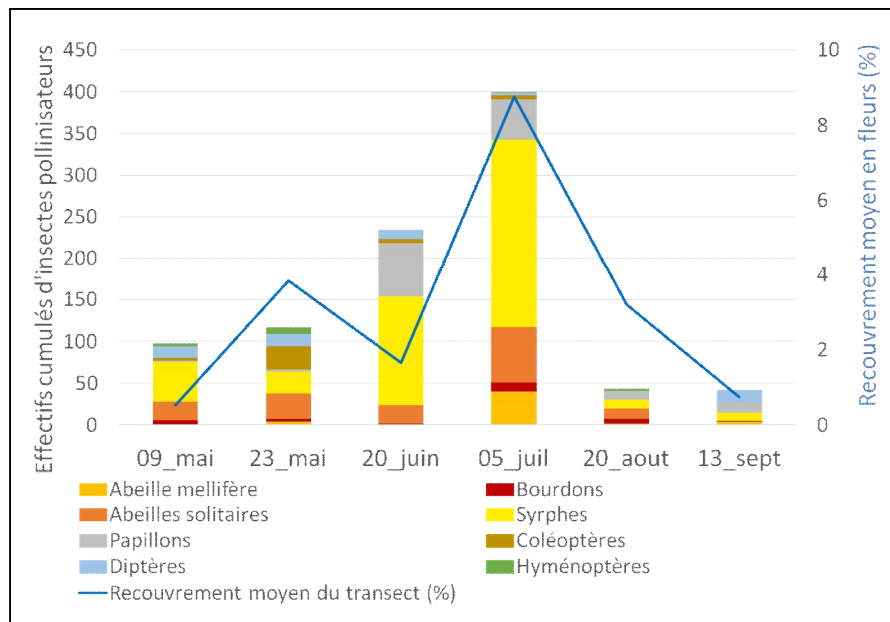


Fig. 5 : Evolution des effectifs d'insectes pollinisateurs et du recouvrement moyen en fleurs au cours de la période d'échantillonnage (6 sessions de mai à septembre 2018)

Ce travail a fait l'objet d'une plaquette de restitution envoyée aux agriculteurs concernés par l'étude (Leroy & Alignier, 2018).

2.3 Influence du paysage sur les communautés d'insectes pollinisateurs en prairies de versant et de fond de vallée

2.3.1 Méthodologie d'analyse

L'abondance de chaque groupe de pollinisateurs a été mise en relation avec des variables décrivant les conditions environnementales locales (i.e. la richesse de plantes en fleurs et la hauteur de végétation) et des variables caractérisant le contexte paysager (cf. 2.2.2). Etant donné les différences de conduite des prairies (cf. volet 2 tâche 1 du rapport d'activités 2017 du projet Sérimage), chaque type de prairies (versant vs. fond de vallée) a été analysé séparément.

2.3.2 Résultats

Tableau 1 : Résumé des effets des variables locales (en bleu) et paysagères (en marron) sur l'abondance des différents groupes d'insectes (en colonnes) dans les prairies de versant (en haut) et les prairies de fond de vallée (en bas). Les « + » indiquent un effet significatif et positif. Les « - » indiquent un effet significatif et négatif. L'absence de signe indique un effet non significatif de la variable considérée. Le R^2 rend compte du pouvoir explicatif du modèle.

Type	Facteurs locaux et paysagers	Abeilles domestiques	Bourdons	Abeilles solitaires	Syrphes	Papillons	Autres
Prairies de versant	Richesse de plantes en fleurs			+		-	
	Hauteur de végétation	+	+	+	+	+	
	% de prairies de longue durée (>5ans)			-			
	% de prairies de courte durée (<5ans)			+			
	% de bois			-			-
	Densité de bordures						+
R^2		0,26	0,13	0,67	0,29	0,25	0,45
Prairies de fond de vallée	Richesse de plantes en fleurs			+	+		+
	Hauteur de végétation				+	+	
	% de prairies de longue durée (>5ans)						
	% de prairies de courte durée (<5ans)				-		
	% de bois				-		
	Densité de bordures				-		
R^2		0,06	0,32	0,24	0,61	0,11	0,24

Les résultats montrent que les variables locales étaient celles qui expliquaient le plus souvent les variations d'abondance des différents groupes d'insectes. La richesse de plantes en fleurs (fortement corrélée au recouvrement total en fleurs, $\rho = 0.76$) avait un effet significatif et positif sur l'abondance des abeilles solitaires en prairies de versant et de fond de vallée, et sur l'abondance des syrphes et autres pollinisateurs en prairies de fond de vallée (Tab. 1). La hauteur de végétation avait un effet positif sur l'abondance des pollinisateurs quel que soit le groupe considéré (hormis le groupe « Autres ») en prairies de versant. Elle avait un effet positif sur l'abondance des syrphes et des

papillons en fond de vallée (Tab. 1). Le paysage environnant avait globalement assez peu d'effet sauf sur les abondances des abeilles solitaires en prairies de versant et les syrphes en fond de vallée. De manière surprenante, les éléments stables du paysage tels que les prairies de longue durée (> 5 ans) et les bois avaient un effet négatif sur les abondances de ces deux groupes d'insectes (Tab. 1). Ceci pourrait s'expliquer par un effet « dilution ». Ces éléments fournissant des ressources florales en abondance dans le paysage, les insectes se répartissent sur l'ensemble de ces ressources, diminuant ainsi potentiellement leur abondance au sein des parcelles.

2.3.3 Conclusion et perspectives

Ce travail souligne l'importance des variables locales (la richesse locale des plantes à fleurs et de la hauteur de la végétation) pour expliquer l'abondance de la plupart des groupes de pollinisateurs comparativement aux variables paysagères. Il ouvre différentes perspectives. D'une part, à l'échelle locale, il serait intéressant d'approfondir la connaissance des relations entre plantes à fleurs et pollinisateurs. Pour cela, l'analyse des réseaux d'interactions plantes-pollinisateurs et leur dynamique tout au long de la période permettrait d'identifier les espèces végétales clés pour le maintien des différents groupes d'insectes pollinisateurs au sein des paysages agricoles. D'autre part, à l'échelle paysagère, il s'agirait d'approfondir les analyses pour appuyer les hypothèses quant au rôle négatif des éléments stables du paysage sur les communautés d'insectes pollinisateurs. Il serait également pertinent d'élargir l'échelle spatiale considérée pour mieux tenir compte des distances de butinage des insectes (de l'ordre du kilomètre).

Cette étude a fait d'un document de travail rédigé par David Leroy (ingénieur d'étude en écologie, recruté sur le projet) à l'issue de sa mission. Elle a également fait l'objet d'une communication sous forme de poster lors du colloque international SFécologie 2018. Enfin, ces résultats ont été présentés lors des journées de restitution 2018 i) à des agriculteurs et ii) des membres de l'UMR BAGAP.

2.4 Mise en relation de l'état agroécologique des bordures de champs avec l'abondance des insectes pollinisateurs

2.4.1 Contexte et hypothèse

L'étude a porté sur une sélection de 29 bordures de champs parmi les 166 inventoriées par Elven Lanoë (cf. rapport scientifique d'activités 2016 du projet Sérilage). Les bordures de champs ont été sélectionnées de façon à avoir un effectif à peu près équivalent entre les différents profils de végétation issus de l'analyse *via* l'outil Ecobordure³ (Tab. 2).

Tableau 2 : Nombre de bordures de champs suivies en fonction de leurs profils de végétation et de leur appartenance aux secteurs Ecobordure. A,a = adventice, F = Forestière, P = prairiale

Profils de végétation	Adventice	Forestière	Mixte Forestière-Prairiale			Prairiale		Total
			Fa	FP	FPa	P	Pa	
Secteur "Ecobordure"	A	F	Fa	FP	FPa	P	Pa	
Nombre de bordures suivies	5	5	2	1	5	8	3	29

³Alignier A.*, Le Coeur D.*, Lanoë E., Ferchaud F., Roche B., Thenail C. (2018) Ecobordure: a flora-based indicator of the agroecological state of field margins. *Ecological Indicators*, 85, 832-840 * are the two first authors

Notre hypothèse était la suivante :

Les bordures de type « Prairie » sont les bordures les plus susceptibles d'accueillir une grande diversité de plantes en fleurs, sources de pollen et nectar pour les pollinisateurs comparativement aux bordures forestières (plus ombragées et plus fraîches, conditions moins favorables aux insectes pollinisateurs) et aux bordures adventices (plus perturbées donc moins favorables aux insectes pollinisateurs).

2.4.2 Résultats

Au total, 1448 insectes pollinisateurs ont été dénombrés au cours des 6 sessions d'échantillonnage sur ces 29 bordures de champs. En moyenne, le nombre d'insectes pollinisateurs (tous groupes confondus) était de $69,4 \pm 58,2$ dans les bordures adventices, $60,3 \pm 40,9$ dans les bordures forestières, $43,3 \pm 20,6$ dans les bordures prairiales et $33,8 \pm 14,38$ dans les bordures mixtes forestières-prairiales. Il n'y avait pas de différence significative, entre les secteurs ou entre les différents profils de végétation, de l'abondance totale des insectes pollinisateurs (Fig. 6) et de l'abondance des différents groupes de pollinisateurs.

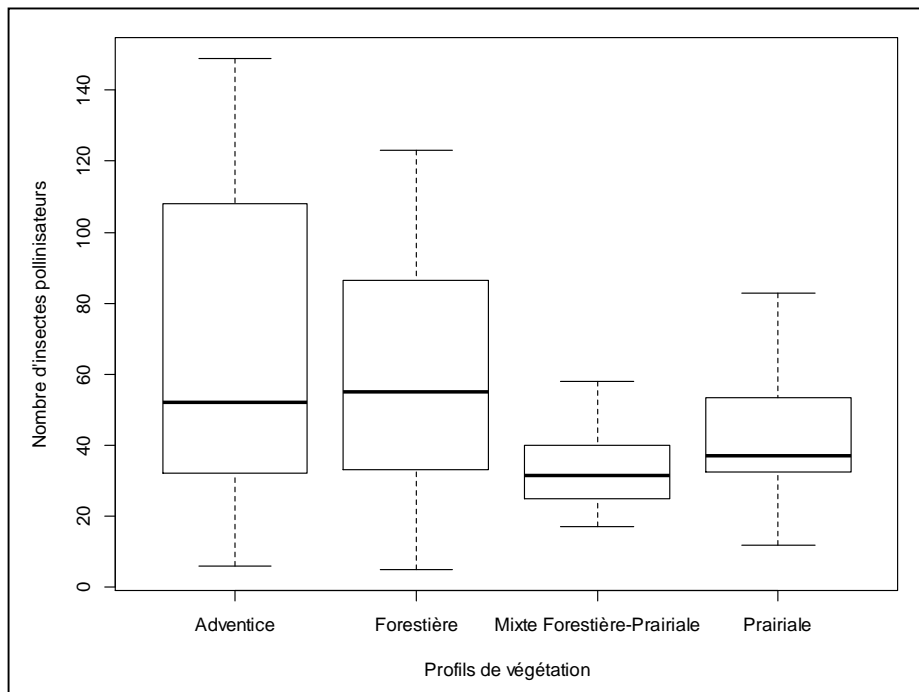


Fig. 6 : Abondance de l'ensemble des insectes pollinisateurs en fonction des profils de végétation des bordures (N = 29)

De plus, il n'y avait pas de différence significative de l'abondance des différents groupes de pollinisateurs en fonction de la structure de la bordure (présence ou non d'une haie, haie continue ou discontinue).

Nos résultats vont à l'encontre de l'hypothèse posée. Il n'y avait pas davantage de pollinisateurs dans les bordures « prairiales ». Au contraire, il y aurait tendance à y avoir davantage d'insectes pollinisateurs dans les bordures « adventices » et « forestières » que dans les bordures « mixtes » et « prairiales ».

2.4.3 Conclusion et perspectives

Notre analyse suggère que les profils de végétation issus de l'outil Ecobordure ne peuvent pas être utilisés comme proxy de l'abondance des différents groupes de pollinisateurs. Pour autant, l'analyse n'a été conduite que sur un sous-ensemble de 29 bordures. Pour confirmer ou infirmer ces premières observations, il s'agirait d'augmenter substantiellement le nombre de bordures suivies. Une autre perspective à ce travail serait d'approfondir les analyses en étudiant la dynamique des insectes pollinisateurs sur les différents types de bordures. En effet, on s'attend à ce que les bordures « forestières » qui fleurissent à la fois tôt et tard dans la saison offrent des ressources précoces/tardives favorisant certains groupes d'insectes pollinisateurs, comparativement aux autres types de bordures.

Volet 2 / Tâche 3 – Trajectoires d'évolution des paysages par télédétection

L'enjeu de cette tâche est de poser les bases d'un suivi à long terme de la dynamique des paysages de la Sélune, en lien avec le projet de suppression des barrages et d'évolution des pratiques agricoles. Il s'agit de capter les caractéristiques et contrastes d'évolution des paysages le long de la vallée de la Sélune, en lien avec les dynamiques agricoles et environnementales (notamment de biodiversité) sous-jacentes, avant, pendant et après le réaménagement du cours d'eau. La démarche repose sur la caractérisation systématique de l'occupation des sols le long de la Sélune au sein d'un dispositif d'observation. Cette approche permet l'identification d'indicateurs spatiaux des dynamiques de l'occupation des sols en matière de proportion des différentes occupation mais aussi de structure de la mosaïque paysagère.

L'objectif de cette partie est mettre en place une caractérisation de l'occupation des sols de la vallée de la Sélune afin de disposer d'un état des lieux avant le "dés-aménagement". Pour cela, trois éléments ont été caractérisés : l'occupation du sol à l'échelle de l'ensemble de la vallée (section 3), la structure du paysage pour une série de sites d'études répartis le long de la Sélune sur un pas de temps court (10 ans - section 1) et sur un pas de temps moyen (50 ans - section 2).

Tâche 3.1 : Analyse de la dynamique du paysage à l'échelle de sites-paysage de la Sélune sur une période de 10 ans

*Rédaction : Alejandro Zermeno-Rodriguez, Lily Castay & Claudine Thenail, UMR BAGAP;
Simon Dufour, UMR LETG-RENNES-Costel.*

Projet d'ingénierie d'Alejandro Zermeno-Rodriguez.

1. Introduction

Dans l'étude présentée ici, une démarche reproductible est mise en place pour produire une caractérisation systématique des dynamiques de paysage sur un pas de temps court (10 ans). Deux questions méthodologiques sont principalement traitées. La première question porte sur les descripteurs *ad hoc* pour caractériser ces trajectoires paysagères en lien avec les dynamiques agricoles et environnementales sous-jacentes (classes d'occupation du sol, métriques paysagères...). La seconde question porte sur le choix de référence temporelle pour suivre les évolutions des paysages agricoles. Enfin, l'hypothèse centrale examinée dans cette étude, est que les paysages évoluent, même sur des pas de temps de quelques années, selon une dynamique d'augmentation générale des cultures annuelles et de spécialisation spatiale interne (polarisation) opposant zones de prairies et zones de cultures annuelles en traduction des évolutions locales des systèmes d'exploitations agricoles.

2. Matériel et méthodes

2.1 Contexte géographique

La caractérisation de la dynamique paysagère a été réalisée à l'échelle de la vallée de la Sélune, ce qui inclut à la fois le chenal, le corridor rivulaire, le fond de vallée, et les versants et hauts de versants de la dépression. Ce choix est justifié par trois arguments (cf. Germaine, 2009) :

- (1) l'ensemble des vallées situées sur le massif armoricain de Normandie couvre plus de la moitié de cet espace,
- (2) il existe une diversité des "tronçons" de ces vallées en termes de morphologie et de paysage et
- (3) cette diversité renvoie à une diversité de fonctionnement écologique, environnemental, et en termes d'activités et de perception par les acteurs locaux, ce qui en fait un objet pertinent pour appréhender les enjeux de gestion environnementale.

Le socle principal de la vallée de la Sélune est schisteux, tandis que schistes et granites alternent sur l'ensemble du bassin versant. Nous retrouvons les différences entre les trois zones longitudinales de la vallée de la Sélune (zone aval des barrages, zones des lacs maintenant exondés entre les barrages, et zone amont des barrages) telles que caractérisées par M-A. Germaine (2009, 2011 - voir figure 1) dans la typologie de tronçons de vallées qu'elle propose. Trois sites-paysages ont été sélectionnés par zone. La zone amont de la Sélune présente des tronçons de vallées à dominante bocagère avec un encaissement d'une trentaine de mètres ; ces tronçons de vallée sont à dominante d'usage agricole. La zone située entre les barrages présente des gorges d'usage récréatif de 8 Km de long et à peu près 70 m d'encaissement environ, qui s'ouvrent sur des plateaux d'usage agricole de part et d'autre. Enfin les tronçons de vallée peu encaissés de la zone aval des barrages jusqu'à l'estuaire présentent des usages agricoles, mais aussi résidentiels liés aux pôles urbains, ainsi que des usages récréatifs liés à l'estuaire de la Sélune et ces pôles urbains. Les systèmes agricoles sont principalement sur une base de production laitière, même si les élevages porcins ou d'équidés sont également présents; ces élevages laitiers peuvent présenter une diversité de production complémentaires de cultures de ventes et/ou d'ateliers animaux autres (voir L. Castay *et al*, dans ce même rapport scientifique).

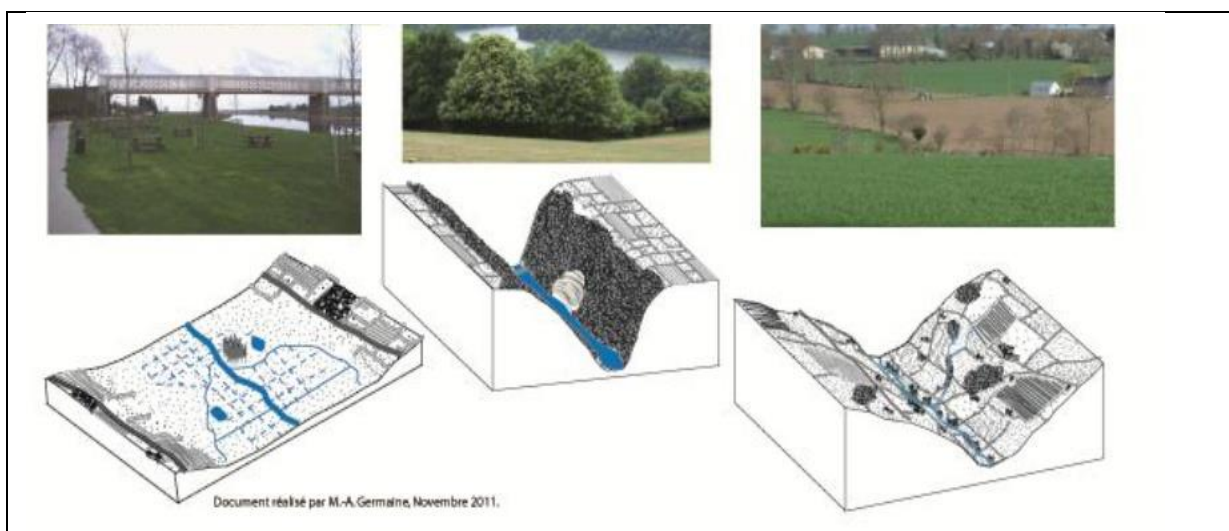


Figure 1. Caractérisation des trois principales zones de la vallée de la Sélune - M.A. Germaine, 2011 - <https://selune.hypotheses.org/la-selune/paysages>

2.2 Dispositif d'observation

La première étape de ce dispositif a été d'échantillonner des "sites-paysages" comparables de 1 Km², bordant le cours d'eau, tout au long de la vallée, et représentatifs des principaux contrastes d'occupation du sol (Deniau et al, 2015; Deniau, 2016). Compte tenu des dimensions de la vallée de la Sélune, cette taille de site-paysage permet bien de représenter l'espace du fond de vallée au haut de versant tout le long du cours d'eau. Par ailleurs, dans cette région, ce peut être une dizaine d'exploitations agricoles qui contribuent à des paysages de telles dimensions: les logiques individuelles et collectives (concertées ou non) peuvent être mises en relation avec les caractéristiques et trajectoires paysagères (Germaine, 2009; Baudry & Thenail, 2004). Enfin, cette dimension de site est très souvent choisie pour l'analyse des liens entre paysage et espèces de flore et d'insectes, et l'est à nouveau dans ce projet Sérilage, ou pour l'analyse des processus de flux hydrosédimentaires (Reulier, 2016). Au final, 9 sites-paysages ont été sélectionnés le long de la vallée de la Sélune, de part et d'autre, qui résultent d'un compromis entre la qualité de représentation des principaux contrastes d'occupation du sol le long de la vallée, et la faisabilité des analyses dans le cadre du dispositif interdisciplinaire (voir figure 2 et précédents rapports).



Figure 2. Localisation des sites-paysage le long de la vallée de la Sélune

2.3 Classes d'occupation du sol pour l'analyse du paysage

Afin de suivre ces processus spatiaux, nous avons créé une cartographie adaptée au contexte agricole local tout d'abord au travers du choix des grandes classes d'occupation du sol (Germaine, 2009 ; Zonneveld, 1989): cultures annuelles, prairie de longue durée "PLD" (implantées pour au moins 5 ans), prairie de courte durée "PCD" et Bois. Ce choix permet principalement de suivre une dimension temporelle et spatiale de l'intensification agricole: la simplification des rotations agricoles via la diminution/disparition des prairies de courte durée et de longue durée (Henckel, 2015). A noter que dans cette étude particulière, les haies, voies de communication etc., ont été cartographiés mais ne sont pas pris en compte dans l'analyse.

2.4 Méthode de construction de la cartographie

Nous avons eu recours à la télédétection pour cartographier la dynamique de chacun des sites-paysage de la Sélune (9 sites de 1 Km²) entre 2007 et 2017. Nous avons adopté une approche pixel basée sur la méthode du « maximum de vraisemblance » pour construire une classification à partir de données d'apprentissage. Cette méthode présente l'avantage d'avoir une qualité statistique élevée et un temps de traitement plus court. Pour obtenir des données d'apprentissage et de validation sur les 9 sites-paysage, une campagne de terrain a été menée en 2017 et une enquête de suivi de pratiques agricoles nous a apporté des informations sur l'occupation du sol de 43 parcelles depuis 2007. L'analyse du Registre Parcellaire Graphique (RPG) nous a permis de compléter les données d'apprentissage et de validation pour 7 ans (2007, 2008, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014). A l'aide de l'outil Semi-Automatic Classification Plugin (SACP) de Qgis, des corrections radiométriques ont été appliquées sur 60 images satellites issues de différents types de capteurs (Sentinel-2, Landsat-8 OLI TIRS, Landsat-7 ETM+, Landsat-5 TM et Aster). Les images Spot-2 HVR, Spot-4 HR VIR et Spot-5 HRG ont été fournies préalablement traitées en réflectance par le pôle de données Theia.

Afin de mieux caractériser le couvert végétal, l'indice de végétation NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) a été calculé pour toutes les images. Nous avons produit une classification d'occupation du sol pour chaque année, en utilisant une analyse diachronique avec deux images par an au minimum. L'analyse multi-dates des images satellites et la représentativité des parcelles d'apprentissage nous ont permis d'obtenir une qualité statistique élevée pour chaque classification (indice de kappa entre 0.77 et 0.93).

Un parcellaire par site-paysage a été construit, à partir du cadastre 2013 et du parcellaire produit en 2016 par méthode de photo-interprétation (Deniau, 2016). La cartographie des sites-paysages a été faite par une méthode de jointure spatiale entre les classifications et les parcellaires. La classe "prairie de long durée" a été incorporée par une analyse spatio-temporelle de la classe prairie. Pour cela, toutes les cartes de la série temporelle ont été intersectées; ensuite une requête spatiale a permis de sélectionner les parcelles qui sont restées en prairie pendant 5 ans de manière continue.

2.5 Sélection des métriques du paysage

Pour analyser la dynamique des processus spatiaux tels que la polarisation et l'homogénéisation du paysage, des métriques ont été extraites, à partir de données cartographiques. Classiquement, l'approche quantitative du paysage se fait à partir de plusieurs notions faisant référence aux structures spatiales, c'est-à-dire l'agencement spatial des éléments paysagers les uns par rapport aux autres. Ces notions structurantes sont notamment la fragmentation et l'hétérogénéité spatiale (O'Neill *et al.*, 1997). La fragmentation est la taille de mêmes types d'éléments du paysage agglomérés, appelés communément *patch* en écologie du paysage (tache en français). Le paysage se présente souvent comme un ensemble de taches de types d'éléments paysagers plus ou moins fragmentés. Il s'agit d'une mosaïque plus ou moins hétérogène spatialement. L'hétérogénéité paysagère comporte ainsi deux composantes essentielles : la diversité des éléments du paysage et la complexité de leurs relations spatiales, qui sont mobilisées en écologie du paysage pour apprécier l'agencement d'habitats disponibles pour la biodiversité. C'est pourquoi nous mobilisons ces deux composantes ici.

La majorité des approches quantitatives sont bien adaptées à l'étude d'espaces continus divisés en mailles régulières qui permettent de mettre en place une typologie paysagère (voir Robbez-Masson, 1994; Joliveau & Michelin, 1998; Tolle, 2005; Schermann & Baudry, 2002 cités par Germaine & Puissant, 2008). Cependant notre objectif est de caractériser les dynamiques paysagères d'objets discontinus (sites-paysage repartis toute au long de la Sélune) afin de pouvoir ensuite comparer leurs

trajectoires. Les métriques retenues doivent donc être adaptées à la caractérisation des objets discontinus mais aussi doivent traduire des dynamiques spatio-temporelles des paysages.

Une cinquantaine de métriques sont couramment utilisées en écologie du paysage. Cependant, plusieurs études ont indiqué que très peu de ces mesures contenaient des informations uniques, qui ne sont pas redondantes (Riitters *et al.*, 1995 ; O'Neill *et al.*, 1997 ; Herzog & Lausch, 2001). Riitters *et al.* (1995) ont étudié 55 mesures et ont conclu qu'elles pouvaient être réduites à six mesures générales du motif et de la structure du paysage, par exemple : ratio périmètre-aire, contagion, forme de patch normalisée, nombre de classes d'occupations du sol.

Les études en écologie du paysage qui prennent en compte les changements temporels du paysage vont examiner la fragmentation, par exemple, en choisissant des indicateurs liés à la taille des patches (ED, PD), au voisinage le plus proche de la zone principale (ENN). D'autre part, le nombre des patches (NP) et la diversité (Shannon, Simpson), sont des mesures fréquemment utilisées dans des études décrivant l'hétérogénéité spatiale (Lausch et Herzog 2002 ; Hargis *et al.* 1998 ; Chust 2002; Herzog et Lausch 2001 ; Haase *et al.*, 2007 ; McGarigal *et al.*, 2002). De plus, les études des dynamiques paysagères dans un contexte d'intensification agricole différenciée proposent pour caractériser la fragmentation, les indices de densité moyenne de patches (MPD) et densité de lisière (ED) (Hietala-Koivu 1999 ; Baessler & Klotz 2006 ; Oszwald *et al.* 2011 ; Gaujour *et al.* 2011 ; Henckel 2015),). Pour caractériser l'hétérogénéité, les indices de diversité et d'équitabilité de Shannon (SHDI, SHEI) et l'indice de forme moyenne (MSI) sont souvent retenus. *In fine*, nous avons choisi de travailler à partir de six métriques du paysage réparties en trois groupes thématiques (tableau 1).

1. Le premier groupe comprend des métriques de taille et de proportion pour suivre notamment la fragmentation spatiale des éléments paysagers.
2. Le deuxième groupe comprend les métriques de diversité qui permettent de quantifier la richesse paysagère d'un site, en termes d'éléments paysagers, ou l'abondance d'un élément paysager particulier. De plus, les deux métriques proposées permettent de considérer leur répartition dans l'espace afin de déterminer le degré de proximité entre des éléments paysagers d'une même catégorie.
3. Le troisième groupe comprend les métriques de forme liées aux fractales. Ces métriques rendent possible la quantification de la complexité des éléments paysagers et des lisières de éléments paysagers constituant un site.

Tableau 1. Métriques qui renseignent sur la structure spatiale des sites-paysages

Notion structurante	Groupe thématique	Métrique paysagère
Fragmentation	Métriques de taille et de proportion	ED pour "Edge Density": densité de lisière ($m\ ha^{-1}$)
		MPD pour "Mean Patch Density": densité moyenne des patches d'éléments paysagers ($patches\ ha^{-1}$)
Hétérogénéité	Diversité paysagère	SHDI pour "Shannon's Diversity": indice de diversité de Shannon
		SHEI "Shannon's Evenness": indice de régularité
	Complexité des formes	MSI pour "Mean Shape Index": indice d'irrégularité
		MPar pour "Mean Perimeter-area ratio": ratio périmètre/aire

La densité de lisière (ED) est égale à la somme de la longueur de l'ensemble des lisières (en mètres) divisée par l'aire totale du site. Cette métrique est révélatrice de la fragmentation des éléments du paysage au sein du site. **Plus les taches seront petites et fractionnées, plus l'objet lisière sera important.**

La densité moyenne des patchs d'éléments paysagers (MPD) est mesurée par le nombre de patchs d'éléments paysagers indépendants les uns par rapport aux autres pour 100 ha. La densité se calcule en divisant le nombre de patchs d'éléments paysagers par l'aire totale du site. La MPD **indique si les patchs d'éléments paysagers analysés au sein d'un site forment de vastes continuités (MPD faible), ou au contraire une mosaïque de patchs très fragmentés, discontinus (MPD fort).**

Indice de diversité de Shannon (SHDI). L'indice de Shannon présente des valeurs allant de 0 à x. Un indice équivalent à 0 postule l'existence d'un seul type d'occupation des sols (du coup la diversité paysagère est nulle). Cet indice augmente avec le nombre de patchs d'éléments paysagers (**richesse spécifique du paysage**) et lorsque la distribution surfacique des patchs tend à devenir égale. Un indice de 1.2 peut indiquer qu'un site est caractérisé par une diversité paysagère importante mais aussi que la distribution surfacique au sein du site est assez hétérogène.

L'indice de régularité (SHEI) renseigne la composition et la richesse du milieu. Cet indice représente le nombre de patchs d'éléments paysagers observés le long d'un transect (une ligne droite traversant la zone observée). Il permet de mesurer **la régularité de la distribution et de l'abondance des patchs.** Cet indice varie entre 0 et 1. Un indice de 0 correspond à une distribution spatiale totalement déséquilibrée. Plus la valeur de l'indice s'approche de 1, plus la distribution spatiale est équilibrée.

Ratio périmètre/aire (MPar). La métrique de forme permet de mesurer le **degré d'irrégularité d'un type de patch d'éléments paysagers** au sein d'un paysage. Cette métrique est égale à 0 lorsque le patch d'élément paysager est carré et croît sans limites au fur et à mesure que l'objet observé est irrégulier. C'est-à-dire qu'à aire égale, les lisières sont beaucoup plus complexes (les limites agricoles, plus cohérentes, ont tendance à être moins complexes que les limites de forêts).

Indice d'irrégularité (MSI pour "Mean Shape Index"). Cette métrique d'irrégularité prend en compte, non seulement la **forme** du type de patch d'élément paysager, **mais également les complexités à la limite entre deux patch d'éléments paysagers.** Il s'agit donc d'un indice de complexité de forme des segments de lisières. Il repose sur les relations qui existent entre les principales quatre types d'occupation des sols qui correspondent à des regroupements d'éléments paysagers structurellement et typologiquement proches. Le MSI est égal à 1 lorsque les patchs d'un type d'occupation des sols ont la forme d'un carré. Plus cette forme est complexe, plus l'indice est fort.

Les deux dernières métriques ont été calculées pour les quatre types d'occupation des sols qui correspondent à des regroupements d'éléments paysagers : les espaces boisés (Mpar_B et MSI_B), les prairies de longue et de courte durée (Mpar_PLD, Mpar_PCD, MSI_PLD et MSI_PCD) et les cultures (Mpar_C et MSI_C).

Les indices paysagers ont été mis en place à partir de données issues des cartes de l'occupation des sols de 2007 jusqu'à 2017. Nous avons calculé l'ensemble des six indices du paysage pour les 9 sites-paysages (1Km²) pour les 11 années de recul. Nous obtenons ainsi, un tableau par site-paysage (9 sites) et par année (11 ans) avec 16 variables : proportion par type d'occupation du sol (Bois, Cultures, PLD, PCD) ; valeurs de métriques de forme (ED, MPD) ; valeurs de métriques de diversité (SDHI, SHEI) et valeurs de métriques de complexité paysagère (Mpar, MSI par type d'occupation de sol).

Les indices ont été calculés avec le logiciel FRAGSTATS© (McGarigal & Marks, 1995), conçu pour calculer des indicateurs quantitatifs de la composition du paysage et de la configuration spatiale à partir des données raster.

2.6 Méthode d'analyse statistique de la dynamique du paysage

Afin de caractériser et d'analyser les dynamiques du paysage de la Sélune entre 2007 et 2017, nous avons utilisé une analyse multivariée à trois indices, STATIS (Fig. 3). Cette méthode permet d'identifier les structures spatiales similaires entre différentes dates (Lavit *et al.* 1994; Ernoult *et al.* 2004).

Un tableau à trois entrées (Dolédéc & Chessel, 1989) a été constitué. La première entrée identifie les x sites qui font l'objet de k mesures d'occupation des sols et de la structure du paysage (2e entrée) à t dates (de 1990 à 2007, 3e entrée).

La première étape de la méthode STATIS passe par l'analyse de l'inter-structure, à partir des corrélations entre les tableaux (R_v). Un tableau synthétique est construit à partir d'une combinaison de chaque tableau-date appelé compromis (Robert & Escoufier, 1976). La deuxième étape appelée intra-structure permet d'identifier la reproductibilité du compromis pour chaque tableau-date initial. Une position proche du compromis permet d'identifier une structure paysagère commune entre dates. La dernière étape est l'analyse des trajectoires, définies comme le changement de la position d'une variable (ou d'un individu) au long de la période donnée. Une classification ascendante hiérarchique par la méthode de Ward permet de faire une classification des trajectoires. Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R (Version 3.0.0, 2013) avec la librairie ade4 (Chessel *et al.*, 2004 ; Thioulouse & Chessel, 1997).

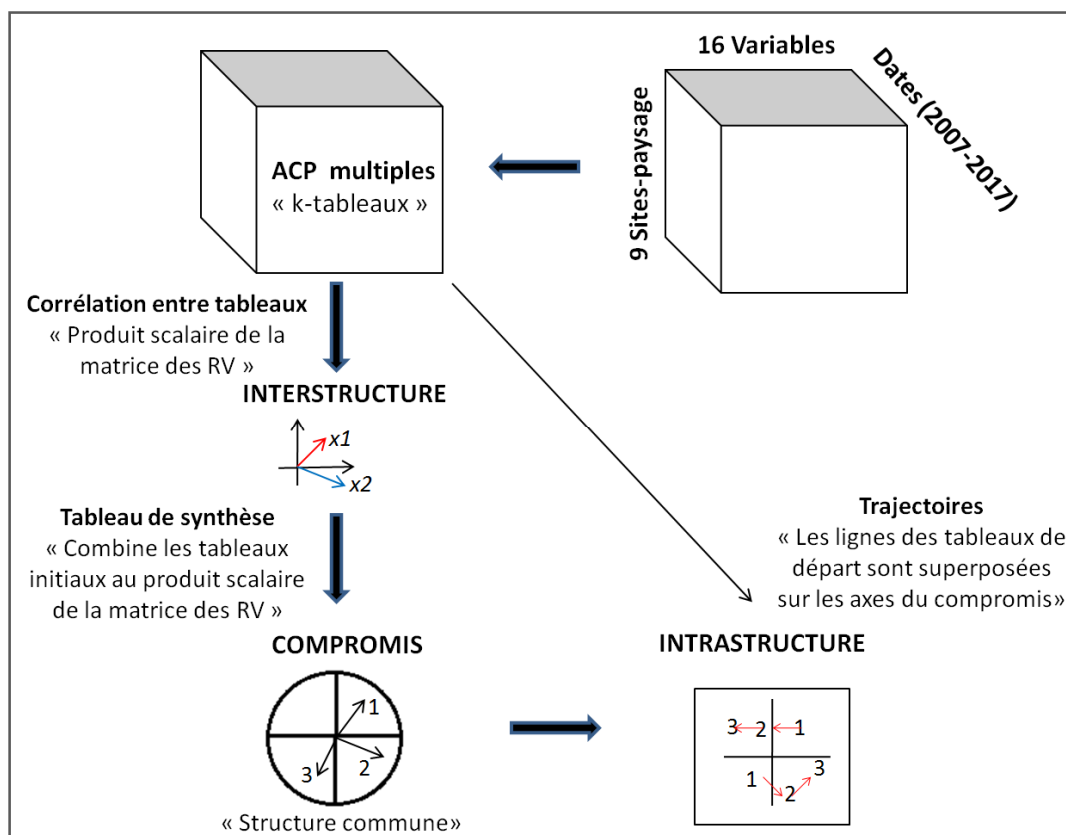


Figure 3. Méthodologie de constitution d'une analyse Statistis sur un tableau à trois indices. Source: élaboration propre à partir de Lavit *et al.*, 1994; Oswald *et al.*, 2011.

2.7 Facteurs explicatifs de la dynamique du paysage

Une enquête auprès d'agriculteurs utilisant au moins une parcelle au sein d'un site-paysage a été menée par ailleurs pour faire une typologie de systèmes de production agricoles (L. Castay *et al.*, ce rapport scientifique). Toute la surface agricole de chaque site n'a pas été "couverte" par enquête. Cependant, l'information historique des exploitations enquêtées peut être discutée en regard de l'information sur les dynamiques du paysage afin d'identifier des hypothèses sur la contribution des dynamiques agricoles aux évolutions des paysages.

Pour appuyer cette discussion, Le Registre Parcellaire Graphique (RPG) est également mobilisé. C'est en particulier le RPG de l'année 2014 qui a été utilisé, car c'est l'année pour laquelle nous avons la

plus grande connaissance de la localisation des sièges des exploitations agricoles utilisant les sites-paysages, ce qui permet de prendre en compte le facteur "distance des parcelles au siège d'exploitation" pour mieux comprendre l'organisation paysagère des sites.

Nous avons également examiné la topographie comme facteur explicatif de l'évolution paysagère, compte tenu des situations très contrastées le long de la vallée de la Sélune. Une carte des pentes a été produite à partir d'un modèle topographique (TPI pour Topographique Position Index à 750m) issue du modèle numérique du terrain à 25m de IGN.

3. Résultats

3.1 Description de la typologie de trajectoires d'évolution du paysage

L'analyse des coordonnées factorielles sur les deux premiers axes principaux du compromis a permis de caractériser trois types de trajectoires décrites ci-dessous. Nous avons inclus un tableau de synthèse des dynamiques paysagères dans lequel les sites sont groupés par type, et les valeurs médianes des métriques paysagères ont été intégrés (Tableaux 2. a.b.c).

Tableau 2. Synthèse des dynamiques paysagères sur 10 ans des sites-paysage de la Sélune		
a) composition des mosaïques		
Type dynamique 10 ans	Dynamique de l'occupation du sol	
	Description de la dynamique d'occupation du sol	Moyenne du pourcentage de changement d'occupation du sol par type
A	Un paysage dominé par les cultures vers un paysage composé par plus de prairies de longue durée	PLD 48.44% Cultures -17.47%
B	Le paysage reste stable, composée par des patchs de prairies et de cultures	PLD -7.03% Cultures 13.48%
C	Modification importante qui va d'un paysage composé principalement par des prairies vers un paysage dominé par les cultures	PLD -14.51% Cultures 32.29%

Légende. Cultures: cultures annuelles; PDL: prairies de longue durée.

Le groupe A est représenté par le site 01 (site le plus proche de l'estuaire en zone avale). Il montre une évolution unidirectionnelle qui va d'un paysage dominé par les cultures vers un paysage composé par davantage de prairies de longue durée. On observe une augmentation progressive de la prairie de longue durée (48.4%) et une diminution des cultures (-17.5%).

En termes de fragmentation, le paysage reste hétérogène tout au long de la période entre 2007 et 2017. On constate une densité de lisière entre patchs (ED) élevé (252 m ha⁻¹), et une densité moyenne des patchs d'éléments paysagers (MPD) élevé (38 patchs ha⁻¹), ce qui montre un paysage fragmenté avec des objets hétérogènes. En effet, la partie sud du site (adjacente au cours d'eau) est composée par des patchs constitués des quatre types d'occupation du sol disposés de façon discontinue. Cependant, le paysage n'est pas fractionné dans la partie nord, et de grands objets sont présents (présence d'un continuum de patchs de cultures). On observe un paysage diversifié avec une distribution spatiale très hétérogène et équilibrée. Les indices de diversité de Shannon (SHDI) et de régularité de Shannon (SHEI) sont très élevés (1.17 et 0.88 respectivement). Cela indique que l'ensemble des patchs sont bien répartis dans l'espace et que cette répartition se fait de manière

régulière. Le paysage est composé par des patches complexes de PCD et de PLD : on observe des patches de prairies plus petits avec une forme plus irrégulière que les patches de cultures et de bois. **Ce groupe représente un paysage qui reste relativement fragmenté, hétérogène et complexe avec une évolution marquée vers davantage de prairies.**

Tableau 2. Synthèse des dynamiques paysagères sur 10 ans des sites-paysages de la Sélune
b) configuration des mosaïques - fragmentation des diversité

Type dynamique 10 ans	Sites	Dynamique de la fragmentation et de la diversité paysagère	
		Description de la dynamique de fragmentation et de diversité paysagère	Valeurs médianes des métriques de fragmentation et de diversité par site
A	01	Le paysage reste stable relativement fragmenté et hétérogène	ED 252; MPD 38 ; SHDI 1.17; SHEI 0.88
B	03	Le paysage reste stable, peu fragmenté et homogène	ED 267; MPD 30 ; SHDI 0.95; SHEI 0.7
	07		ED 226; MPD 26 ; SHDI 1.04; SHEI 0.75
	09		ED 292; MPD 44 ; SHDI 1.1; SHEI 0.79
C	08	Evolution d'un paysage fragmenté et hétérogène vers un autre moins fragmenté et plus homogène	ED 252; MPD 38 ; SHDI 1.17; SHEI 0.88
	06		ED 226; MPD 26 ; SHDI 1.04; SHEI 0.75
	10		ED de 252 à 267; MPD de 38 à 30 ; SHDI de 1.17 à 0.95; SHEI de 0.88 à 0.7
	12		ED de 292 à 226; MPD de 44 à 26 ; SHDI de 1.1 à 1.04; SHEI de 0.79 à 0.75
	13		ED 292; MPD 44 ; SHDI 1.1; SHEI 0.79

Légende. ED: "Edge Density"; MPD: "Mean Patch Density"; SHDI: "Shannon's Diversity"; SHEI: "Shannon's Evenness".

Le groupe B contient les sites 03, 07 et 09 situés en zone des gorges ou zone aval très proche des gorges. On observe une modification légère entre 2007 et 2017. L'augmentation de cultures est légère (entre 10% et 20%) et la perte de la prairie de longue durée est modérée (entre -2.4% et -9.5%). **Le paysage reste stable dans sa composition de patches de prairies et de cultures tout au long de la période.**

Les sites 03 (zone des gorges) et 07 (très proche des gorges en zone aval) se maintiennent de la même façon avec une structure du paysage peu fragmentée pendant toute la période. On remarque toutefois une densité de lisière (ED) faible pour le site 07 (226 m ha⁻¹) mais élevée pour le site 03 (267 m ha⁻¹). Cette métrique renseigne sur la taille des patches d'éléments du paysage, laquelle indique que pour le site 03 les objets sont plus petits que ceux du site 07. Cependant la densité moyenne de patches d'éléments paysagers (MPD) est faible dans les deux cas (26 et 30 patches ha⁻¹ respectivement), donc le paysage peu fractionné. La principale différence réside dans le nombre de patches de cultures et de PLD : pour le site 03 le regroupement de patches de PLD au centre du site sépare en deux les patches de cultures. Tandis que pour le site 07 deux regroupements de patches de PLD fragmentent en trois les patches de cultures.

Les métriques de diversité paysagère renseignent aussi sur la fragmentation du point de vue de la répartition spatiale. Nous avons un indice de diversité de Shannon (SHDI) de 0.95 pour le site 03 et de 1.04 pour le site 07. L'indice de régularité de Shannon (SHEI) est de 0.7 pour le site 03 et de 0.75 pour le site 07. Ces deux métriques montrent des valeurs faibles pour les deux sites, donc en termes

de diversité paysagère, on observe un paysage homogène avec une distribution spatiale déséquilibrée. Pour le site 03 les patchs de PLD se regroupent à proximité du cours d'eau (Fossé du Moulin de la République) constituant un patch continu et complexe. Tandis que pour le site 07, une partie de patchs de PLD se regroupent à proximité du cours d'eau au nord du site, mais une autre partie se rassemble autour du bois.

Le paysage est composé par des patchs complexes de PLD, de bois et de cultures : on observe des patchs de bois et de PLD très complexes et irréguliers. Cette configuration produit dans les deux sites un paysage peu fragmenté avec une répartition spatiale déséquilibrée. Les patchs de PLD se regroupent près des cours d'eau et du bois en formant des patchs complexes. **Ces sites 03 et 07 présentent un type de dynamique où la structure du paysage reste stable, peu fragmentée, homogène.**

Le site 09 (zone des gorges) montre un paysage hétérogène. On constate une densité de lisière (ED) élevé (292 m ha⁻¹), et une densité moyenne des éléments paysagers (MPD) élevé (44 patchs ha⁻¹), ce qui montre un paysage fragmenté avec des objets de différentes tailles et en forte densité. En effet il se caractérise par des patchs discontinus des quatre types d'occupation du sol. La distribution spatiale est relativement hétérogène. Nous avons un indice de diversité de Shannon (SHDI) et de régularité de Shannon (SHEI) élevés (1.11 et 0.79 respectivement). Cela indique que les patchs de cultures, de PLD et de PCD sont répartis dans tout l'espace et que cette répartition est relativement régulière. Les patchs du bois sont regroupés au bord de gorges. Les patchs de PLD se placent sur le pourtour du site tandis que les cultures se situent principalement au centre du site, avec des patchs isolés de PCD et de PLD intercalés. **Nous observons pour le site 09 un paysage dont la structure reste stable, fragmentée et hétérogène.**

Le groupe C est composé par les sites 08, 06, 10, 12 et 13. **Ces sites montrent une évolution importante d'un paysage composé principalement par des prairies vers un paysage dominé par les cultures.** Localisé dans la zone des lacs exondés (entre le barrage de Vezins et le barrage de La-Roche-qui-Boit), le site 08 montre depuis 2012 une augmentation progressive de cultures (40%) qui a entraîné la disparition de la prairie de courte durée en 2014 et la diminution de la PLD (-18.4 %) en 2017. Les sites en zones amont et aval situés relativement à proximité de la zone médiane des gorges (site 06 à l'aval et site 10 à l'amont) montrent une intensité de changement supérieure à ce que l'on observe pour les sites les plus éloignés en zone amont (sites 12 et 13). La perte de prairies pour les sites à relative proximité de la zone de lacs (sites 06 et 10) est entre -17% et -21.3%, alors que cette perte de prairie est entre -1% et -17% pour les sites plus distants (sites 12 et 13). L'augmentation de cultures est entre 33.2% et 45% pour les premiers et entre 20% et 23% pour les seconds.

En termes de fragmentation on observe deux tendances : la première où le paysage reste hétérogène pendant toute la période ; et la deuxième où la structure du paysage s'homogénéise.

Les sites 08 (zone des gorges) et 13 (zone éloignée amont) suivent la première tendance où le paysage reste hétérogène pour toute la période. On remarque une densité de lisière (ED) élevé pour les deux sites (252 m ha⁻¹ pour le site 08 et 292 m ha⁻¹ pour le site 13). La densité moyenne des patchs d'éléments paysagers (MPD) est élevé dans les deux cas (38 et 44 patchs ha⁻¹ respectivement), produisant une mosaïque paysagère très fractionnée. En termes de diversité paysagère, nous avons un indice de diversité de Shannon (SHDI) de 1.17 pour le site 08 et de 1.1 pour le site 13. L'indice de régularité de Shannon (SHEI) est de 0.88 pour le site 08 et de 0.79 pour le site 13. Ces deux métriques montrent des valeurs élevés pour les deux sites, donc on observe un paysage fragmenté avec une distribution spatiale hétérogène. Dans les cas du site 08 on observe une perte de diversité car la PCD

disparaît à partir de 2014. Cependant, les patchs sont répartis sur tout l'espace du site-paysage, et cette répartition est relativement régulière. On observe une faible complexité des patchs.

Les sites 10 et 12 (zone amont) sont semblables : ils suivent la deuxième tendance où la structure du paysage change d'un paysage fragmenté vers un paysage homogène, selon une dynamique en deux périodes.

Dans la première période on remarque une densité de lisière (ED) élevée pour le site 10 (252 m ha⁻¹) et très élevée pour le site 12 (292 m ha⁻¹). La densité moyenne des éléments paysagers (MPD) est élevée dans les deux cas (38 et 44 patchs ha⁻¹ respectivement pour les sites 10 et 12), produisant des mosaïques paysagères très fractionnées. En termes de diversité paysagère, nous avons un indice de diversité de Shannon (SHDI) de 1.17 pour le site 10 et de 1.1 pour le site 12. L'indice de régularité de Shannon (SHEI) est de 0.88 pour le site 10 et de 0.79 pour le site 12. Ces deux métriques montrent des valeurs élevées pour les deux sites, donc on observe un paysage fragmenté avec une distribution spatiale hétérogène.

Pour la deuxième période on constate une diminution dans les valeurs de ces quatre métriques. La densité de lisière (ED) est très faible pour le site 10 (226 m ha⁻¹) à partir de 2011 et faible pour le site 12 (267 m ha⁻¹) à partir de 2014. La densité moyenne des patchs d'éléments paysagers (MPD) devient faible dans les deux cas (26 et 30 patchs ha⁻¹ respectivement pour les sites 10 et 12). Ainsi, la densité de patchs est plus faible dans la seconde période que dans la première période: le paysage est devenu très homogène dans les deux sites. En termes de diversité paysagère, nous avons un indice de diversité de Shannon (SHDI) de 1.04 pour le site 10 et de 0.95 pour le site 12. L'indice de régularité de Shannon (SHEI) est de 0.75 pour le site 10 et de 0.7 pour le site 12. Ces deux métriques montrent des valeurs faibles pour les deux sites pour cette période, donc on observe un paysage avec une distribution spatiale homogène. Le paysage est composé par des patchs très réguliers de PCD et de cultures tout au long de la période.

De façon générale pour ce groupe C, on observe une transition depuis des paysages fractionnés avec une distribution spatiale hétérogène vers des paysages présentant de vastes continuités avec une distribution spatiale déséquilibrée. Ce changement dans la structure du paysage peut s'expliquer par la diminution progressive de la PCD qui était présente entre les patchs de PLD et de cultures : cette disparition donne lieu à plus de continuités entre les patchs de cultures qui à la fois deviennent plus grands et moins complexes. Egalement avec l'augmentation de la surface de cultures, les patchs de la PLD deviennent de moins en moins présents, de plus en plus petits et isolés. Dans certains endroits des sites, les patchs de PLD vont jusqu'à disparaître. Cependant on observe aussi des patchs de PLD qui deviennent coalescents à proximité des cours d'eau, constituant un patch continu et moins complexe en termes de forme. L'augmentation de la taille et de la densité de patchs de cultures et de la PLD conduisent à une répartition moins équilibrée de l'ensemble des patchs et à l'homogénéisation du paysage. **Les sites-paysages de ce groupe C présentent une évolution d'un paysage fragmenté et hétérogène vers un autre plus homogène et moins fragmenté marqué par l'augmentation progressive de cultures.**

Tableau 2. Synthèse des dynamiques paysagères sur 10 ans des sites-paysage de la Sélune c) configuration des mosaïques, complexité des patchs

Type dynamique 10 ans	Sites	Complexité de formes par classe d'occupation du sol		
		Description de la complexité de formes	Valeurs médianes de l'indice de forme par classe d'occupation du sol par site	Valeurs moyennes de l'indice de forme par classe d'occupation du sol par type
A	01	Forte complexité de patchs de PLD	MSI_Bois 1.67 MSI_PCD 1.46; MSI_PLD 1.84 MSI_Cultures 1.58	MSI_Bois 1.67 MSI_PCD 1.46; MSI_PLD 1.84 MSI_Cultures 1.58
			B	Forte complexité de patchs de bois, de PLD et de cultures
MSI_Bois 2.28 MSI_PCD 1.69; MSI_PLD 1.83 MSI_Cultures 1.58				
MSI_Bois 1.73 MSI_PCD 1.43; MSI_PLD 1.73 MSI_Cultures 1.43				
C	08	Faible complexité des patchs de cultures et de PCD	MSI_Bois 1.73 MSI_PCD 1.43; MSI_PLD 1.73 MSI_Cultures 1.43	MSI_Bois 1.68 MSI_PCD 1.42; MSI_PLD 1.71 MSI_Cultures 1.46
			MSI_Bois 1.73 MSI_PCD 1.43; MSI_PLD 1.73 MSI_Cultures 1.43	
	MSI_Bois 1.56 MSI_PCD 1.36; MSI_PLD 1.5 MSI_Cultures 1.43			
	MSI_Bois 1.67 MSI_PCD 1.46; MSI_PLD 1.84 MSI_Cultures 1.58			
	MSI_Bois 1.73 MSI_PCD 1.43; MSI_PLD 1.73 MSI_Cultures 1.43			

Légende. MSI: "Mean Shape Index" ; MPar: "ratio périmètre/aire".

3.2 Interprétation et mise en relation avec les données agricoles et de relief des sites-paysages

Les tableaux 3. a et b suivants présentent les différentes caractéristiques des exploitations agricoles (base RPG 2014 et enquêtes) et du relief que nous avons examiné comme facteurs contextuels des types de dynamiques de paysage examinées précédemment.

Groupe A : Le site 01 (zone la plus aval) est particulier car il est le seul dans son type d'évolution caractérisée principalement par l'augmentation de la surface en prairies et un paysage qui reste hétérogène en termes de structure. La prairie de longue durée a surtout progressé sur les pentes modérées où elle gagne 42% entre 2007 et 2017 (au détriment des cultures qui perdent 32% sur ces surfaces). On observe un continuum de cultures au nord (loin du cours d'eau) s'opposant à des prairies occupant le sud du site (proche du cours d'eau). Bien qu'il y ait peu d'exploitations représentées dans ce site (8 au total et 5 représentées dans 50% de la SAU), on observe une certaine stabilité des structures. L'augmentation de surface en prairie s'explique facilement par la reprise de terres agricoles par un éleveur équin qui a implanté de la prairie sur des parcelles de cultures

(données d'enquête). Les autres exploitants enquêtés du site consacrent une part importante de leur surface aux cultures. Cet évènement fait du site 01 un cas particulier dans le contexte plus large des sites-paysages où les surfaces en cultures se maintiennent ou augmentent.

Tableau 3. Synthèse des dynamiques des exploitations agricoles sur 10 ans des sites-paysage de la Sélune
a) caractéristiques agricoles des sites-paysage

Type dynamique 10 ans	Sites-paysages	Nombre et répartition des surfaces des exploitations agricoles					
		Surface agricole (ha)	Nombre d'exploitations représentées	Nombre d'exploitations représentant 50% de la SAU	% de la surface agricole appartenant à des exploitations enquêtées	% de la SAU appartenant à des exploitations dont le siège est situé à moins de 3 km du site paysage	% SAU appartenant à des exploitations dont le siège n'a pu être identifié
A	01	83	8	5	43	43	57
B	03	80	15	6	13	43	39
	07	93	6	4	68	73	27
	09	64	13	6	8	8	92
C	06	89	10	6	69	69	28
	08	59	10	3	60	71	29
	10	88	8	4	53	50	47
	12	90	13	7	55	73	27
	13	91	19	8	40	45	42

Groupe B : Les sites 07, 09 et 03 se caractérisent par un paysage dont la composition en occupation du sol reste stable, ainsi que la structure spatiale (soit peu fragmentée et homogène pour les sites 03 et 07, soit fragmentée et hétérogène pour le site 09). Ces sites sont localisés dans la zone de lacs (sites 09 et 03) ou en sont très proche (site 07). Ils se situent dans un espace ayant une topographie particulière composé de zones très pentues (en moyenne 49% de l'espace de ces sites est constitué par de pentes supérieures à 5%) bordant une zone de « plateau ».

Pour les sites 03 et 09 (zone des lacs / gorges), le paysage est modelé principalement par la topographie : les cultures se situent sur les pentes faibles et moyennes, l'espace restant étant occupé par la prairie de longue durée et le bois. Les évolutions des surfaces des différentes d'occupation du sol montrent peu de changements en fonction des classes de pentes : ces paysages semblent « verrouillés » par la topographie. Sur ces sites, les données d'enquête sont peu informatives, car peu d'exploitations ont été enquêtées (elles ne représentent que 8% à 13% de la surface agricole du site). En revanche, les données du RPG montrent qu'un nombre important d'exploitations présentent des parcelles dans chacun de ces sites (entre 13 et 15) assez bien réparties en proportion (6 représentent 50% de la SAU dans les deux cas). Ceci peut nous laisser supposer que les paysages de ces sites sont le résultat d'un enchevêtrement de logiques d'exploitations influant chacune de manière relativement limitée sur l'ensemble du paysage. On suppose ainsi que ces sites évoluent peu du fait de la topographie et du nombre important d'exploitations présentes.

Le site 07 (zone aval très proche de la zone des lacs/gorges) ne présente pas la même topographie que les sites 03 et 09 (zone des lacs/gorges): la proportion de pentes fortes y est moins importante

(13% de la surface du site). Toutefois, on remarque également peu d'évolution des différents modes d'occupation du sol sur chaque type de pente: cette fois ce n'est pas la topographie qui semble expliquer cette situation de stabilité. On constate qu'il y a moins d'exploitations représentées (deux fois moins que les sites précédents), pourtant, ce site est stable en termes d'occupation du sol et de structure. Les exploitations enquêtées représentent 68% de SAU et peuvent donc nous apporter des renseignements. Elles sont de systèmes de production très différents : exploitations en élevage mixte de bovins lait et viande, un élevage de granivores et une dernière exploitation en poly-élevage (à la fois des ruminants et des granivores). Cependant elles sont toutes, d'après les données d'enquêtes, en fonctionnement de routine et de ce fait les agriculteurs modifient peu leurs assolements. Pour les deux exploitations les plus importantes en surface dans le site, le siège d'exploitation est situé au sein même du site. On suppose que l'absence de changements forts au sein des exploitations a une incidence sur la trajectoire du site 07, qualifié de stable par nos analyses.

Bien que les sites 07, 03 et 09 soient classés dans le même « type » trajectoire, ils présentent des différences notoires en termes de topographie et de nombre d'exploitations agricoles représentées: nos hypothèses en termes de facteurs moteurs différent.

Groupe C : Les sites 06, 08, 10, 12 et 13 ont subi de fortes modifications à savoir une augmentation importante de la part en cultures et une homogénéisation en termes de structure. Les sites au niveau ou à relative proximité de la zone des gorges (site 06 à l'aval, site 08 au niveau des gorges et site 10 à l'amont) montrent une intensité de changement supérieure (30-45% d'augmentation des surfaces en cultures sur l'ensemble du site) à celle des sites 12 et 13 à l'amont, les plus éloignés de la zone des gorges (environ 20% d'augmentation des surfaces en cultures sur l'ensemble du site).

Dans les sites 06, 08 et 10, les cultures ont gagné du terrain sur les surfaces en pente faible (entre 20% et 32% d'augmentation sur ces surfaces) au détriment des prairies de courte et longue durée. Dans le site 10, les surfaces en cultures sont même en augmentation dans l'ensemble du paysage indépendamment de la topographie (augmentation de 20% dans les pentes faibles, de 32% dans les pentes modérées et 22% dans les pentes fortes entre 2007 et 2017). Au niveau du parcellaire agricole, entre 8 et 10 exploitations sont représentées dans les sites et entre 3 et 6 sont présentes dans 50% de la SAU de ces sites. Au travers des enquêtes, on découvre que le site 06 et le site 10 ont un point commun: ils ont chacun une exploitation, représentant une part importante du paysage en termes de surface, qui est en cours de cessation ou qui a cessé son activité récemment. Dans les deux cas, l'ancien exploitant loue ses terres à un agriculteur dont le siège est situé plus loin (à la différence des exploitations d'origine qui ont leur siège au sein du site). La conséquence est la même pour les deux sites : les parcelles louées ont été mises en rotation de cultures annuelles. Ces éléments viennent parfaitement expliquer les évolutions des sites 06 et 10 à partir de 2012.

Le site 08 a lui aussi connu un évènement similaire lié à une exploitation en polyculture et vaches laitières cultivant une part importante de la SAU dans le site (au total 3 exploitations sur les 10 présentes dans le site représentent 50% de la SAU du site). Cependant il ne s'agit pas d'une reprise de terres par un autre agriculteur mais bien d'une transformation au niveau du système de production : diminution du pâturage des vaches laitières suite à un agrandissement du bâtiment d'élevage en 2012. Ceci explique la diminution des surfaces en prairies proches du siège (qui lui, se situe dans le site) au profit des cultures. Les surfaces en cultures ont augmenté de 32% dans les zones de faible pente entraînant la disparition de la prairie de courte durée à partir de 2014.

Dans ces trois sites, des évènements relatifs à des exploitations ayant des « parts » importantes dans le paysage semblent fortement influencer la trajectoire de ces derniers. L'importance des logiques individuelles est donc accrue lorsqu'il y a peu d'exploitations dans le paysage. De plus,

l'augmentation des surfaces en cultures situées dans des conditions topographiques favorables montrent bien qu'il y a encore une marge possible dans l'intensification des usages.

Tableau 3. Synthèse des dynamiques des exploitations agricoles sur 10 ans des sites-paysages de la Sélune b) évolution de l'occupation du sol selon les types de pentes par site-paysage

Type dynamique 10 ans	Sites- paysages	Pourcentage des types de pente par site		Evolution (en %) des surfaces des classes d'occupations du sol sur les différents types de pente			
				Classes d'occupation du sol	Types de pente		
					Faibles (0-3%)	Modérées (3-5%)	Fortes (>5%)
A	01	Faibles (0-3%)	79	Cultures	-6	-32	10
		Modérées (3-5%)	11	PCD	-8	-10	-27
		Fortes (>5%)	10	PLD	14	42	17
B	03	Faibles (0-3%)	20	Cultures	5	6	5
		Modérées (3-5%)	45	PCD	-2	-1	-5
		Fortes (>5%)	35	PLD	-4	-4	-2
	07	Faibles (0-3%)	71	Cultures	6	3	8
		Modérées (3-5%)	15	PCD	-3	-5	-15
		Fortes (>5%)	14	PLD	-3	3	7
	09	Faibles (0-3%)	24	Cultures	11	13	5
		Modérées (3-5%)	16	PCD	2	-3	-7
		Fortes (>5%)	59	PLD	-13	-9	1
C	06	Faibles (0-3%)	56	Cultures	27	-24	-13
		Modérées (3-5%)	19	PCD	-18	-12	16
		Fortes (>5%)	24	PLD	-9	37	-3
	08	Faibles (0-3%)	22	Cultures	32	11	4
		Modérées (3-5%)	26	PCD	-9	-10	-3
		Fortes (>5%)	51	PLD	-22	-2	-1
	10	Faibles (0-3%)	75	Cultures	20	32	22
		Modérées (3-5%)	17	PCD	-12	-28	-15
		Fortes (>5%)	8	PLD	-9	-5	-7
	12	Faibles (0-3%)	85	Cultures	12	6	-44
		Modérées (3-5%)	13	PCD	-10	-16	0
		Fortes (>5%)	2	PLD	-2	10	45
13	Faibles (0-3%)	50	Cultures	9	4	11	
	Modérées (3-5%)	30	PCD	-5	8	0	
	Fortes (>5%)	20	PLD	-5	-12	-11	

Légende. Cultures: cultures annuelles; PLD: prairies de longue durée, PCD: prairies de courte durée

Les sites 12 et 13 qui sont les plus éloignés à l'amont de la zone de lacs montrent une intensité de changement inférieure à celle des sites 06, 08 et 10; la structure paysagère du site 13 reste relativement hétérogène. Il y a très peu de différences dans les changements de répartition des modes d'occupation du sol selon les différents types de pente. On note seulement, dans le site 12, une augmentation des surfaces en prairie de longue durée de 45% dans les zones en pente forte au détriment des cultures (à noter que le pourcentage total de fortes pentes dans le site est de 2%). Le nombre d'exploitations représentées dans les sites paysages est important (entre 13 et 19 par site). Aussi, les parts des exploitations sont réparties de façon équilibrée en surface car 7 à 8 exploitations représentent 50% de la SAU du site. Une diversité d'exploitations "s'enchevêtrent" dans ces sites et les enquêtes ne renseignent pas la majorité de la surface ce qui rend difficile toute interprétation sur la base de leur évolution. Cependant, si ces sites sont plus lents dans leur évolution que les sites 06, 08 et 10, on peut penser que c'est principalement parce que les logiques individuelles ont peu d'impact dans un paysage partagé par un grand nombre d'exploitants. On remarque également que la surface de prairie de longue durée diminue moins voire augmente par rapport aux sites 06, 08 et 10, ce qui laisse supposer que les exploitations maintiennent un système herbager. A noter que la majorité des exploitations enquêtées dans ces sites ont une part importante de prairies dans leur assolement

4. Discussion et conclusion

Dans l'étude présentée ici, une démarche reproductible est mise en place pour produire une caractérisation systématique des dynamiques de paysage envisagées sous l'angle de la composition et de la configuration de l'occupation du sol, sur un échantillonnage de 9 sites comparables par leur taille (1 Km²) et représentatifs des contrastes paysagers le long de la vallée de la Sélune. L'étude de chrono-séquences permet d'englober la dimension spatiale et temporelle d'un même paysage. Ainsi, deux sites ayant des caractéristiques similaires à une date t peuvent avoir connu des trajectoires différentes tout au long d'une période donnée. C'est bien cette trajectoire que nous avons tenté de caractériser.

Le choix de classification de l'occupation du sol, des métriques paysagères et d'approche par chronoséquence a été réalisé afin de pouvoir mettre en relation les dynamiques paysagères avec les dynamiques agricoles et environnementales sous-jacentes. Ainsi, les moyens développés pour repérer les prairies de longues *versus* courte durée sur toute la chronoséquence permet de rendre compte d'une composante commune aux successions culturelles pratiquées dans les systèmes d'élevages de la région afin d'assurer l'affouragement en herbe des animaux. A noter que cette chronoséquence d'une dizaine d'années est supérieure ou égale aux successions culturelles les plus longues pratiquées. Ces choix nous ont aidé à distinguer ce qui relève de changements d'utilisation des terres, de ce qui relève de réorganisation des modes d'occupation du sol en lien avec le "déroulement" de successions culturelles.

La mise en regard des changements paysagers tels que captés par les métriques paysagères, avec les données disponibles de caractéristiques agricoles et de topographie des lieux, nous permettent bien d'élaborer des hypothèses sur les facteurs moteurs agricoles des dynamiques des mosaïques paysagères des différents sites. L'ensemble de ces résultats méthodologiques permettent de soutenir l'idée qu'il vaut mieux choisir une telle trajectoire récente passée d'une dizaine d'années, plutôt qu'un état des lieux statique, ponctuel, comme référence pour capter et interpréter les évolutions futures des paysages agricoles d'une vallée telle que la Sélune. Ces résultats soutiennent également

le principe de s'appuyer sur des échantillons de paysage à l'échelle du Km² qui constitue une échelle appropriée dans ce contexte pour suivre ces évolutions paysagères à la fois en lien avec les dynamiques agricoles sous-jacente (cette étude) et les dynamiques écologiques sous jacentes (résultats dans ce même rapport scientifique).

Enfin, nous avons émis l'hypothèse que les paysages évoluent, même sur des pas de temps de quelques années, selon une dynamique d'augmentation générale des cultures annuelles et de spécialisation spatiale interne (polarisation) opposant zones de prairies et zones de cultures annuelles en traduction des évolutions locales des systèmes d'exploitations agricoles. Nos résultats montrent que, de manière générale, les patchs de cultures et de prairie de longue durée se distinguent davantage les uns des autres en se regroupant et se polarisant. Les prairies subsistent principalement à proximité de cours d'eau et sur de fortes pentes. Les patchs de prairie de longue durée se polarisent vers les ripisylves qui jouxtent le réseau hydrographique, en constituant un patch continu et moins complexe en termes de forme qu'initialement. Ces résultats globaux vont dans le sens de notre hypothèse, en lien avec le degré de contrainte des terres et donc les choix de simplification du travail dans les exploitations agricoles au regard des objectifs de production. Cependant, la mise en relation de l'analyse de trajectoire du paysage avec les données agricoles montrent une diversité d'interactions plus importante que ce résultat général. Nous avons pu voir que ces conséquences variables sur les mosaïques paysagères sont liées à des changements de diverse nature dans les exploitations agricoles: intensification du système de production, reprise des terres par une autre exploitation, etc. Enfin, cette mise en relation de l'analyse de trajectoire du paysage avec les données agricoles montre bien que le nombre d'exploitations ayant des « parts » dans le site ainsi que l'équilibre dans la répartition de ces « parts » jouent de manière directe sur les changements d'occupation du sol mais aussi sur les changements de structure des mosaïques paysagères. On peut conclure sur cette chronoséquence que plus on dénombre d'exploitations réparties de façon équilibrée en terme de surface dans un site, plus on limite l'impact des changements induits par un groupe restreint d'exploitations et plus les mosaïques paysagères sont "stables". Compte tenu également des contraintes pour les agriculteurs de disposer de territoires d'exploitations morcelés et dispersés nous pouvons conclure que ces caractéristiques de dynamiques sont particulièrement importantes à prendre en compte comme clé de lecture pour une aide à la gestion des vallées de la Sélune.

Ces résultats ont été présentés lors des journées de restitution 2018 i) à des gestionnaires de l'eau, des milieux et des territoires locaux, ii) à des agriculteurs partie prenante des études.

Tâche 3.2. Analyse de la dynamique de l'occupation du sol à l'échelle de sites-paysage de la Sélune sur une période de 50 ans

*Rédaction : Alejandro Zermeno-Rodriguez & Claudine Thenail, UMR BAGAP;
Simon Dufour, UMR LETG-RENNES-Costel.
Projet d'ingénierie d'Alejandro Zermeno-Rodriguez.*

1. Introduction

Notre étude vise à contribuer à la réalisation d'un diagnostic de la dynamique de l'occupation du sol de la Sélune à l'échelle des sites-paysage sur une période de 50 ans. L'objectif est notamment de quantifier la dynamique des parties boisées (dont les haies) et des terres arables. Une démarche reproductible est mise en place pour produire une caractérisation systématique des dynamiques d'occupation du sol. Nous avons utilisé des chrono-séquences pour prendre en considération l'évolution temporelle de l'occupation du sol.

2. Matériel et méthodes

Une base de données cartographique a été construite à partir de photographies aériennes (1947, 1966, 1984, 2002 et 2017). L'ensemble des photos couvrent notre zone d'étude composée des 9 sites-paysage de 1Km². Une correction géométrique a été faite sur les photographies de 1966 et de 1984. La cartographie d'occupation du sol et la cartographie de la trame arborée sur les 9 sites-paysage ont été construites pour cinq années. Un tableau par site-paysage (9 sites) et par année (11 ans) avec 6 variables a été constitué. Les variables analysées sont les mesures de surface par type d'occupation du sol (Bâti, Routes, Surface en eau, Surface boisée et Terre arable) et de la trame arborée (haies).

Afin de caractériser et d'analyser les dynamiques de l'occupation du sol de la Sélune entre 1947 et 2017, nous avons utilisé une analyse en composantes principales (ACP) intragroupe. Cette méthode permet de retracer les trajectoires d'évolution de l'occupation du sol et de la trame arborée. Une classification ascendante hiérarchique (CAH) nous a permis d'obtenir une typologie de trajectoires d'évolution.

3. Résultats

3.1 Description des trajectoires d'évolution de l'occupation du sol

A partir de la position des sites sur les axes par année on peut retracer la trajectoire d'évolution d'un site-paysage et faire des typologies d'évolution. Le premier axe factoriel de l'ACP intragroupe est défini par la présence du bois par rapport au patchs agricoles. Le second axe factoriel identifie l'opposition entre les dates où les sites-paysage montrent une présence majeure des bâtis et des routes et les dates où ils présentent majoritairement des haies. Nous avons inclus un tableau de synthèse des dynamiques de l'occupation du sol dans lequel les sites sont groupés par type de dynamique, et les valeurs de changement ont été intégrés (tableau 1).

Tableau 1. Synthèse des dynamiques de l'occupation du sol sur 50 ans des sites-paysage de la Sélune

Type dynamique sur 50 ans	Sites	Dynamique de l'occupation du sol et de la trame arborée		
		Description de la dynamique d'occupation du sol	Pourcentage de changement d'occupation du sol par site	Moyenne du pourcentage de changement d'occupation du sol par type
A-50	1	Paysage largement dominé par les terres arables, évoluant avec une perte des haies et une augmentation importante de bâtis et de routes	Bâti +124.8% Routes +103.3% Terre arable -7.8% Surface boisée +10.5% Haies -27%	Bâti +81.3% Routes +45.7% Terre arable -1% Surface boisée -57.5% Haies -72.9%
	3		Bâti +38.6% Routes +1.3% Terre arable +1.5% Surface boisée -23% Haies -87%	
	6		Bâti +86.1% Routes +22.1% Terre arable -0.6% Surface boisée -32% Haies -87.6%	
	10		Bâti +75.7% Routes +56% Terre arable +2.8% Surface boisée -182.6% Haies -89.3%	
B-50	7	Paysage très largement dominé par les terres arables et avec d'importantes surfaces en haies, évoluant avec une perte de haies et avec une augmentation importante de bâtis.	Bâti +126.8% Routes +46.2% Terre arable +1.7% Surface boisée -120.3% Haies -72.5%	Bâti +111.9% Routes +18.7% Terre arable +0.9% Surface boisée -71.7% Haies -70.6%
	12		Bâti +96.9% Routes -13.1% Terre arable +2.6 Surface boisée -106.2% Haies -64.4%	
	13		Bâti +112% Routes +23% Terre arable -1.7 Surface boisée +11.5 Haies -75%	
C-50	8	Paysage dominé par les terres arables avec une forte présence de bois, évoluant avec une perte très importante des haies.	Bâti +83.4% Routes +49.5% Terre arable +6.1% Surface boisée -20.9% Haies -189%	Bâti +62.8% Routes +34.87% Terre arable +3.2% Surface boisée -15.7% Haies -150%
	9		Bâti +42.3% Routes +20% Terre arable +0.3% Surface boisée -10.5% Haies -112.3%	

Tableau de groupes des trajectoires d'évolution de paysage des sites-paysage de la Sélune pour une période de 50 ans. Les pourcentages de changement total de deux types d'occupation du sol ont été intégrés dans le tableau.

L'analyse intragroupe révèle différents types d'évolution de l'occupation des sols entre 1947 et 2017. Par rapport aux trajectoires d'évolution on observe trois groupes :

Le groupe A-50 est représenté par les sites 01 et 06 en zone aval, et 03 et 10 en zone des gorges ou relativement proche en amont (Figure 1). Les sites de ce groupe montrent une modification importante qui va d'un paysage dominé par la terre arable (médiane de 87 ha) avec une forte présence de haies (médiane de 9 ha) vers un paysage composé de plus en plus de surfaces bâties et de routes (augmentation moyenne de 81.3% et 45.7% respectivement) et avec une perte importante des haies (diminution moyenne de -72.9%). Une forte diminution de la surface boisée est observée (moyenne de -57.5%).

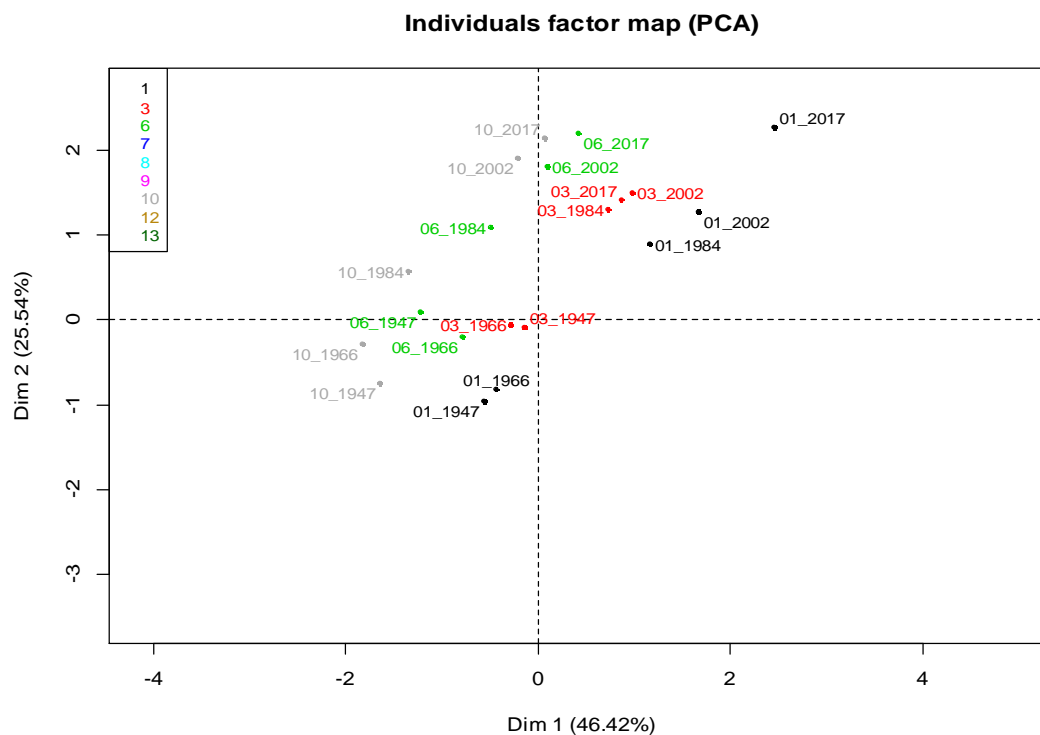


Figure 1. Trajectoire d'évolution de l'occupation du sol des sites-paysages du groupe A

Le groupe B-50 est composé des sites 12 et 13 en zone amont la plus distante, et 07 en zone aval très proche des gorges (Figure 2). Ces trois sites où la terre arable prédomine très largement (médiane de 93 ha) montrent une évolution avec une perte progressive des haies tout au long de la période (-70.6% en moyenne) même si la surface en haie reste importante (la médiane est de 9 ha). L'augmentation des surfaces bâties est considérable (+111.9% en moyenne) mais celle des surfaces en routes est faible (augmentation moyenne de 18.7%). Dans le cas du site 12 on observe une réduction de la surface de routes (diminution de -13%). La perte des surfaces en bois est très importante pour les sites 07 et 12 (-120% et -106.2% respectivement).

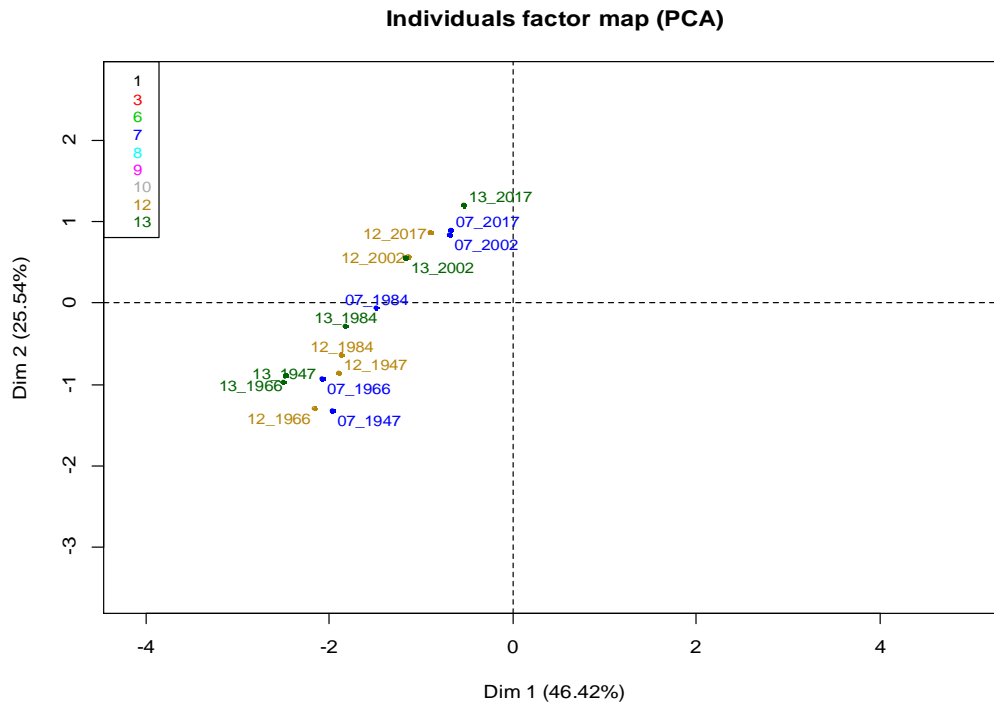


Figure 2. Trajectoire d'évolution de l'occupation du sol des sites-paysage du groupe B-50

Le groupe C-50 est composé des sites 08 et 09 en zone de gorges. Ces deux sites montrent une modification notable (Figure 3). Le paysage constitué majoritairement de terre arable (médiane de 70 ha) avec une forte présence du bois (médiane de 23 ha) montre une évolution marquée par une perte très importante des haies (diminution moyenne de -150%) et une faible augmentation de bâti (moyenne de 62.8%) et de routes (moyenne de 34.8%). La perte de surface en bois est faible (moyenne de -15.7%).

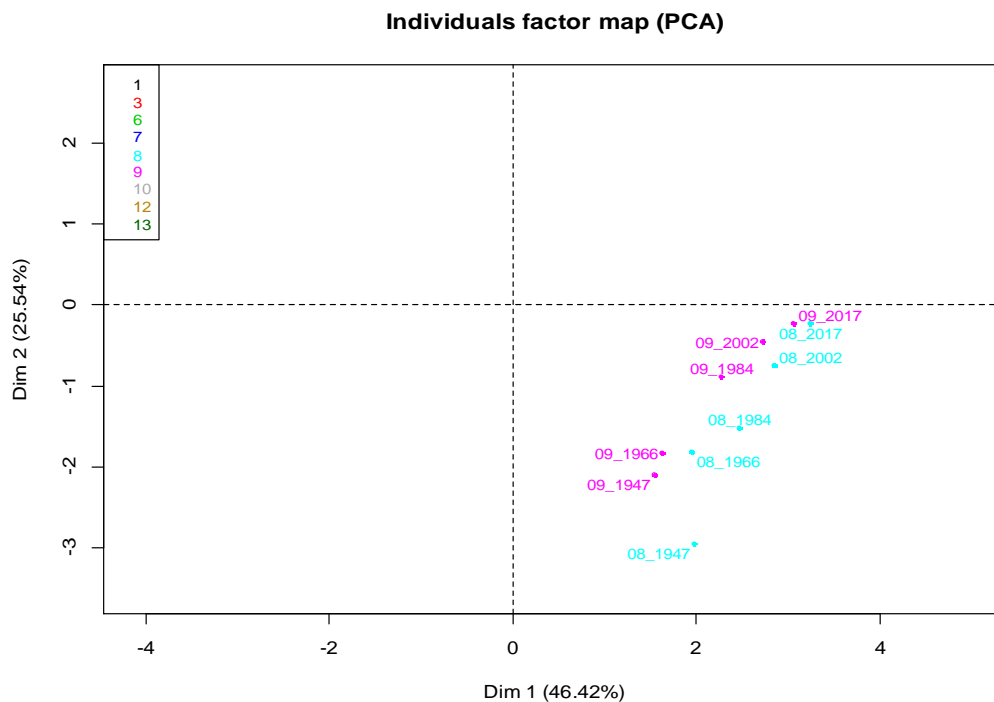


Figure 3. Trajectoire d'évolution de l'occupation du sol des sites-paysage du groupe C-50

3.2 Interprétation des résultats

La figure 4 représente la localisation des sites-paysage de la Sélune par groupes d'évolution de l'occupation du sol sur la période de 50 ans.

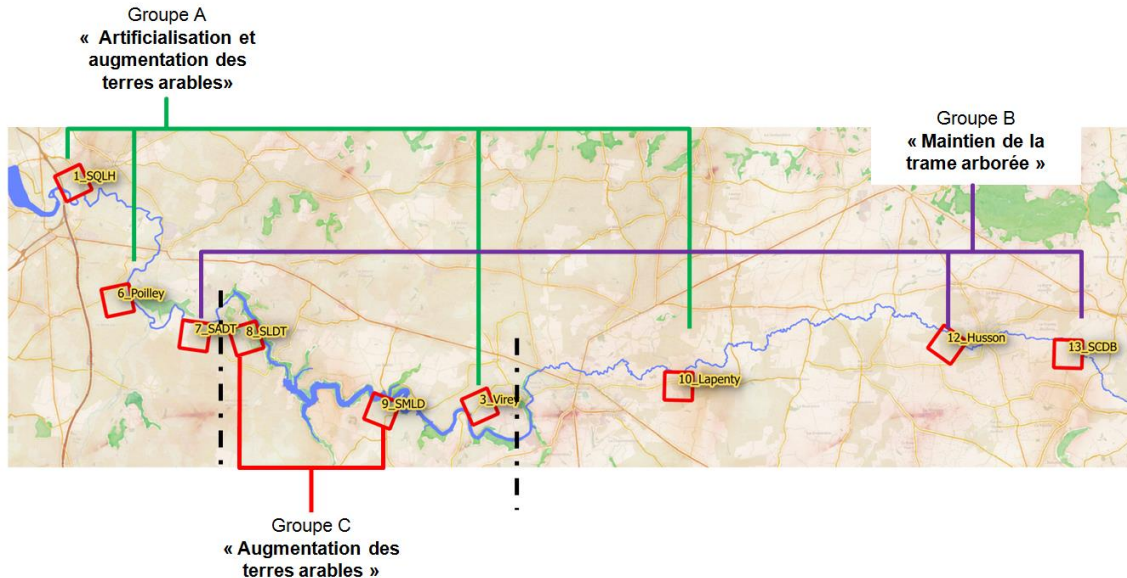


Figure 4. localisation des sites-paysage de la Sélune par groupe d'évolution de l'occupation du sol

Le groupe A-50 se compose des sites distribués sur toutes les zones sauf dans la partie de la vallée la plus éloignée à l'amont. Pendant la première période entre 1947 et 1966 on remarque une augmentation du bois dans les sites en zone la plus aval (sites 06 et 01). Ces sites passent par une artificialisation importante des terres pendant la période entre 1966 et 1984, avec une augmentation importante de bâtis et de routes. Cette artificialisation peut s'expliquer par le développement du bâti agricole pour l'ensemble de ces sites, et, pour les sites 01 et 03, par le développement de l'urbanisation à partir des bourgs. Il est à noter que pour la même période, la perte des surfaces en haies et bois est remarquable. A partir de 2002 on observe une faible augmentation de haies. Les terres arables prédominent largement: à noter que le taux de pentes faibles à modérées est variables d'un site à l'autre mais supérieur à 50% des surfaces (de 65 à 92% des surfaces).

Le groupe B-50 inclut les sites les plus éloignés en zone amont, ainsi que le site en zone aval très proche des gorges. Il s'y maintient une surface importante des haies malgré leur diminution progressive pendant toute la période (1947-2017). La perte des surfaces en bois est considérable pendant une première période entre 1947 et 1966 et elles continuent de diminuer, même si dans une moindre mesure, jusqu'en 2002. L'artificialisation des terres est plus intense pendant la période entre 1966 et 2002 (bâtiments d'exploitation). Le paysage reste très largement dominé par les terres arables: à noter que ces sites sont à la fois éloignés des zones d'urbanisation et présentent parmi les taux les plus importants de pentes faibles à modérées (80 à 98% des surfaces) sur l'ensemble des 9 sites-paysage.

Le groupe C-50 comprend deux des trois sites de la zone des lacs/gorges (sites 08 et 09). Ils présentent des changements importants depuis les années 1947: une perte de haies remarquable jusqu'en 1984, l'artificialisation des terres est moins intense et plus tardive que dans la zone de l'aval, l'augmentation de bâtis et de routes est observable pour la période entre 1984 et 2017. Le paysage reste caractérisé par un partage entre une dominante de terres arables et une surface importante de

bois: à noter que ces sites en bord de gorges présentent les plus faibles taux de pentes faibles à modérées sur l'ensemble des sites-paysages (40 à 48% des surfaces).

Globalement, on observe une perte importante de la surface des haies entre 1966 et 1984 (probablement liée à la mécanisation et aux remembrements des années 1975). Ensuite entre 1984 et 2002 la surface continue à diminuer mais le nombre de patchs des haies augmente. Cela indique un symptôme de la dégradation des haies: en effet, on observe plus des patchs parce que les surfaces en haies sont de plus en plus fragmentées. Pendant la dernière période qui va de 2002 à 2017 on observe une légère augmentation de la surface de haies dans la zone de l'aval; cependant dans la zone de l'amont on observe encore ce phénomène de dégradation de la haie.

Tâche 3.3. Cartographie d'habitats de la Sélune

*Rédaction : Alejandro Zermeno-Rodriguez & Claudine Thenail, UMR BAGAP;
Simon Dufour, UMR LETG-RENNES-Costel.
Projet d'ingénierie d'Alejandro Zermeno-Rodriguez.*

1. Introduction

Dans cette dernière partie, notre objectif est de caractériser l'occupation des sols à l'échelle de l'ensemble de la vallée sous l'angle d'une cartographie des grands types d'habitats (biodiversité).

2. Matériel et méthodes

Une cartographie d'habitats à 5 classes a été élaborée à partir des données d'apprentissage issues de la campagne de terrain 2016 et 2017. Les données d'apprentissage ont été complétées par les résultats des analyses écologiques sur les prairies à tendance humide (Volet 1/2). Les classes comprises dans la nomenclature sont listées dans le tableau suivant (Tableau 1).

Tableau 1. Classes utilisées pour la cartographie d'habitats de la Sélune à niveau 1

Code	Classe
1	Bâti
2	Bois
3	Cultures
4	Prairies
5	Prairies Humides

Nous avons utilisé entre 30 et 40 parcelles d'apprentissage par classe pour la calibration et entre 20 et 30 parcelles pour la validation (Tableau 2).

Tableau 2. Parcelles d'apprentissage et de validation utilisées

Classe	Parcelles d'apprentissage	Parcelles de validation
Bati	15	10
Bois	34	21
Cultures	40	21
Prairies	39	23
Prairies_humides	22	15

L'indice de végétation normalisées (NDVI) a été calculé pour une série temporelle d'images Sentinel-2 (10m de résolution spatiale). Nous avons fait une image composée par le NDVI sur 22 dates entre 2016 et 2018 (Tableau 3). L'approche est orientée pixel et l'algorithme de classification utilisé est le maximum de vraisemblance (MVS).

Tableau 3. Dates de Sentinel-2 pour lesquels l'indice NDVI a été calculé

	2016	2017	2018
Date	15/03/2016	19/01/2017	08/02/2018
	18/03/2016	18/02/2017	17/04/2018
	16/07/2016	09/04/2017	19/05/2018
	12/08/2016	09/05/2017	23/06/2018
	15/08/2016	18/06/2017	28/06/2018
	22/08/2016	21/06/2017	05/08/2018
	31/10/2016	27/08/2017	
	03/11/2016		
	30/11/2016		

Par la suite, une deuxième étape de classification nous a permis de distinguer les boisements de saules au sein de la classe boisement (tableau 4).

Tableau 4. Classes utilisées dans la cartographie d'habitats de la Sélune à niveau 2

Classe	Parcelles d'apprentissage	Parcelles de validation
Autres forêts	36	21
Saules	22	14

3. Résultats

3.1 Cartographie d'habitats niveau 1

Les résultats de classification montrent un indice de kappa élevé (0.89) et une précision de 93%.

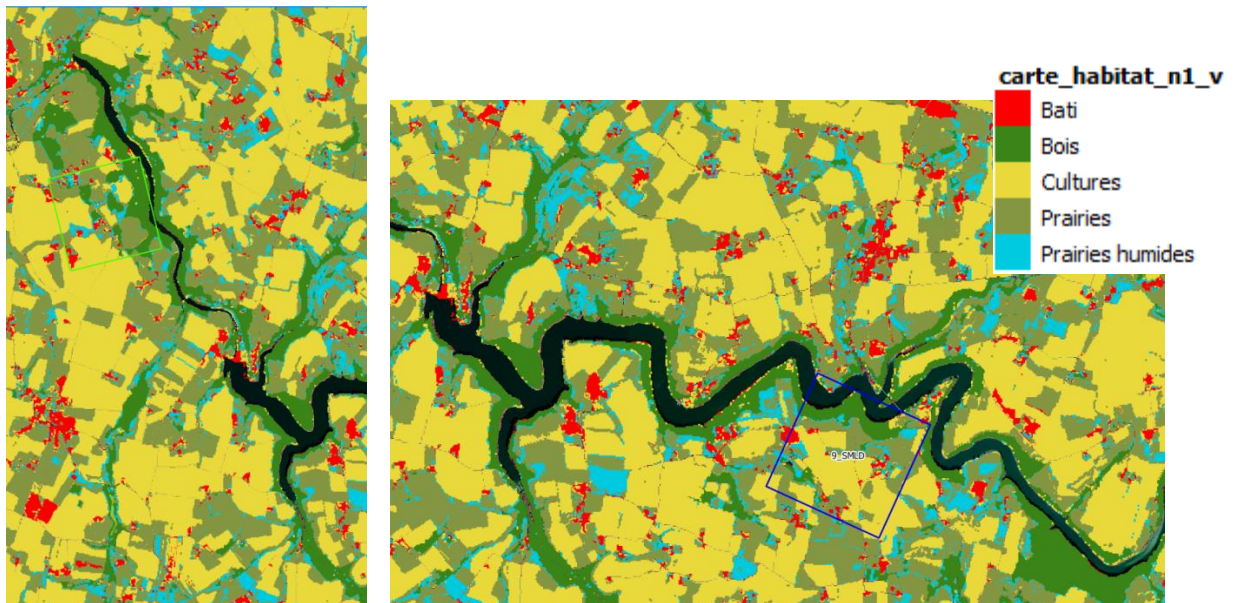


Figure 1. Aperçu des résultats de la première étape de classification sur le site 08 au niveau du barrage de La-Roche-Qui-Boit (à gauche) et ceux du site 09 dans la zone de lacs (à droite).

3.2 Cartographie d'habitats niveau 2

Les résultats de classification montrent un indice de kappa élevé (0.85) et une précision de 98%. Cela est dû au fait que nous avons considéré uniquement deux classes (Bois et Saules).



Figure 2. Aperçu des résultats après la 2^e étape de la classification sur les sites 09 (à gauche) et 03 dans la zone de lacs (à droite).

On observe un résultat cohérent, les saules se disposent tout au long de la ripisylve. Les sites de la zones de lacs et de l'aval sont les mieux représentés. Finalement les classifications en format raster ont été exportés au format de fichier des formes (.shp).

Conclusions générales - Sérilage 2018 -

Le projet SERIPAGE (Sélune : Ecologie et gestion des zones rivulaires, ripariennes et des paysages agricoles) a pour objet de concevoir et mettre en place un ensemble de dispositifs d'acquisition de données avec une première validation par la production de connaissance sur l'état des lieux et les évolutions à l'œuvre. Il vise à pouvoir suivre les effets directs et indirects des aménagements du corridor rivulaire de la Sélune, sur les dynamiques paysagères, agricoles, et sur les dynamiques de la biodiversité spontanée associée, du corridor rivulaire aux paysages agricoles.

Le projet SERIPAGE est divisé en deux grands volets: le volet 1 "corridor rivulaire" (végétation aquatique, rivulaire et terrestre à proximité des cours d'eau) et le volet 2 "paysage agricole" (Interactions entre paysage, systèmes agricoles et biodiversité, des fonds de vallée aux hauts de versant).

Dans le premier volet "corridor rivulaire", les suivis ont permis de capter les conséquences dans le temps des différentes étapes des travaux associés à l'arasement du barrage de Vezins, sur le reverdissement spontané des sédiments exondés. D'une part les étapes progressives d'exondation ont été suivies de façon approfondie, d'autre part un focus particulier a été fait sur les travaux connexes de remaniement des sédiments. Les suivis avaient pour objet de caractériser ce reverdissement et comprendre sa mise en place et son évolution (origine de la flore, facteurs moteurs, processus de colonisation...). Un modèle de restauration écologique passive était à l'étude: ce processus de reverdissement spontané était examiné sous l'angle des propriétés de la végétation nouvelle à maintenir les sédiments, à développer et conserver une biodiversité présentant des traits et exigences écologiques variés (fonctions écologiques potentielles) sans développement démesuré de plantes invasives/exotiques. Pour l'année 2018 il est conclu que les étapes progressives d'exondation permettent, à ce stade, une telle restauration passive. En revanche, comme attendu, les travaux de remaniement des sédiments perturbent les sols et la végétation et conduisent à un certain "retour en arrière" tant du point de vue fonctionnel du maintien des sédiments que du point de vue de la composition en espèces (les espèces rudérales, annuelles, sont favorisées à ce stade). Un autre point important reste la complexité des dynamiques à l'œuvre, notamment l'origine de la flore (des plantes herbacées mais aussi des ligneux aux fonctions complémentaires) à partir des berges mais aussi des exutoires des affluents de la Sélune (en lien avec les activités agricoles, entre autre, dans les sous-bassins). Le dispositif apparaît avoir bien permis de capter cette complexité, mais la poursuite des suivis apparaît nécessaire en continu compte-tenu des fortes dynamiques rencontrées. Pour cela, il a été proposé de poursuivre le projet Sérilage en 2019 (avenant) sur ce seul aspect, afin d'assurer la continuité du suivi du reverdissement du corridor rivulaire dans le cadre de la mise en place de l'observatoire "Sélune" (voir rapport scientifique supplémentaire distinct pour l'année 2019).

Dans le second volet "paysage agricole", l'analyse a porté sur 1) la gestion des parcelles (notamment de fond de vallée) au sein des exploitations contributrices des mosaïques paysagères de la vallée de la Sélune, 2) les patrons de biodiversité (flore et insectes pollinisateurs) au sein des paysages agricoles, et 3) les dynamiques des paysages agricoles à différents pas de temps.

1) La première étude (dynamiques agricoles) visait à produire un dispositif permettant de comprendre les dynamiques d'organisation de l'usage des fonds de vallée dans les exploitations, de façon à les discuter sous un angle de durabilité, et les mettre en relations avec l'analyse des dynamiques paysagères. Pour cela des enquêtes ont été proposées à des agriculteurs gestionnaires d'au moins une parcelle dans chaque "site-paysage". Ces enquêtes ne "couvrent" pas toute l'étendue

des sites-paysages, mais une diversité de systèmes de production représentative de la vallée. L'étude a porté d'une part sur l'organisation actuelle des usages des fonds de vallée (caractéristiques et facteurs de choix), d'autre part sur l'évolution passée depuis la phase antérieure à la reprise jusqu'à l'évolution anticipée dans un futur proche par l'agriculteur interrogé. Concernant l'organisation actuelle de l'usage des parcelles des fonds de vallée, on retrouve une spécificité d'usage dominant en prairie permanente et de longue durée (en place plus de 5 ans), mais aussi une diversité d'usage, même en exploitations les plus intensives et les moins herbagères, en lien avec la situation des parcelles de fond de vallée dans les parcellaires d'exploitation. Cette diversité est à base de successions culturales alternant prairies et cultures annuelles en condition favorable de parcellaires, mais aussi à base de successions de cultures annuelles voire de friches en situation de parcellaires plus défavorables (notamment pour les parcelles éloignées des sièges d'exploitation). Dans un contexte d'agrandissement et d'intensification de bon nombre d'exploitations, l'hypothèse principale sur l'évolution était une tendance à une spécialisation des parcelles de fond de vallée vers des successions de cultures annuelles (intensification) et/ou des friches (abandon). Les résultats montrent que cette tendance existe en comparaison des parcelles hors fond de vallée, mais qu'elle reste modérée, et qu'elle apparaît particulièrement liée à la phase de reprise de la parcelle par un nouvel agriculteur. Ce dispositif d'étude a bien permis de capter des éléments clés des dynamiques d'usage des parcelles de fond de vallée et, pour la suite d'un observatoire éventuel, suggère qu'il peut y avoir à venir des seuils dans les caractéristiques des nouvelles exploitations en agrandissement/intensification au delà desquelles elles perdraient leurs "capacités de diversification" des usages des fonds de vallée et engageraient plus franchement une spécialisation de ces fonds de vallée en cultures annuelles et/ou friches. Ces résultats renvoient à deux grandes problématiques pour la gestion intégrée des vallées: les problématiques d'aménagements parcellaires et de filières de production.

2) Dans la seconde thématique (dynamiques écologiques) une première étude visait à estimer l'influence relative des caractéristiques passées versus actuelles du paysage sur la végétation des parcelles agricoles. Cette étude repose sur les relevés exhaustifs de végétation conduits en 2016 en céréales d'hiver et en prairies de versant, et en 2017 en prairies de fond de vallée. L'environnement paysager a été décrit dans des "buffers" (disques) de plusieurs centaines de mètre de rayon à partir du centroïde des parcelles étudiées, pour chaque année entre 2007 et 2017. Les résultats démontrent un délai de réponse des communautés végétales aux changements qui se sont opérés dans les paysages le long de la Sélune. Ils montrent aussi une sensibilité plus importante des parcelles cultivées et des prairies de versant (relativement moins stables et davantage perturbés que les prairies de fond de vallée) aux changements qui se sont opérés dans les paysages. Ces résultats montrent à nouveau l'importance d'un dispositif observatoire pour capter ces effets d'inertie dans les relations de cause à effets sur la biodiversité, et valident le dispositif choisi pour capter ces effets. Une seconde étude visait à caractériser les communautés d'insectes pollinisateurs en prairies et leurs déterminants. Le suivi des pollinisateurs a été réalisé au moyen de comptages visuels le long de transects; le paysage a été décrit également dans des buffers centrés sur les centroïdes des parcelles étudiées. Les résultats soulignent l'importance des variables locales (richesse locale des plantes à fleurs et hauteur de végétation) en comparaison des variables descriptives des mosaïques paysagères, pour expliquer l'abondance de la plupart des groupes de pollinisateurs. Le suivi mériterait d'être poursuivi afin de mettre à jour les processus qui aboutissent à ces résultats au niveau local comme du paysage; il est suggéré d'élargir l'échelle spatiale considérée pour mieux tenir compte des distances de butinage des insectes (de l'ordre du km). Enfin il a été proposé un mode de suivi simplifié de la flore pour faciliter le suivi des facteurs explicatifs de la présence/abondance des

pollinisateurs: ce dispositif tel quel n'est pas concluant et doit faire l'objet d'essais supplémentaires et complémentaires.

3) Dans la troisième thématique (dynamiques paysagères), la première étude visait à caractériser (à partir de données de télédétection) la dynamique des paysages agricoles à l'échelle des sites-paysages de la vallée de la Sélune sur une période de 10 ans. Les choix de classification de l'occupation du sol, des métriques paysagères et d'approche par chronoséquence nous ont aidé à distinguer ce qui relève de changements d'utilisation des terres et ce qui relève du "déroulement" des successions culturales (repérage par exemple du modèle "prairie de longue durée" laissée en place plus de 5 ans avant retournement). Ainsi, il apparaît plus pertinent de choisir une telle trajectoire récente passée d'une dizaine d'années plutôt qu'un état des lieux statique, ponctuel, comme référence pour capter et interpréter les évolutions futures d'une vallée telle que celle de la Sélune. Ces résultats soutiennent également le principe de s'appuyer sur des échantillons de paysage à l'échelle du Km² car elle apparaît constituer une échelle appropriée dans ce contexte pour suivre ces évolutions paysagères à la fois en lien avec les dynamiques écologiques (Cf point 2 précédent) et en lien avec les dynamiques agricoles sous-jacentes (Cf point 1). On retrouve ainsi pour certains sites-paysages les phénomènes attendus de développement et de polarisation des cultures annuelles dans les zones les moins contraignantes des fonds de vallée, en lien avec l'agrandissement des exploitations et les tendances à l'intensification des productions et la recherche de simplification du travail dans ces exploitations. Cependant, on observe aussi sur bon nombre de sites-paysage une relative stabilité de composition et configuration des mosaïques paysagères: c'est le cas dans les situations où l'on dénombre un grand nombre d'exploitations, de divers systèmes de production, réparties de façon équilibrée en termes de surface dans un site. Dans une perspective de maintien de l'hétérogénéité de telles mosaïques paysagères, nos résultats renvoient aux questions de diversité des systèmes de production mais aussi de dualité des parcellaires complexes d'exploitation. La seconde étude visait à caractériser la dynamique de l'occupation du sol à l'échelle des sites-paysages sur une période de 50 ans. Un tel pas de temps permet de rendre compte des évolutions des parties boisées du paysage (dont les haies) au regard des terres arables et des terres artificialisées. L'analyse s'est appuyée sur des photographies aériennes depuis 1966 (avec une donnée initiale antérieure: 1947). Comme attendu, on observe une perte importante de la surface des haies entre 1966 et 1984 (sans doute liée aux réaménagements fonciers collectifs), puis une fragmentation du réseau de haies en de multiples "morceaux" résultant sans doute des changements de pratiques et réaménagements parcellaires individuels et inter-individuels. Sur cette même base de trajectoire, les sites-paysages diffèrent par leur évolution vers davantage de surface artificialisée, ou bien le maintien de bois. Enfin, la dernière étude portait sur une cartographie des habitats sur l'ensemble de la vallée de la Sélune à partir de données de télédétection et d'apprentissage issues d'observations de terrain. Ce travail a permis de préciser plus finement les contours notamment des parties boisées et des prairies en distinguant les prairies humides des autres.

Au final l'ensemble des dispositifs mis en place a bien permis de caractériser des dynamiques de gestion, paysagères et écologiques au niveau des compartiments du corridor rivulaire et du paysage agricole de la vallée de la Sélune. Des liens de cause à effet ont pu commencer à être établi entre ces dynamiques dans chaque compartiment, avec le repérage parfois d'effets d'inertie (ex. des patrons écologiques actuels mieux expliqués par des paysages agricoles passés), d'effets retours (ex. le remaniement des sédiments qui provoque un "retour en arrière" de la flore), ou encore d'effets de dépendance de trajectoire (ex. des changements d'usage de parcelles plus fréquents et plus souvent vers une intensification, au moment de la reprise de la parcelle par un nouvel agriculteur). Ce faisant, nous montrons l'intérêt de réaliser un état des lieux pour un possible observatoire en prenant en compte non pas seulement des états de référence annuelle

mais également des états de référence dynamiques sur plusieurs années (ex1. état de référence des dynamiques de recolonisation des sédiments sur plusieurs années de travaux associés aux arasements; ex2. état de référence des dynamiques des paysages agricoles sur 10 années passées; ex3. états de référence des dynamiques de changements d'usage dans les exploitations). Ce choix nous amène à faire l'hypothèse qu'un certain nombre de dynamiques observées peuvent se révéler être des étapes de transition dans les trajectoires, ce qui peut constituer un support de scénario testable (ex1. modèle de restauration écologique passive au niveau du corridor rivulaire; ex2. effets de seuils liés à l'agrandissement en taille et la diminution en nombre des exploitations sur le maintien de l'hétérogénéité des paysages agricoles). L'ensemble des dispositifs, s'il permet encore peu d'établir formellement des relations entre paysages agricoles de vallée et corridor rivulaire en termes de processus étudiés, permet de s'en approcher dans un premier temps par les différentes échelles spatiales prises en compte. En effet, pour bon nombre de ces processus, nous avons pu identifier une double dépendance à des facteurs explicatifs d'échelles métriques (ex. les caractéristiques de sol et de gestion au niveau de la placette d'observation, ou de la parcelle) et à des facteurs explicatifs d'échelles kilométriques (ex1. configuration du corridor rivulaire entre amont et aval, entre centre, berges et exutoires d'affluents; ex2. configuration des mosaïques paysagères dans et entre sites-paysage de l'amont à l'aval; ex3. configuration des parcellaires plus ou moins dispersés des exploitations). Dans cette perspective d'améliorer le suivi intégré de l'ensemble corridor rivulaire-paysage agricole, ces résultats nous engagent à approfondir la réflexion (atouts, besoins) sur cet ensemble de dispositifs, en termes d'articulation d'échelles spatiales d'observation.

Productions 2018 du projet Sérilage

Alignier A., Castay L., Deniau J., Lanoë E., Prampart A. & Zermeno-Rodriguez A. (2018). **Time-lagged response of vegetation communities to agricultural landscape changes along the Sélune river, France**. Sfécologie 2018, Rennes - France, 22-25 octobre 2018. *Communication orale*.

Castay L., Ravot C., Zermeno-Rodriguez A., Leroy D., Alignier A., Laslier M., Dufour S., Bernez I. & Thenail C. (2018). **Restitution du Projet Sérilage : Etat des lieux pré-démantèlement (2017-2018)**. Restitution auprès des agriculteurs et des techniciens rivière dans le cadre de la fin du projet Sérilage, Lycée agricole de la Baie du Mont Saint Michel (Saint-Hilaire-du-Harcouët) - France, 30 novembre 2018. *Communication orale*.

Laslier M., Hubert-Moy L. & Dufour S. (2019). **Mapping Riparian Vegetation Functions Using 3D Bispectral LiDAR Data**. *Water* 11 (3): 483.

Laslier, M. (2018). **Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle**. *PhD thesis*, Université Rennes 2, Rennes.

Laslier M., Ravot C., Rodríguez González P.M., Bernez I., Hubert-Moy L. & Dufour S. (2018). **Early successional vegetation patterns of alluvial deposits following dam removal: a functional approach**. Sfécologie 2018, Rennes- France, 22-25 octobre 2018. *Communication orale*.

Leroy D. (2018). **Suivi des insectes pollinisateurs : programme SERIPAGE 2018**. *Document de travail*. 60 p.

Leroy D., Berry T., Aviron S. & Alignier A. (2018). **Landscape effects on pollinator communities in grasslands and wet meadows along the Sélune river, France**. Sfécologie 2018, Rennes – France, 22-25 octobre 2018. *Poster*.

Leroy D. & Alignier A. (2018). **Projet SERIPAGE : Ecologie et gestion des rives et des paysages agricoles de la Sélune. Zoom sur : Résultats de l'étude sur les pollinisateurs**. *Plaquette de restitution à destination des agriculteurs*.

Ravot C., Castay L., Zermeno Rodriguez A., Laslier M., Thenail C., Alignier A., Dufour S. & Bernez I. (2018). **Journée technique du Projet Sérilage : Etat des lieux pré-démantèlement (2015-2018)**. Restitution auprès des gestionnaires de l'eau et acteurs impliqués dans l'arasement dans le cadre de la fin du projet Sérilage, Base de loisirs La Mazure (les Biards) - France, 28 novembre 2018. *Communication orale*.

Ravot C., Laslier M., Muller I., Hubert-Moy L., Dufour S., Le Coeur D., Rodríguez González P.M. & Bernez I. (2018). **Supporting management decision-making in the dam-free Sélune River project (France): Taxonomic and functional successional patterns**. SER Europe Conference 2018, Reykjavik - Islande, 9-13 septembre 2018. *Communication orale*.

Ravot C., Laslier M., Muller I., Hubert-Moy L., Dufour S. & Bernez I. (2018). **New Sélune River (Normandy, France) margins following large dam removal: ecological restoration perspectives considering the successional vegetation dynamics of alluvial deposits**. I.S. Rivers 2018, Lyon - France, 4-8 juin 2018. *Communication orale*.

Ravot C., Laslier M., Waymel J., Muller I., Hubert-Moy L., Dufour S. & Bernez I. (2018). **Dynamiques végétales jeunes sur les vases exondées du lac de Vezins (Manche) avant démantèlement de grands barrages : potentialités d'une restauration écologique passive et conservatoire d'une vallée renaissante**. 9^{ème} édition des journées-ateliers REVER, Arles, 5-6 avril 2018. *Communication orale*.

Bibliographie

- AGRESTE, 2012. Résultats-données chiffrées. Recensements 2010, 2000 et 1988 par département, canton et commune. . <<http://agreste.agriculture.gouv.fr/recensement-agricole-2010/resultats-donnees-chiffrees/>>
- ALLEN D.C., CARDINALE B. J. & WYNN-THOMPSON T. (2016). *Plant biodiversity effects in reducing fluvial erosion are limited to low species richness*. Ecology 97(1): pp. 17-24.
- AUBLE G.T., SHAFROTH P.B., SCOTT A.L. & ROELLE J.E. (2007) *Early vegetation development on an exposed reservoir: implications for dam removal*. Environmental Management 39(6): pp. 806–818.
- AUBLE G.T., FRIEDMAN J.M. & SCOTT M.L. (1994). *Relating Riparian Vegetation to Present and Future Streamflows*. Ecological Applications 4 (3): pp. 544-554.
- BAESSLER C. & KLOTZ S. (2006). *Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years*. Agriculture, Ecosystems and Environment 115, 43–50.
- BAUDRY, J., THENAIL, C., 2004. *Riparian zones in landscapes and farming systems: a case study in Western France*. Landscape and Urban Planning 67, 121-129.
- BAUDRY J., BUREL F. – 1999 : *Ecologie du paysage, Concepts, méthodes et applications*, Paris, TEC & DOC, 362 p.
- BERNEZ, I., PINGRAY, A., LE COEUR, D., 2005. *Entretien des berges de petits cours d'eau dans le bocage Sud Manche: réponse de la végétation herbacée aux processus écologiques et agricoles*. Ingénieries - EAT 43, 55-69.
- BLANC L., CHESSEL D., DOLEDEC S., 1998. *Étude de la stabilité temporelle des structures spatiales par analyses d'une série de tableaux de relevés faunistiques totalement appariés*. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture, 348 : 1-21.
- BISWAS S. R. & MALLIK A. U. (2010). *Disturbance effects on species diversity and functional diversity in riparian and upland plant communities*. Ecology, 91(1): pp. 28-35.
- BOUSQUET T., MAGNANON S. & BRINDEJONC O. (2015). *Liste rouge de la flore vasculaire de Basse-Normandie*. DREAL Basse-Normandie/Région Basse-Normandie/Feader Basse-Normandie. Conservatoire botanique national de Brest, 43p. & annexes.
- BRAUN-BLANQUET J. (1932). *Plant sociology* (translation by H.S. Conard, G.D. Fuller). Mac Graw-Hill Book Co. Inc., New York, 18 + 439 p.: <https://archive.org/details/plantsociologist00brau>
- CHESSEL D., Dufour A.-B. & THIOULOUSE J. (2004). *The ade4 package. I: One-table methods*. R News, 4: 5-10.
- CHOISIS, J.-P., SOURDRIL, A., DECONCHAT, M., BALENT, G., GIBON, A., 2010. *Comprendre la dynamique régionale des exploitations de polyculture élevage pour accompagner le développement rural dans les Coteaux de Gascogne*. Cahiers Agricultures 19, 97–103.
- CHOISIS, J.P., THEVENET, C., GIBON, A., 2012. *Analyzing farming systems diversity: a case study in south-western France*. Spanish Journal of Agricultural Research, 10, 605.
- CHOPIN, P., BLAZY, J.-M., DORE, T., 2015. *A new method to assess farming system evolution at the landscape scale*. Agronomy for Sustainable Development 35, 325–337.
- CHOUANNEAU Q., DELIQUAIRE S. & HAMEL M. (2018). *Actions réalisées en 2017 par la Brigade*. Conservatoire d'espaces naturels Normandie Ouest, 196 p.
- CHUST, G., 2002. *Descripteurs du paysage dérivés d'images satellitales et leur utilisation dans la cartographie de la biodiversité. Télédétections appliquées à l'écologie*. Toulouse 3, Toulouse, p. 319.
- CORENBLIT D., STEIGER J., GURNELL A.M., TABACCHI E. & ROQUES L. (2009). *Control of sediment dynamics by vegetation as a key function driving biogeomorphic succession within fluvial corridors*. Earth Surface Processes and Landforms 34(13) : pp. 1790-1810.
- DDTM50, 2011. *Schéma de Développement Durable de la Vallée de la Sélune - G - Diagnostic agriculture*. <http://www.manche.gouv.fr/content/download/13609/80389/file/Agriculture.pdf>
- DENIAU, J., DUFOUR, S., ALIGNIER, A., LANOE, E., HUBERT-MOY, L., THENAIL, C., 2015. *Building up a diachronic analysis from multi-source data to characterize consequences of dam removal on agricultural landscape - biodiversity interactions.*, 6th World Conference on Ecological Restoration. Toward resilient ecosystem: restoring the Urban, the Rural and the Wild., Manchester, UK.
- DENIAU, J., 2016. *Echantillonnage de paysages et caractérisation de l'occupation du sol le long de la Sélune, à partir de données de télédétection dans le cadre du projet SERIPAGE*. Rapport scientifique 2016 - projet Sérilage. INRA, Rennes, 21 pages.
- DOLEDEC S. & CHESSEL D. (1989). *Rythmes saisonniers et composantes stationnelles en milieu aquatique. Prise en compte et élimination d'effets dans un tableau faunistique*. Acta OEcologica, 10 : 207-232.

- DUFOUR S., PIEGAY H., 2009. *Forêts riveraines et ripisylves : spécificités, fonctions et gestion*. Revue Forestière Française, Ecole nationale du génie rural, 2006, LVIII (4), pp.339-350.
- ERNOULT A., FREIRE-DIAZ S., LANGLOIS E., ALARD D., 2006. *Are similar landscapes the result of similar histories?* Landscape Ecology, 21: 631-639.
- FOLEY M.M., BELLMORE J., O'CONNOR J.E., DUDA J., EAST A., GRANT G.G., ANDERSON C., BOUNTRY J.A., COLLINS M.J., CONNOLLY P.J., CRAIG L.S., EVANS J.E., GREENE S., MAGILLIGAN F.J., et al.(2017). *Dam removal: Listening in*. Water Resources Research 53(7): pp. 5229-5246.
- FORGET G., CARREAU C., LE COEUR D. & BERNEZ I. (2013). *Ecological Restoration of Headwaters in a Rural Landscape (Normandy, France): A Passive Approach Taking Hedge Networks into Account for Riparian Tree Recruitment*. Restoration Ecology, 21(1):pp. 96-104.
- GAUJOUR E., MIGNOLET C., PLANTUREUX S. & AMIAUD B. (2011). *Expliquer la végétation des prairies et des champs cultivés: l'importance de la dynamique des pratiques agricoles et de la mosaïque paysagère*. Fourrages 208, 329-342.
- GERMAINE, M.-A., 2009. *De la caractérisation à la gestion des paysages ordinaires des vallées du nord-ouest de la France. Représentations, enjeux d'environnement et politiques publiques en Basse-Normandie*. Thèse de doctorat. Géographie physique, humaine, économique et régionale. Université de Caen Basse-Normandie, Caen, p. 609 + annexes.
- GERMAINE, M.A., PUISSANT, A., 2008. *Extraction d'indices paysagers et analyse quantitative des paysages de « vallées ordinaires » à partir de données images : L'exemple de la Seulles (Calvados, France)*. Cybergeog : European Journal of Geography [En ligne] Environnement, Nature, Paysage, document 423.
- GYSSELS G., POESEN J., BOCHET E. & LI Y. (2005). *Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review*. Progress in Physical Geography 29(2): pp. 189-217.
- HAASE D., WALZ U., NEUBERT M. Et ROSENBERG M., 2007. *Changes to Central European landscapes. Analysing historical maps to approach current environmental issues, examples from Saxony, Central Germany*, Land Use Policy, 24:248-263.
- HARGIS C. D., BISSONETTE J. A. & DAVID J. L. (1998). *The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation*. Landscape Ecology, 13: 167-186.
- HENCKEL L. (2015). *Effet de l'hétérogénéité des paysages agricoles (composition et configuration) et de l'intensification des pratiques culturales sur la structure des communautés écologiques (oiseaux et adventices) en systèmes intensifs tempérés*. Thèse de Doctorat, Université de Montpellier II.
- HERZOG F. & LAUSCH A. (2001). *Supplementing land-use statistics with landscape metrics: some methodological considerations*. Environmental Monitoring and Assessment 72, 37-50.
- HIETALA-KOIVU R. (1999). *Agricultural landscape change: a case study in Yläne, southwest Finland*. Landscape and Urban Planning 46,103-108.
- HOUET, T., HUBERT-MOY, L., CORGNE, S., MARCHAND, J.P., 2008. *Approche systémique du fonctionnement d'un territoire agricole bocager*. Espace géographique 3, 270-286.
- JOLIVEAU T. & MICHELIN Y. (1998). *Approche méthodologique de la gestion paysagère concertée d'un espace avec un système d'information géographique : l'exemple de la commune de Viscomtat (63)*. Actes du Colloque Gestion des territoires ruraux : connaissances et méthodes pour la gestion publique, 27 & 28 avril 1998, Clermont-Ferrand, Cachan, Cemagref, p 85-102.
- KLOTZ S., KÜHN I. & DURKA W. (2002). *BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland*. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. Available from: <http://www2.ufz.de/biolflor/index.jsp> (Février 2018).
- LALIBERTE E. & LEGENDRE P. (2010). *A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits*. Ecology 91: pp. 299-305.
- LANDOLT E., BÄUMLER B., ERHARDT A., HEGG O., KLÖTZLI F., LÄMMLER W., NOBIS M., RUDMANN-MAURER K., SCHWEINGRUBER F.-H., THEURILLAT J.P., URM I. E., VUST M. & WOHLGEMUTH T. (2010). *Flora indicativa. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen. Ecological Indicator Values and Biological Attributes of the Flora of Switzerland and the Alps*. 2. völlig neu bearbeitete und erweiterte Auflage der Ökologischen Zeigerwerte zur Flora der Schweiz. – Editions des Conservatoires et Jardins botaniques de la Ville de Genève, Ed. Haupt, Bern, Stuttgart, Wien : 376 p.
- LATRUFFE, L., PIET, L., 2014. *Does land fragmentation affect farm performance? A case study from Brittany, France*. Agricultural Systems 129, 68-80.
- LAUSCH A. & HERZOG F. (2002). *Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability*. Ecological Indicators, 2 (1-2): 3-15.
- LAVIT C., ESCOUFIER Y., SABATIER R. & TRAISSAC P. (1994). *The ACT (STATIS method)*. Computational Statistics and Data Analysis, 18: 97-119

- LENHART C. F. (2000). *The vegetation and hydrology of impoundments after dam removal in outhern Wisconsin*. University of Wisconsin, Madison, Wisconsin, 146 p.
- LOZANOVSKA I., FERREIRA M., SEGURADO P. & AGUIAR F. (2018). *Limited resilience in hotspots of functional richness: the Mediterranean riparian shrublands*. *Aquatic Sciences*, 80(25), 12p.
- MARIE, M., 2009. *Des pratiques des agriculteurs à la production de paysage de bocage. Etude comparée des dynamiques et des logiques d'organisation spatiale des systèmes agricoles laitiers en Europe (Basse-Normandie, Galice, Sud de l'Angleterre)*. Thèse de doctorat. Géographie physique, humaine, économique et régionale. Université de Caen - Basse Normandie, Caen, 519 pages.
- MARIE, M., BENSALD, A., DELAHAYE, D., 2009. *Le rôle de la distance dans l'organisation des pratiques et des paysages agricoles : l'exemple du fonctionnement des exploitations laitières dans l'arc atlantique*. *Cybergeog* 21.
- MASON N.W.H., MOUILLOT D., Lee W.G. & WILSON J.B. (2005). *Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity*. *Oikos*, 111: pp. 112-118.
- MCGARIGAL K., CUSHMAN S., NEEL M. & ENE E. (2002). *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst.
- MCGARIGAL, K. & MARKS, B.J. (1995). *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. Users Manual, Version 3.3. General Technical Report PNW-GTR-351. USDA Forest Service.
- MOSER D., GYGAX A., BÄUMLER A. WYLER N. & PALESE, R. (2002). *Liste Rouge des fougères et plantes à fleurs menacées de Suisse*. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne; Centre du Réseau Suisse de Floristique, Chambésy; Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève, Chambésy (Ed.), Série OFEFP « L'environnement pratique ».
- MOTTET, A., LADET, S., COQUE, N., GIBON, A., 2006. *Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: A case study in the Pyrenees*. *Agriculture Ecosystems & Environment* 114, 296-310.
- MOUILLOT D., GRAHAM N.A., VILLEGER S., MASON N.W. & BELLWOOD DR. (2012). *A functional approach reveals community responses to disturbances*. *Trends Ecol Evol.*, 28(3): pp. 167-177.
- O'NEILL R.V., HUNSAKER C.T., JONES K.B., RIITERS K.H., WICKHAM J.D., SCHWARTZ P.M., GOODMAN I.A., JACKSON B.L. & BAILLARGEON W.S. (1997). *Monitoring Environmental Quality at the Landscape scale*. *BioScience*, 47 (8), 513-519
- ORR C. H. & STANLEY E.H. (2006). *Vegetation development and restoration potential of drained reservoirs following dam removal in Wisconsin*. *River Research and Applications* 22: pp. 281-295.
- OSZWALD J., GOND V., DOLEDEC S. & LAVELLE P. (2011). *Identification d'indicateurs de changement d'occupation du sol pour le suivi des mosaïques paysagères*. *Bois et Forêts des Tropiques*, 307 : 7-21
- PETCHEY O.L. & GASTON K.J. (2006). *Functional diversity: back to basics and looking forward*. *Ecology letters* 9(6): pp. 741-758.
- PRACH K., MARS R., PYSEK P. & VAN DIGGELEN R. (2007). *Manipulation of succession*: pp. 121-149 in WALKER L. R., WALKER J. & HOBBS R. J., editors. *Linking restoration and ecological succession*. Springer, New York.
- PROVOST M. (1998). *Flore vasculaire de Basse-Normandie : avec suppléments pour la Haute-Normandie*. Tome 2. Presses universitaires de Caen, Caen : XII-492 p.
- RAPEY, H., 2012. *La diversité d'organisation spatiale des exploitations en montagne : dimension et orientation d'élevage ne déterminent pas tout*. *Fourrages* 210, 141-149.
- REJMÁNEK M., RICHARDSON D.M. & PYSEK P. (2013). *Plant invasions and invisibility of plant communities*: chapter 13, pp-387-424. In VAN DER MAAREL E. & FRANKLIN J. (2013). *Vegetation Ecology: Second Edition*. John Wiley & Sons, Ltd. DOI: 10.1002/9781118452592.ch13.
- REULIER, R., 2016. *Structure paysagère et dynamiques spatiales des transferts hydro-sédimentaires. Approche par simulation multi-agents*. Thèse de doctorat. Géographie physique, humaine, économique et régionale. Université de Caen Normandie, Caen, 353 pages.
- RIITERS, K. H., O'NEILL, R. V., HUNSAKER, C. T., WICKHAM, J. D., YANKEE, D. H., TIMMINS, S. P., JONES, K. B. and JACKSON, B. L.: 1995, 'A factor analysis of landscape pattern and structure metrics'. *Lands. Ecol.* 10, 23-39.
- ROBBEZ-MASSON J.-M. (1994). *Reconnaissance et délimitation de motifs d'organisation spatiale : application à la cartographie des pédopaysages*. Thèse de doctorat ENS. M, Montpellier, 161 p.
- ROBERT P. & ESCOUFIER Y. (1976). *A unifying tool for linear multivariate statistical methods: the RV coefficient*. *Applied Statistics*, 25: 257-265.
- ROHDE S., SCHUTZ M., KIENAST F. & ENGLMAIER P. (2005). *River widening: an approach to restoring riparian habitats and plant species*. *River Research and Applications*, 21, pp. 1075-1094.

- ROINE A. & BOILEAU N. (2017). *La suppression des barrages sur la rivière la Jouanne (Mayenne) - I. Effets sur la ripisylve, les berges et la granulométrie*. BIOTOPES 53, 33 : pp. 75-85.
- ROYAL BOTANIC GARDENS KEW (2018). *Seed Information Database (SID)*. Version 7.1. Available from: <http://data.kew.org/sid/> (Février 2018).
- RYSCHAWY, J., CHOISIS, N., CHOISIS, J.P., GIBON, A., 2013. *Paths to last in mixed crop-livestock farming: lessons from an assessment of farm trajectories of change*. Animal 7, 673-681.
- SCHERMANN N. & BAUDRY J. (2002). *Analyse descriptive multi-échelle de la structure d'un paysage, Application à la mosaïque d'occupation du sol d'un territoire agricole dans le bocage breton*. Revue Internationale de Géomatique, vol. 12/2, p 169-186.
- SHAFROTH P.B., FRIEDMAN J.M., AUBLE G.T., SCOTT M.L., BRAATNE J.H. (2002). *Potential responses of riparian vegetation to dam removal*. BioScience 52: pp. 703–712.
- SHANNON C.E. (1948). *A mathematical theory of communication*. Bell System Technical Journal, 27, pp. 379-423.
- SUTHERLAND, L.-A., BURTON, R.J.F., INGRAM, J., BLACKSTOCK, K., SLEE, B., GOTTS, N., 2012. Triggering change: Towards a conceptualisation of major change processes in farm decision-making. Journal of Environmental Management 104, 142-151.
- PERRONNE A. (2014). *Caractérisation de la structure fonctionnelle des communautés adventices dans les agroécosystèmes*. Thèse de doctorat, Université de Bourgogne, FRA, pp. 27.
- PIELOU E. (1966). *The measurement of diversity in different types of biological collections*. Journal of Theoretical Biology, 13, pp. 131–144.
- TABACCHI E., CORRELL D.L., HAUER R., IPAY G., PLANTY-TABACCHI A.-N. & WISSMAR R.C. (1998). *Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape*. Freshwater Biology 40: pp. 497-516.
- TABACCHI E. & PLANTY-TABACCHI A.-N. (2005). *Exotic and native plant community distributions within complex riparian landscapes: A positive correlation*. Ecoscience 12(3): pp. 412-423.
- THENAIL, C., BAUDRY, J., 2004. *Variation of farm spatial land use pattern according to the structure of the hedgerow network (bocage) landscape: a study case in northeast Brittany, France*. Agriculture, Ecosystem and Environment 101, 53-72.
- THENAIL, C., BAUDRY, J., 2005. *Farm riparian land use management: driving factors and tensions between technical and ecological functions*. Environmental Management 36, 640-653.
- THENAIL, C., DUPRAZ, P., PECH, M., TURPIN, N., DUCOS, G., WINCKLER, L., BARILLE, P., JOANNON, A., BAUDRY, J., LE COEUR, D., HUBERT-MOY, L., 2009a. *How do farms economic and technical dynamics contribute to landscape patterns?* In: Brouwer, F., van der Heide, M. (Eds.), Multifunctional Rural Land Management: Economics and Policies. Earthscan, Wageningen, pp. 235-253.
- THENAIL, C., JOANNON, A., CAPITAIN, M., SOUCHERE, V., MIGNOLET, C., SCHERMANN, N., DI PIETRO, F., PONS, Y., GAUCHEREL, C., VIAUD, V., BAUDRY, J., 2009b. *The contribution of crop-rotation organization in farms to crop-mosaic patterning at local landscape scales*. Agriculture Ecosystem and Environment 131, 207-219.
- THERNEAU, T.M., ATKINSON, E.J., 2018. *An Introduction to Recursive Partitioning Using the RPART Routines*. <https://cran.r-project.org/web/packages/rpart/vignettes/longintro.pdf>.
- THIOULOUSE J. & CHESSEL D. (1987). *Les analyses multitableaux en écologie factorielle*. Acta OEcologica, 8 : 463-480.
- VAN TILBEURGH, V., VERTES, F., LEON, A.S., AUSSEMS, E., THENAIL, C., 2013. *Adaptation stratégique ou tactique dans les élevages laitiers*. In: Mérot, P., Dubreuil, V., Delahaye, D., Desnos, P. (Eds.), Le climat change dans le Grand Ouest. Presses Universitaires de Rennes, Rennes, pp. 309-324.
- TOLLE, F., 2005. *Paysage et risque sanitaire, Le cas de l'échinococcose alvéolaire, approche multiscalaire*. Géographie. Université de Franche-Comté, Besançon, p. 334.
- VARGAS-LUNA A., CROSATO A., ANDERS N., HOITINK A.J.F., KEESSTRA S.D. & UIJTTEWAAL W.S.J. (2018). *Morphodynamic effects of riparian vegetation growth after stream restoration*. Earth Surf. Process. Landforms 43: pp. 1591-1607.
- VILLEGIER S., MASON N.W. & MOUILLOT D. (2008). *New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology*. Ecology 89(8): pp. 2290-2301.
- WALKER L.R. & DEL MORAL R. (2009). *Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats*. Applied Vegetation Science, 12: pp. 55-67.
- WAYMEL J., BOUSQUET T., ZAMBETTAKIS C., GESLIN J.(2016). *Liste des plantes vasculaires invasives de Basse-Normandie*. DREAL de Normandie / Région de Normandie. Villers-Bocage : Conservatoire botanique national de Brest, 28 p. + annexes.

WAYMEL J. & ZAMBETTAKIS C. (2018). *Plan de conservation de la Limoselle aquatique (Limosella aquatica L.) en Basse-Normandie*. Prefecture de la Manche, Direction départementale des territoires et de la mer, Mission Barrages de la Selune. Villers-Bocage : Conservatoire botanique national de Brest, 59p. + annexe.

ZOMENI M., TZANOPOULOS J. & PANTIS J. D. (2008). *Historical analysis of landscape change using remote sensing techniques: An explanatory tool for agricultural transformation in Greek rural areas*. *Landscape and Urban Planning* 86, 38–46.

ZONNEVELD I. S. (1989). *The land unit. A fundamental concept in landscape ecology, and its applications*. *Landscape Ecology*, 3, 23–39.