L'enfrichement des milieux humides en Bretagne: dynamique paysagère, évolution des usages, effets sur l'écologie des milieux aquatiques.

Thibaut Preux, Alix Augier, Marianne Laslier, Simon Dufour, Anaelle Magueur

▶ **To cite this version:**

Thibaut Preux, Alix Augier, Marianne Laslier, Simon Dufour, Anaelle Magueur. L'enfrichement des milieux humides en Bretagne: dynamique paysagère, évolution des usages, effets sur l'écologie des milieux aquatiques.. [Rapport de recherche] FMA, Université Rennes 2, LETG-Rennes; Rapport scientifique du programme ECOFRICHE phase 1. 2019. hal-02134568

HAL Id: hal-02134568
https://hal.science/hal-02134568

Submitted on 20 May 2019

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.

L'enfrichement des milieux humides en Bretagne

- Dynamique paysagère
- Évolution des usages
- Effets sur l'écologie des milieux aquatiques

Avec le soutien financier de :

UNION EUROPÉENNE
UNANIEZH EUROPA

L'Europe s'engage en Bretagne / Avec le Fonds européen de développement régional

Région Bretagne

agence de l'eau Loire-Bretagne

Programme EcoFriche

1 p 3 · Edito par Bernard Clément

2 p 5 · A lire avant de commencer :
Des questionnements initiaux à la mise en œuvre du programme ECOFRICHE

3 p 11 · De l'évolution des pratiques agricoles à la transformation du paysage breton : analyse de la dynamique d'enfrichement à l'échelle régionale

4 p 27 · Processus écologiques et dimensions spatio-temporelles de l'enfrichement à échelle locale

5 p 53 · Trajectoires socio-économiques et diversité des usages des milieux humides

6 p 83 · Effets de l'enfrichement sur les fonctions écologiques des milieux aquatiques

7 p 117 · Synthèse

p 124 · Glossaire

p 126 · Bibliographie principale

RÉDACTEURS :

- Thibaut PREUX (Université de Rennes 2)
- Alix AUGIER (Forum des Marais Atlantiques)
- Marianne LASLIER (Université de Rennes 2)
- Simon DUFOUR (Université de Rennes 2)
- Anaëlle MAGEUR (Forum des Marais Atlantiques)

→ Tous les mots accompagnés d'un « * » dans le texte sont définis dans le Glossaire.

Comment citer ce document ?
Preux T., Augier A., Laslier M., Dufour S. et Magueur A., 2019, « L'enfrichement des milieux humides en Bretagne. Dynamique paysagère, évolution des usages, effets sur l'écologie des milieux aquatiques. », Rapport scientifique du programme ECOFRICHE phase 1, FMA, Université Rennes 2, LETG-Rennes, 128 p.

Edito

Par Bernard CLÉMENT

- Ecologue
- Président du comité scientifique du Conservatoire botanique national de Brest
- Membre du comité d'orientation scientifique et technique du Forum des Marais Atlantiques

Le terme de « FRICHE » évoque d'emblée pour la plupart d'entre nous un sentiment de perte, d'abandon voire de sale : celui choisi pour ce programme EcoFriche est d'emblée évocateur de nouvelle valeur, en tout cas d'une réappropriation de ces espaces marginalisés par le modèle économique agricole depuis les années 1970 – 1980.

Ce n'est pas la première fois que ces milieux s'enfrichent. Après le défrichement du Moyen-Age, les guerres de succession, les pestes ont fortement réduit les populations rurales et la friche ligneuse a repris le dessus maintes fois.

... terres marginales

Aujourd'hui, il s'agit d'un espace plus restreint aux zones à fortes contraintes d'exploitation comme les terres humides, notamment des têtes de bassin versant. Petit fils de paysan et fils d'ouvrier paysan, j'ai moi-même participé à la gestion et à l'entretien de ces terres marginales, afin d'y récolter un foin, litière de qualité médiocre, et de « faire propre ». Entre les foins et les moissons, nous partions tôt le matin, avec faux et fourches couper les joncs et les reines des près.

L'anthropologue J.C. SCOTT souligne que « la domestication repose sur une base génétique extrêmement étroite et fragile ; une poignée d'espèces cultivées, un petit nombre de races de bétail et un paysage radicalement simplifié qui devait être constamment défendu contre la reconquête des éléments naturels qui en avaient été exclus ».

reconquête des éléments naturels

Aujourd'hui, le sentiment d'abandon est vécu par les plus anciens comme une perte de valeurs, alors que les plus jeunes exploitants en sont plus détachés. Mes expériences et ma culture scientifique m'amènent depuis quelques décennies déjà (!) à revisiter ce que représentent ces éco-friches ligneuses à l'aune de leurs états, de leurs fonctions et des services rendus. Concernant, entre autres, les zones humides, l'enfrichement est souvent source d'amplification de fonctions écologiques positives, notamment dans un contexte agricole, source de molécules diverses qui affectent la qualité des eaux des ruisseaux et des nappes phréatiques.

des fonctions écologiques positives

une nouvelle biodiversité

Alors, le développement d'une saulaie* n'est pas la perte de la zone humide, mais, la plupart du temps, une somme de fonctions et de valeurs qui caractérise une zone humide fonctionnelle participant à la création d'une nouvelle biodiversité. Certes, il ne faut pas être intégriste ; localement, et en fonction d'objectifs clairement exprimés, procéder au défrichement ligneux afin de recréer un « espace ouvert » peut être, doit être entrepris. Cependant, il faut s'assurer avant d'y procéder, à faire en sorte que l'action envisagée soit pérenne, c'est-à-dire que les moyens financiers, humains et sociétaux le soient également.

un espace ouvert

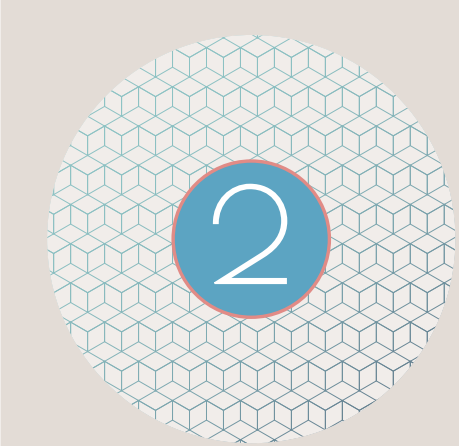
C'est l'objet du présent programme EcoFriche dont les points de vue historiques et contemporains sont analysés, avec l'objectif de créer un outil d'aide au diagnostic pour agir en connaissance de cause et non plus sur le seul sentiment des personnes concernées.

1. Une France en friche ?
Retour sur l'émergence d'une question polémique

En 1984, le ministère de l'Agriculture publiait une étude prospective alarmante [2.5], prévoyant une forte diminution du nombre des exploitations agricoles et l'abandon de quatre à six millions d'hectares agricoles dans les trente années à venir en France. Si les modèles économétriques ayant produit ces études prospectives ont été vivement critiqués, ils ont nourri une intense polémique, dont le point d'orgue est atteint en 1989 avec la publication de l'essai « France en friche » écrit par le journaliste Éric FOTTORINO. [2.1]

L'abandon des terres agricoles soulève une **charge émotionnelle globalement négative**, liée aux représentations d'une société occidentale **peu encline à accepter l'évolution spontanée de la nature** [2.2]. Le vocabulaire employé pour décrire le boisement spontané fait tantôt référence à l'agression militaire (« menace », « agression », nécessité de « tenir l'espace » ...), tantôt **au registre de la santé** (« lèpre », « cancer », « dévitalisation » ...), dans les publications scientifiques, comme dans les discours médiatiques. [2.3]

Des questionnements initiaux à la mise en œuvre du programme ECOFRICHE



Exemple

Synthèse des représentations sociales de la friche au début des années 1990, par le géographe Pierre DÉRIOZ [1.5]

« La friche est la lèpre des paysages ruraux, la broussaille qui gagne en altère insidieusement la physionomie, lorsqu'elle ne les rend pas impénétrables ; dans les Midis comme dans l'Ouest Armoricain, elle favorise le déclenchement des incendies ; crève-cœur pour l'agriculteur qui y voit une perte de potentiel agricole et une dévalorisation du patrimoine, l'enfrichement entraine l'amenuisement des recettes fiscales liées au foncier pour nombre de communes rurales, dont les élus déplorent en outre l'effet néfaste que produisent les ronces sur les touristes. »

La polémique autour de la déprise agricole traduit alors les vives inquiétudes qui traversent une partie de la société quant à l'évolution des espaces ruraux, après la période euphorique de « modernisation » de la production agricole dans les années 1950-1960 (accélération de la concentration des exploitations, poursuite du déclin démographique des campagnes agricoles…). Cette dénonciation du processus d'enfrichement s'inscrit dans le champ du **courant agrarien*, qui présente la friche comme étant la matérialisation concrète du déclin des campagnes françaises et de la paysannerie** [2.4]. Les syndicats agricoles s'emparent également du sujet, car la dénonciation de la friche permet de réaffirmer en creux le rôle des agriculteurs dans la gestion de l'espace rural, tout en faisant reconnaitre leur rôle économique et social [2.5].

Ainsi, l'enfrichement, la déprise rurale et le modèle de développement agricole apparaissent intimement liés dans le débat public.

À partir des années 1990, la critique de l'enfrichement s'ancre davantage **dans le champ de l'écologie**. Le boisement spontané est alors abordé comme une perturbation de l'équilibre écologique des milieux, dans un contexte où la demande sociale pour la protection de l'environnement se porte plus particulièrement vers la préservation des paysages agricoles [2.6]. En dépit du faible nombre d'études disponibles en écologie fonctionnelle, les principaux arguments mobilisés tiennent au risque de banalisation des paysages et de perte de la biodiversité, par rapport à des milieux maintenus ouverts par l'activité agricole.

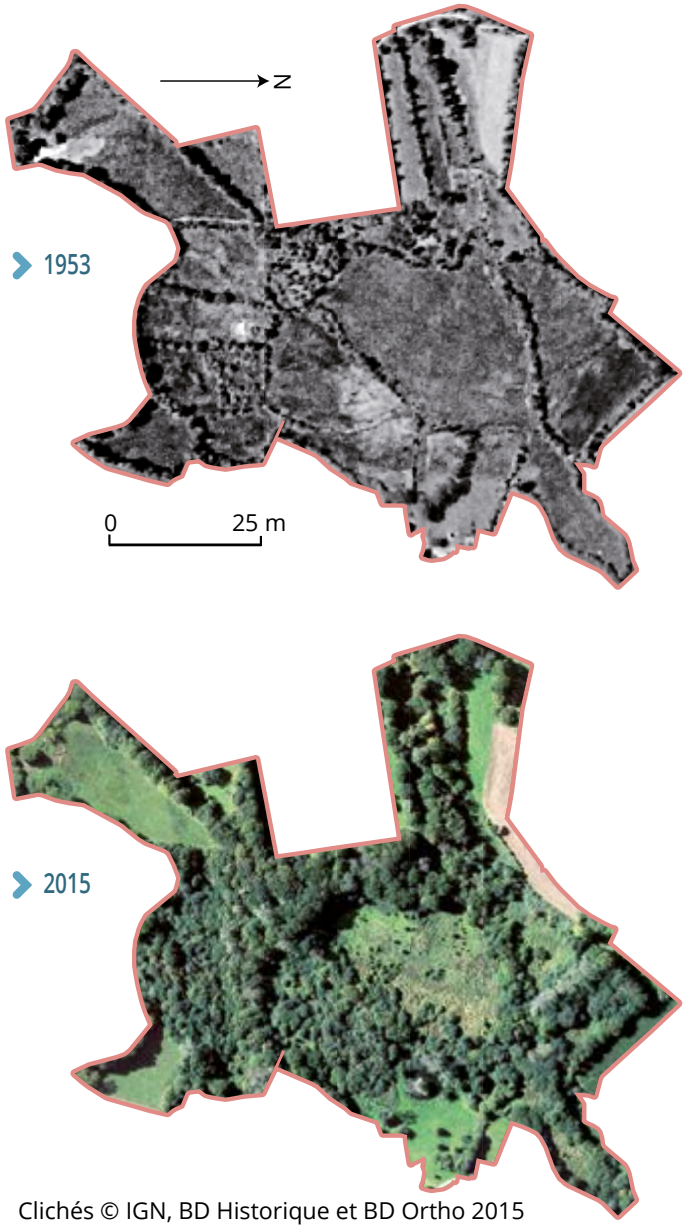
2. L'enfrichement : une question particulièrement vive en Bretagne

En Bretagne, l'intensification de la production agricole a conduit certains agriculteurs à cesser d'exploiter leurs parcelles humides. Cette déprise agricole entraine **un enfrichement et un boisement spontané de ces milieux**, qui s'observe essentiellement le long des cours d'eau et au niveau des zones de sources (figure 2.1).

Le processus d'enfrichement soulève des questions particulièrement vives dans l'Ouest de la France, **en raison de la place occupée par l'agriculture dans les paysages régionaux et l'économie locale**. En 2016 les surfaces agricoles représentaient 64 % de la superficie de la Bretagne, contre 50 % en moyenne à l'échelle nationale. Dans une région où la maitrise de l'espace rural a été poussée à son paroxysme jusqu'au milieu du XXème siècle, la progression de la friche renvoie aux évolutions contemporaines du modèle agricole et soulève des questions plus générales quant à l'évolution des espaces ruraux (déclin démographique, succession de crises agricoles…).

Le **caractère très récent de ce processus** dans l'histoire agricole de la région et son intensité remarquable en font une question sociale et politique particulièrement vive.

Figure 2.1 : Un exemple d'enfrichement d'une zone humide (commune de Plougonver, bassin versant du Léguer)



Clichés © IGN, BD Historique et BD Ortho 2015

3. Le programme ECOFRICHE

C'est dans ce contexte que des gestionnaires sur les bassins de l'AULNE, du BLAVET et du LÉGUER se sont mobilisés et rassemblés autour de cette **question de l'évolution des milieux aquatiques*** dans une dynamique d'arrêt d'usage agricole. Leurs **préoccupations** sont liées à des observations sur le terrain :

- Changement de biodiversité et dans les continuités écologiques*
- Modification de l'hydrologie et de la morphologie du cours d'eau
- Modification des apports en éléments nutritifs et en matière organique du cours d'eau
- Devenir de ces espaces dans le système agricole
- Évolution de la tendance

Vers une approche objective et pluridisciplinaire

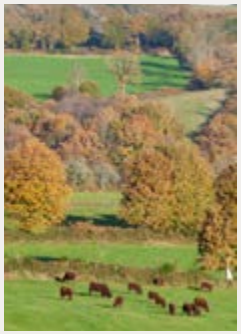
L'évolution de la végétation suite à un arrêt d'usage agricole des milieux humides est un sujet peu étudié. Des éléments scientifiques existent mais ils sont souvent fragmentés par discipline et variables en fonction des échelles temporelles et spatiales considérées.

C'est un sujet qui peut également avoir une résonnance particulière en fonction des représentations et des usages que l'on a de ces espaces...

De la manière la plus objective et pluridisciplinaire possible, le programme EcoFriche a pour objectif d'apporter des éléments de réponse aux questions suivantes :

éléments de réponses aux QUESTIONS suivantes

- Quelle est la dynamique du boisement spontané des milieux humides aux niveaux régional et local ?



- Quels sont les facteurs explicatifs de cette tendance et quelles sont les trajectoires futures supposées ?

- Quels sont les effets sur les fonctions biologiques, hydrologiques et biogéochimiques des milieux aquatiques* et en particulier à l'amont des cours d'eau ?

- Quels sont les modes de gestion à favoriser pour préserver les fonctions et les services rendus par ces milieux ?

- Quels sont les leviers à mobiliser dans le contexte socio-économique actuel ?

01

LA PHASE 1 du programme EcoFriche, dont les résultats sont présentés dans ce document, vise à établir un état des connaissances de la dynamique de boisement spontané au niveau régional et local, de l'évolution des usages conduisant à l'enfrichement et des effets de l'enfrichement sur la biodiversité, les continuités écologiques* et les fonctions hydrologiques et biogéochimiques des milieux aquatiques*.

02 & 03

La phase 2 complétera, si besoin, par des expérimentations in situ les connaissances.

La phase 3 a pour objectif de fournir aux gestionnaires un outil d'aide à la décision pour la gestion de ces espaces.

EcoFriche : un programme multipartenarial

Le programme initié par les acteurs des bassins de l'Aulne, du Blavet et du Léguer est coordonné par le Forum des Marais Atlantiques (FMA), syndicat mixte œuvrant pour la préservation des zones humides et Pôle-relais du plan national d'actions en faveur des zones humides.

Un partenariat avec l'Université Rennes 2 a été établi afin de travailler plus spécifiquement sur la dynamique paysagère et les usages des milieux humides.

Ce partenariat bénéficie de financements du fonds européen de développement régional (FEDER), de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne et de la DREAL Bretagne, les actions du programme s'inscrivant dans les objectifs du Schéma régional de cohérence écologique (SRCE) et du Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) Loire-Bretagne.

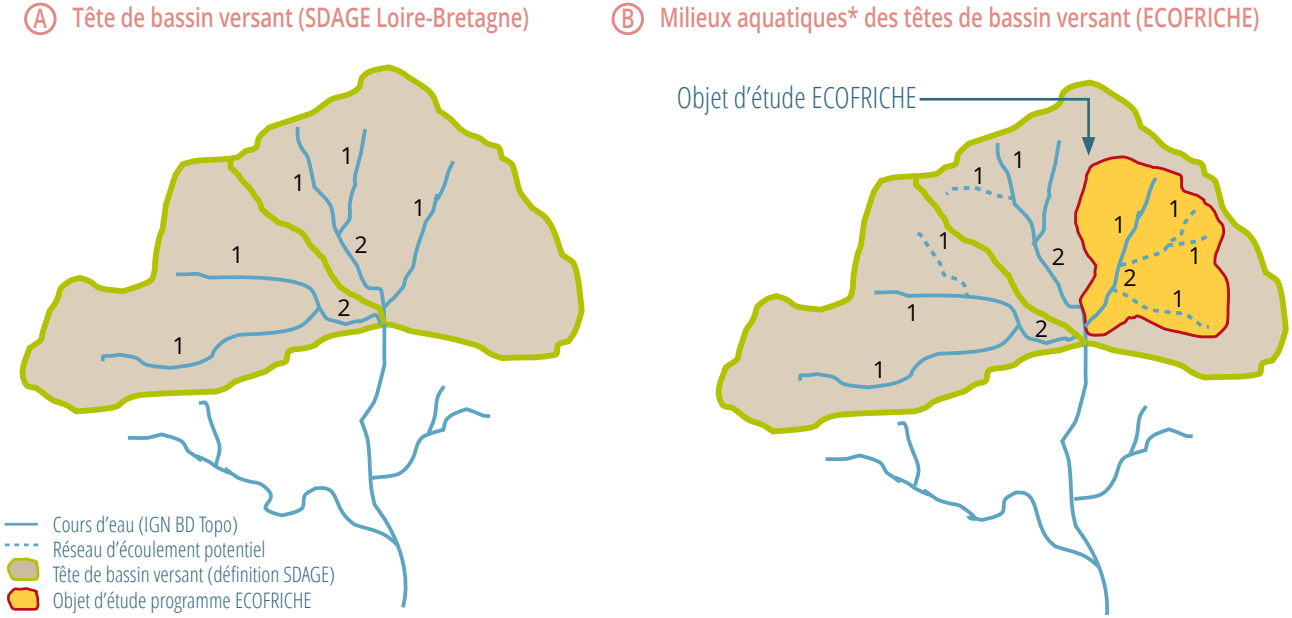
Une implication directe des acteurs des territoires à l'origine du projet (Lannion Trégor Communauté, Bassin versant Vallée du Léguer, Etablissement Public d'Aménagement et de Gestion du bassin versant de l'Aulne, Syndicat mixte du SAGE Blavet, Guingamp-Paimpol Agglomération) a permis une approche concrète du sujet, notamment au travers du travail d'enquête.

4. Explicitation des objets d'étude et des échelles de travail

La littérature scientifique souligne le caractère ambivalent et polysémique de la notion d'enfrichement.

Dans le cadre de ce programme, l'enfrichement est défini comme le processus d'évolution spontanée de la végétation à la suite d'une réduction ou de l'arrêt de l'usage agricole d'un espace, qui se traduit par des changements naturels et graduels des communautés végétales se succédant dans le temps de manière non linéaire.

Le programme ECOFRICHE articule **deux échelles géographiques** : la région Bretagne et des sites ateliers sélectionnés dans les trois bassins-versant bretons partenaires du programme. À cette dernière échelle, ce sont spécifiquement **les milieux aquatiques* des zones amont des cours d'eau, qui ont été étudiés**. Les contours de cet objet d'étude ont été définis afin de bénéficier de données homogènes sur l'ensemble de la région et mobilisables sous SIG à différentes échelles géographiques (figure 2.2). Ils constituent une solution adaptée pour l'étude des milieux aquatiques* de l'amont et permettent d'assurer une bonne exhaustivité du linéaire étudié sur ces secteurs.

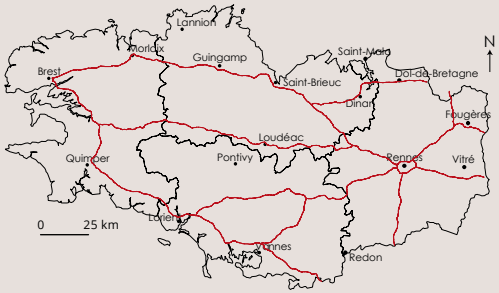


La méthode de délimitation des objets d'étude est exposée en p. 41

Figure 2.2. Définition de l'objet d'étude du programme ECOFRICHE **(B)** par rapport à la définition des têtes de bassin versant (SDAGE Loire-Bretagne) (A) - (Réalisation : Programme ECOFRICHE)

Figure 2.3. Structure du livrable

Programme ECOFRICHE



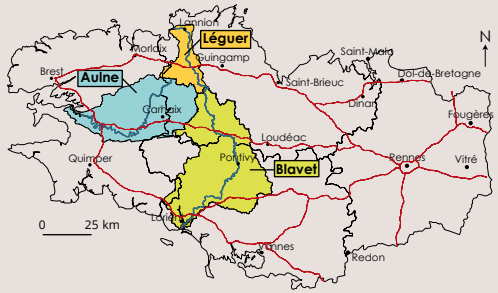
Bretagne

Quelle est l'ampleur,
la spatialisation
et la temporalité
du processus
de boisement spontané
à l'échelle de la Bretagne ?

OUTILS MOBILISÉS
- Cartographie
- Statistiques

3

p 11



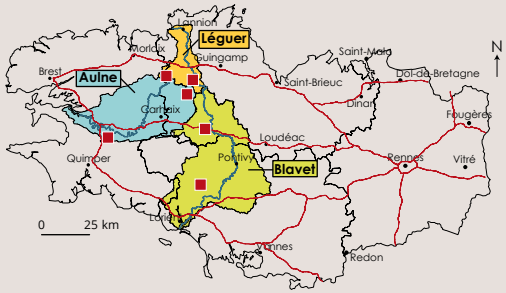
Trois bassins versants «laboratoires» en Bretagne

Quelle est la dynamique
spatio-temporelle
de l'enfrichement
dans les milieux aquatiques*
à l'échelle locale ?

OUTILS MOBILISÉS
- Systèmes d'information géographique
  - Analyse spatiale
- Synthèse bibliographique

4

p 27



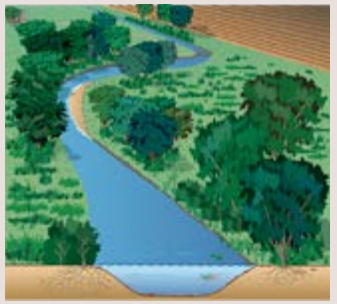
6 sites d'étude à l'échelle locale

Quels sont les mécanismes
sociaux qui conduisent
à l'enfrichement
des milieux humides ?

OUTILS MOBILISÉS
- Enquête de terrain
- Jurys communaux

5

p 53



Source : environnement.gouv.qc.ca

Complexe zones humides - cours d'eau

Quels sont les effets
de l'enfrichement
sur les fonctions
des milieux aquatiques* ?

OUTILS MOBILISÉS
- Synthèse bibliographique
- Échanges avec des référents scientifiques

6

p 83

Synthèse des connaissances

7

Qu'en retenir ? Qu'en faire ? Quelles perspectives ?

p 117

Objectifs

- Caractériser la dynamique paysagère récente des zones humides en Bretagne, notamment dans les parties amont des bassins versants, afin de confirmer l'existence d'un processus d'enfrichement et décrire la distribution géographique de ce phénomène à l'échelle régionale.
- Replacer ce processus d'enfrichement dans le cadre des profondes transformations agricoles de la seconde partie du XX^{ème} siècle.

Questions

- Quelle est l'ampleur, la spatialisation et la temporalité du processus d'enfrichement à l'**échelle de la Bretagne ?**
- Dans quel contexte apparait l'enfrichement ?
- Les évolutions techniques, économiques et sociales de l'agriculture bretonne sont elles reliées à l'apparition de friches ?

Points abordés

- Présentation d'une méthode pour appréhender la dynamique du boisement spontané à l'échelle de la Bretagne.
- Analyse de la temporalité de cette dynamique de boisement spontané en Bretagne entre 1985 et 2015.
- Analyse de l'hétérogénéité régionale du processus d'enfrichement et de la place spécifique des zones humides dans la dynamique de boisement spontané.
- Présentation des principales caractéristiques du modèle agricole breton et de ses évolutions techniques, économiques et sociales depuis le début des années 1960.
- Analyse des conséquences paysagères de ces transformations agricoles (usages du sol, structures paysagères).

De l'évolution des pratiques agricoles à la transformation du paysage breton :

analyse de la dynamique d'enfrichement à l'échelle régionale

3

3.1

LA DYNAMIQUE D'ENFRICHEMENT à l'échelle de la Bretagne entre 1985 et 2015

3.1.1. Méthodologie d'analyse régionale de la dynamique d'enfrichement

Description de l'approche et des données utilisées

La cartographie de la dynamique paysagère dans les zones humides des secteurs amont a été réalisée en plusieurs étapes résumées dans la figure 3.1.

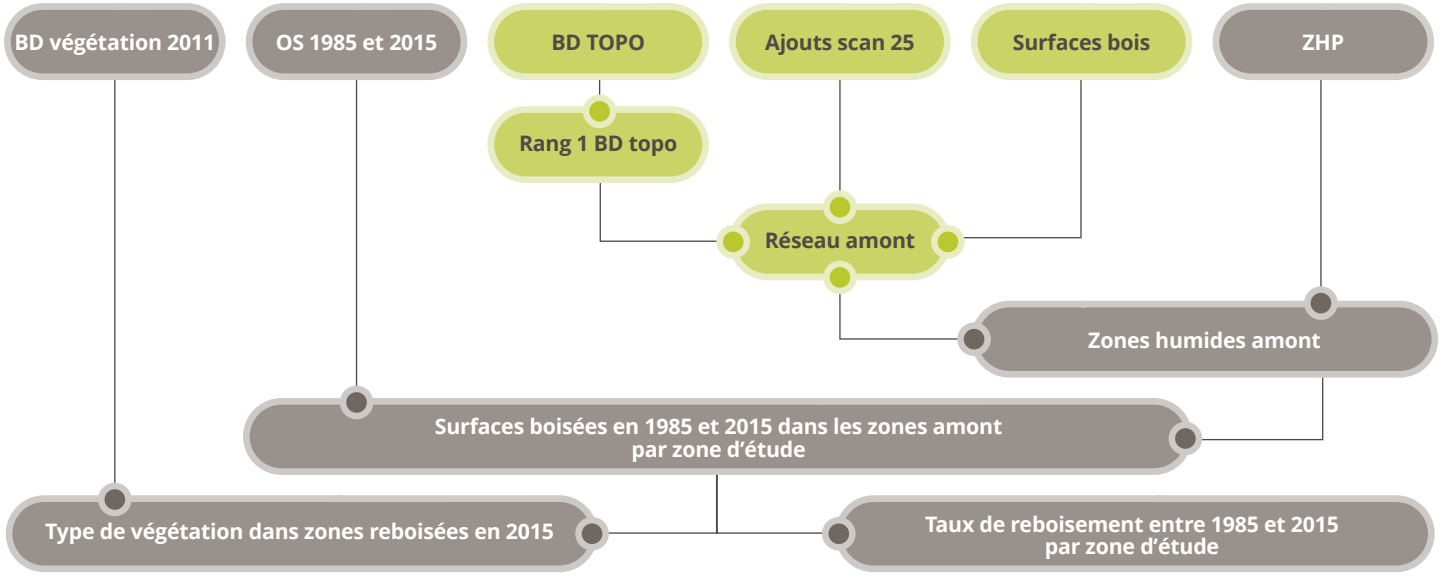


Figure 3.1 : Méthode générale mise en œuvre pour l'étude de la dynamique d'enfrichement. Les polylignes sont représentées en vert et les polygones en marron

Dans un premier temps, **les zones humides amont** ont été identifiées sous SIG en croisant, d'une part, le réseau hydrographique et, d'autre part, une couche des Zones Humides Potentielles de Bretagne.

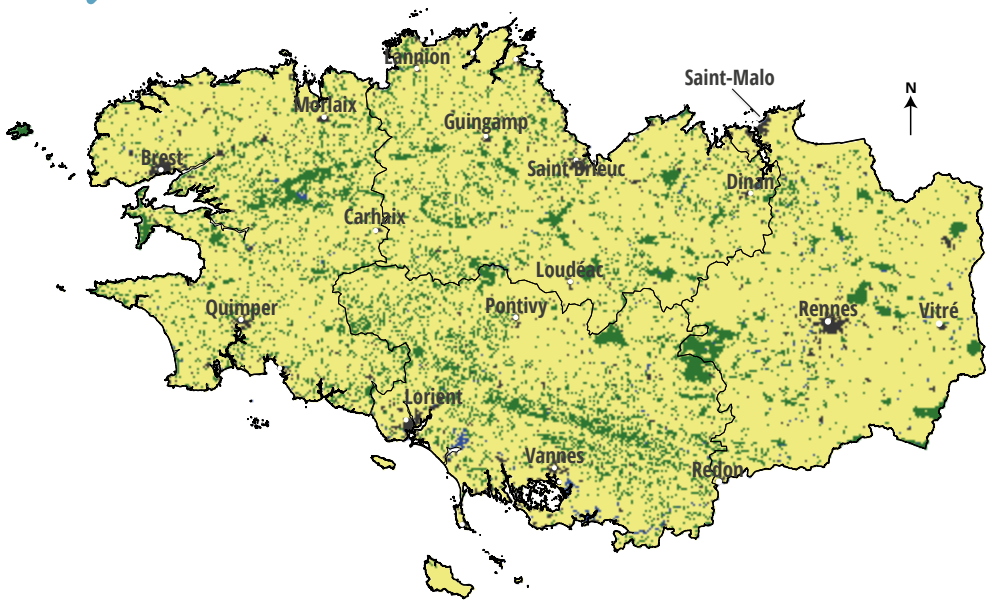
Le réseau hydrographique utilisé s'appuie sur la « cartographie des cours d'eau » fournie par l'AFB, qui combine le **réseau fourni par la BD TOPO 2012** de l'Institut Géographique National (IGN), des référentiels hydrographiques anciens (SCAN 25, BD CARTHAGE, BD TOPO), n'apparaissant pas sur la BD TOPO 2012, et les **thalwegs susceptibles d'accueillir un cours d'eau**. Ce réseau de thalwegs est considéré comme un réseau hydrographique théorique (RHT), ayant été réalisé à partir d'un modèle numérique de terrain de 25 m de résolution spatiale fourni par l'IGN. La combinaison de ces trois réseaux a été retenue comme étant fiable et la plus complète pour identifier les tronçons amont de façon homogène à l'échelle régionale.

La **couche des Zones Humides Potentielles (ZHP)** utilisée a été réalisée par l'INRA* UMR* SAS à partir du MNT à 25 m fourni par l'IGN. Après avoir comparé visuellement l'étendue spatiale de trois bases de données différentes (Inventaires locaux des zones humides, Zones Humides Potentielles, Milieux Humides Potentiellement Modélisés) sur les sites laboratoires, la couche des zones humides potentielles a été retenue car elle constitue un bon compromis en matière de couverture spatiale, tout en étant compatible avec la résolution des données d'occupation des sols à l'échelle régionale.

Les surfaces de boisement ont été estimées à partir de **cartes d'occupation du sol produites par le laboratoire LETG*** (UMR CNRS 6554, site de Rennes) pour les dates de 1985 et de 2015 à partir d'images LANDSAT, d'une résolution spatiale de 30 m. Pour chaque carte, quatre classes d'occupation du sol sont représentées : bâti, forêt, eau et cultures (Figure 3.2). Dans le cadre de cette étude, seule la classe 'forêt' a été utilisée. Ces données permettent d'estimer et de cartographier le taux de d'évolution des surfaces en boisement spontané entre ces deux dates.

Enfin, la carte des zones en 2015 a été croisée avec une carte des types de végétations boisées, issue de la couche Végétation de la BD TOPO de l'IGN, afin de distinguer les boisements potentiellement spontanés, des boisements plantés.

Occupation du sol en 1985



Occupation du sol en 2015

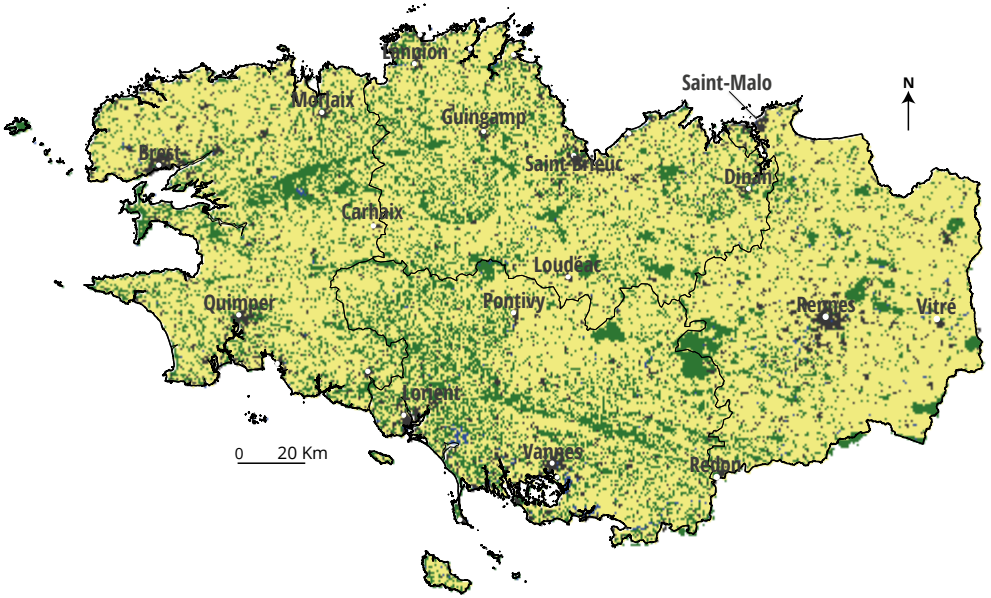


Figure 3.2. Cartographie des modes d'occupation du sol en Bretagne en 1985 et 2015, à partir de la base de données COSTEL

Délimitation des zones humides des secteurs amont

L'identification des zones humides des secteurs amont passe par **l'identification des cours d'eau les plus à l'amont des bassins versants**. Ces zones humides amont sont en effet assez mal délimitées spatialement, et à ce jour, aucune base de données existante ne les recense à l'échelle régionale. Dans le cadre de cette étude, nous avons fait le choix de conserver les cours d'eau de rang 1 de Strahler appartenant à la BD TOPO IGN ainsi que tous les tronçons situés en amont, **dont les tronçons ajoutés par l'AFB (tronçons extraits du scan 25 et tronçons issus du RHT)**.

Ce réseau a été intersecté avec la couche vectorielle des Zones Humides Potentielles afin d'identifier les zones humides amont (Figure 3.3). Les zones humides des secteurs aval ont été obtenues en supprimant les polygones de zones humides des secteurs amont à la couche des zones humides potentielles.

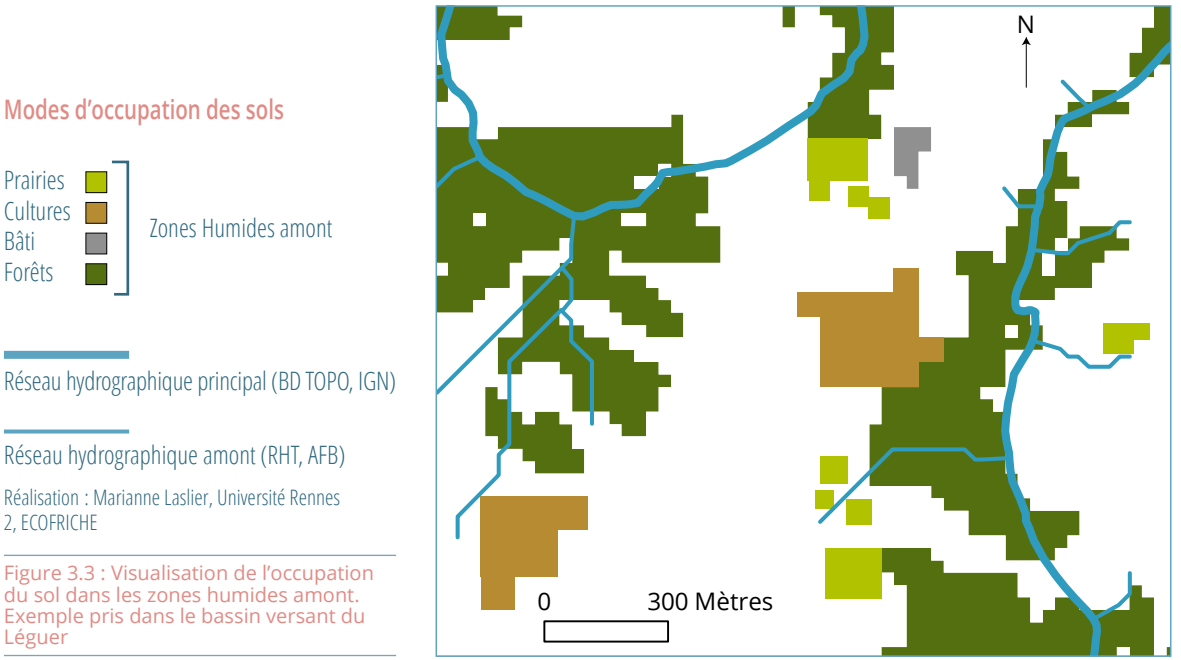


Figure 3.3 : Visualisation de l'occupation du sol dans les zones humides amont. Exemple pris dans le bassin versant du Léguer

Cartographier, quantifier et qualifier le reboisement

L'occupation du sol de chaque zone d'étude a été extraite pour les années 1985 et 2015. Le croisement des données produit une carte de changement d'occupation du sol localisant les zones boisées en 1985 et en 2015 («forêts»), les zones non boisées en 1985 et boisées en 2015 («zones reboisées»), et enfin les zones boisées en 1985 et non boisées en 2015 («zones déboisées»).

La carte des zones boisées en 2015 a été croisée avec les données de la BD végétation de l'IGN, afin d'identifier **la nature du reboisement**. Les classes de végétation proposées dans la BD végétation ont été divisées en deux catégories : boisement spontané et boisement planté (tableau 3.4). Ce choix de regroupement a été fait à dire d'experts, en supposant que la majorité des boisements plantés correspondent à des peupleraies et à des résineux, alors que les plantations de feuillus sont minoritaires. Cette hypothèse repose sur l'analyse des politiques forestières régionales, qui ont encouragé cette pratique entre les années 1970 et 1990, principalement sous la forme de subventions publiques [3.1]. Au sein de l'ensemble des surfaces de boisement en 2015, l'étendue des boisements spontanés a ainsi pu être calculée, dans la région et dans les zones humides amont. Les chiffres issus de ce traitement permettront de donner une tendance de la nature des évolutions du boisement spontané. Ils doivent toutefois être interprétés avec précaution, en raison de la faible résolution spatiale des données utilisées en entrée, et de la reclassification opérée à posteriori à partir d'une seconde base de données.

SPONTANÉ

- Bois
- Zones arborées
- Forêt fermée mixte
- Forêt fermée de feuillus
- Forêt ouverte
- Lande ligneuse
- Haies

PLANTÉ

- Peupleraies
- Forêt fermée de conifères
- Vergers
- Vignes

Figure 3.4 Distinction des classes de la BD végétation en deux catégories de reboisement : spontané et artificiel

3.1.2. Principaux résultats : une dynamique d'enfrichement hétérogène en Bretagne

Description des surfaces de zones humides amont et aval

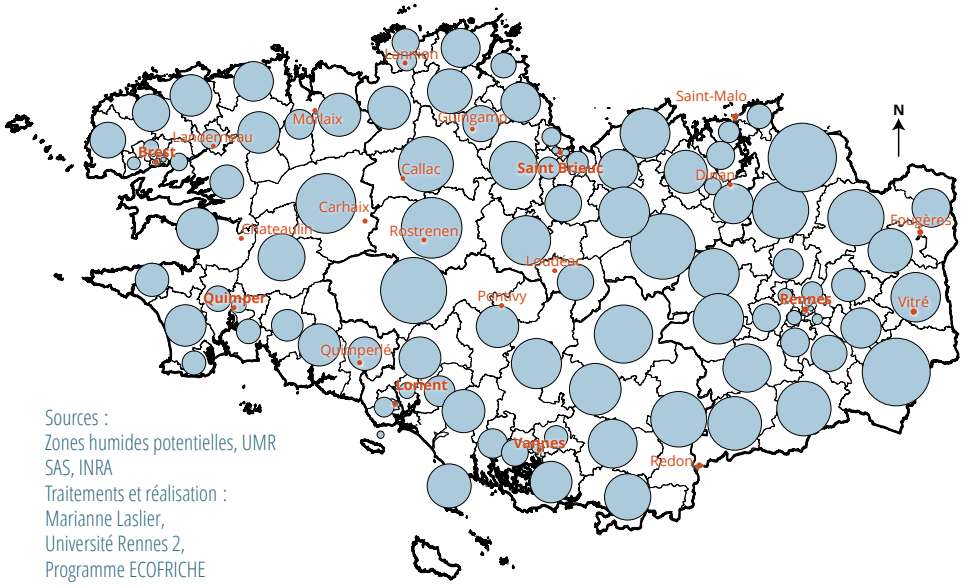
À l'échelle de la Bretagne, sur les 5651 km² de zones humides potentielles, 68 % correspondent aux zones amont telles que définies dans ce rapport (soit 3850 km²) et 32 % aux zones aval (soit 1801 km²). Cependant, une analyse plus fine révèle des disparités géographiques importantes qu'il convient de noter (Figure 3.5). Ainsi, on **observe des surfaces de zones humides plus importantes au centre et à l'ouest de la Bretagne**, par rapport aux zones littorales ou au bassin rennais.

Évolution des surfaces boisées en Bretagne entre 1985 et 2015

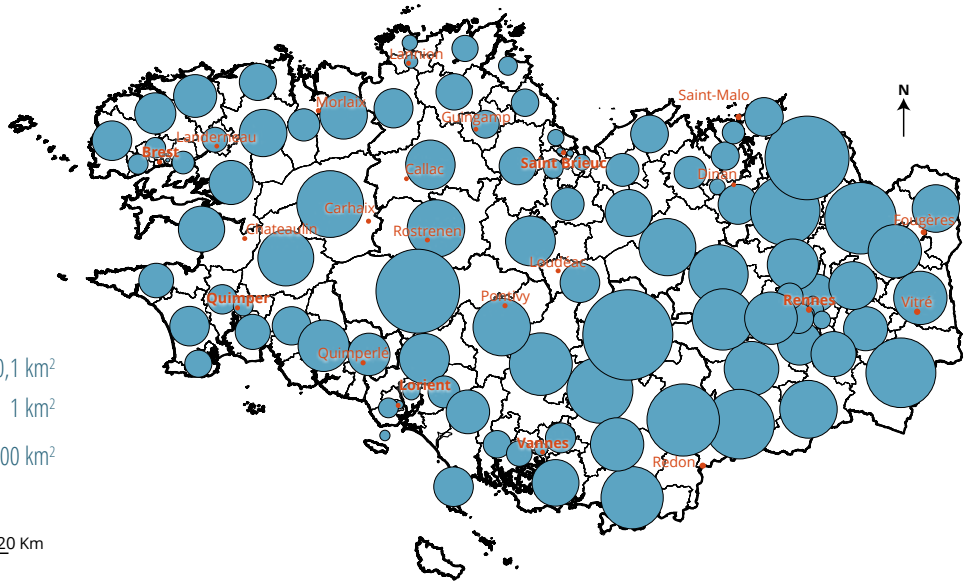
L'analyse des cartes d'occupation du sol montre qu'en 2015, **les forêts représentent 21 % de l'occupation du sol totale à l'échelle de la région**. Parmi ces forêts, 12 % étaient déjà boisées en 1985 et 9 % sont apparues entre 1985 et 2015 (tableau 3.6).

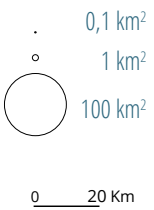
Cette analyse permet en outre d'observer que les **surfaces déboisées sont très minoritaires** (environ 1 % de la surface totale). De plus, la comparaison entre les cartes d'occupation du sol de 1985 et 2015 permet d'identifier que **99 % des surfaces reboisées en Bretagne entre 1985 et 2015 proviennent de surfaces agricoles**. Enfin, au-delà d'une valeur régionale moyenne de 8,7 % de progression du boisement, il existe de **fortes disparités en Bretagne**, selon un gradient globalement orienté d'est en ouest.

Ⓐ Surfaces en zones humides potentielles › amont



Ⓑ Surfaces en zones humides potentielles › aval





Sources :
Zones humides potentielles, UMR SAS, INRA
Traitements et réalisation :
Marianne Laslier,
Université Rennes 2,
Programme ECOFRICHE

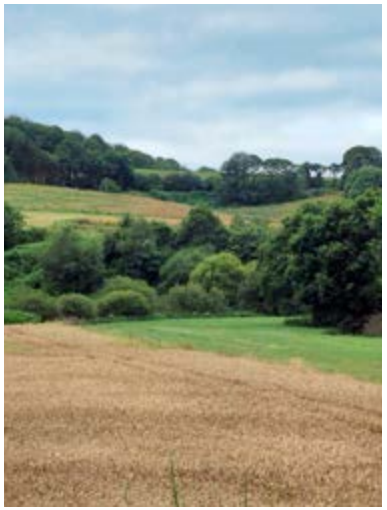
Figure 3.5 : Surface occupée par des zones humides potentielles en amont (A) et en aval (B), par cantons (en km²)

Une dynamique d'enfrichement significative sur 30 ans en Bretagne

Parmi les zones reboisées entre 1985 et 2015, **87 % correspondent à des boisements spontanés**, contre 80 % de boisements spontanés parmi les forêts anciennes (figure 3.6). Cette dynamique d'enfrichement apparait assez hétérogène dans l'espace régional (figure 3.7), avec une progression plus affirmée le long d'un axe reliant Lannion à Lorient.

Ces résultats semblent cohérents avec la progression du boisement spontané de certains territoires en France ([3.2] ; [3.3] ; [3.4]), en Europe [3.5] et dans le monde [3.6], principalement liée à la déprise agricole. Par exemple, KOERNER et al., 2000 [3.3] ont montré une progression globale des espaces forestiers (spontanés et plantés) de l'ordre de 6 % dans les départements bretons entre 1850 et 1999.

D'autre part, LALACHERE et al., 2017 [3.4] ont décrit un reboisement de l'ordre de 50 % en 160 ans, soit 9 % en 30 ans dans les départements de l'Eure-et-Loir, et de la Seine-et-Marne.



-3 % à 0 %
0 à + 3 %
de + 3 % à + 5 %
de + 5 % à + 8 %
de + 8 % à + 10 %
de + 10 % à + 20 %
> 20 %

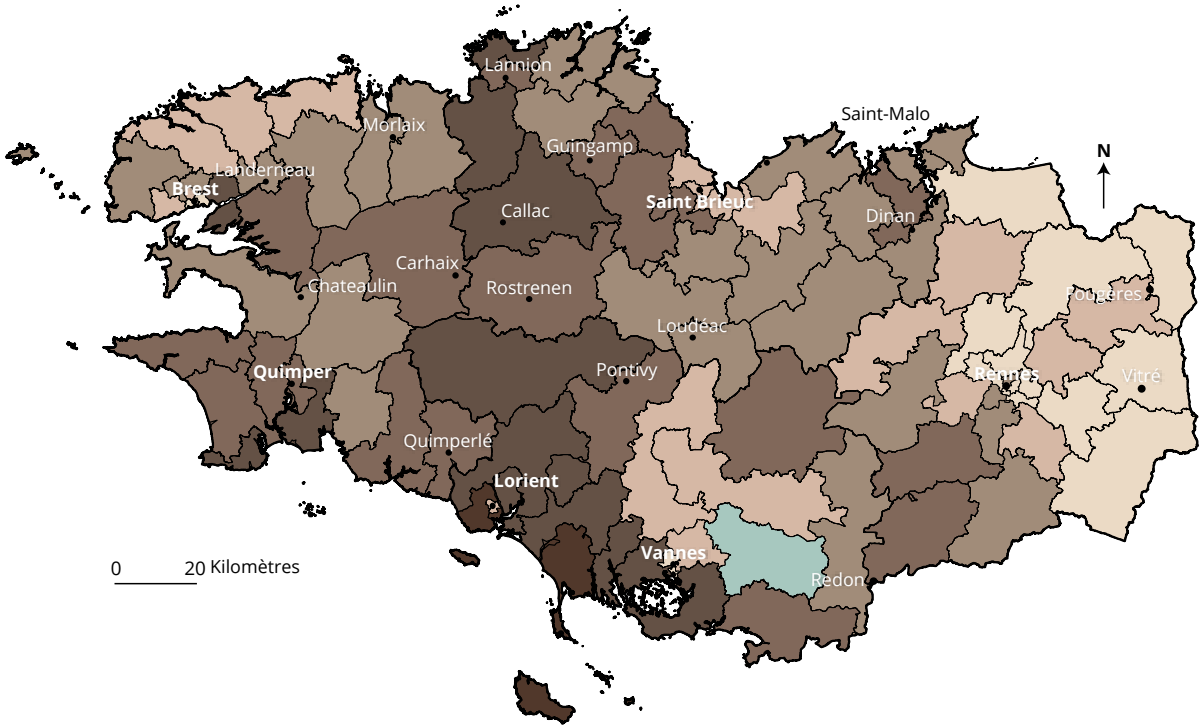
Sources :
BD occupation du sol 1985-2015, COSTEL
Traitements et réalisation :
Marianne Laslier, Université Rennes 2, Programme ECOFRICHE

Figure 3.7. Évolution des surfaces en boisement spontané (estimé) en Bretagne entre 1985 et 2015, par canton

SURFACES	A l'échelle de la région	Dans les zones humides amont
Non boisées	77,5 %	72,2 %
Reboisées entre 1985 et 2015 (dont part du reboisement probablement spontané)	8,7 % (87 %)	12,6 % (90 %)
Boisées en 1985 et en 2015	12,4 %	13,8 %
Déboisées entre 1985 et 2015	1,4 %	1,4 %

Figure 3.6. Part des zones non boisées, boisées, reboisées et déboisées dans la région Bretagne (1985-2015)

Évolution du taux de boisement spontané entre 1985 - 2015



Un enfrichement significativement supérieur dans les zones humides

En 2015, **dans les zones humides potentielles amont, la proportion de boisement spontané s'élève à 26 % de la surface totale et surtout, la progression du boisement spontané a été plus importante entre 1985 et 2010 que la moyenne régionale** (+ 12,6 % contre + 8,7 %).

En matière de localisation, l'analyse révèle une plus forte progression des surfaces en boisement spontané dans l'ouest et le centre Bretagne (Figure 3.8 et Figure 3.9).

Ainsi, on observe une progression du boisement spontané autour de 30 % dans les zones humides amont et aval du centre Bretagne, soit environ 10 points de plus que la moyenne régionale (13 %).

Ce résultat met bien en évidence un phénomène d'enfrichement significatif dans les zones humides de l'ouest et du centre Bretagne relevé par les partenaires du projet. De plus, la Figure 3.8 révèle un taux de reboisement légèrement supérieur dans les zones humides des secteurs aval comparé aux zones humides des secteurs amont sans que la différence ne soit très marquée.

Évolution des surfaces en boisement spontané › entre 1985 et 2015 (%)

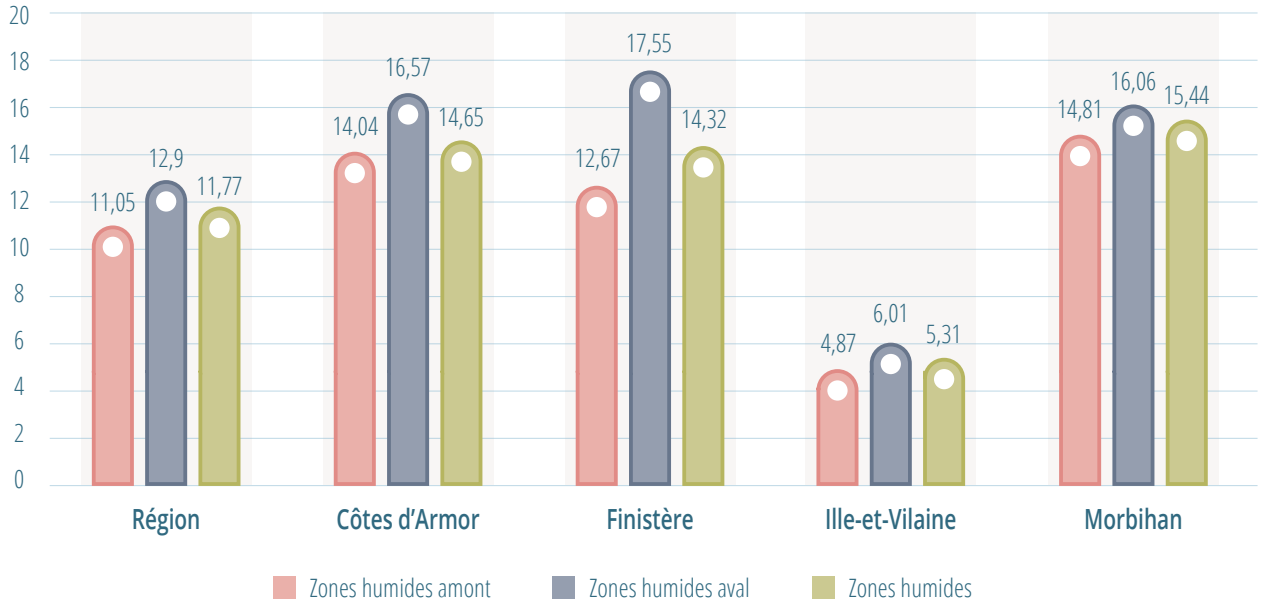


Figure 3.8 : Évolution des surfaces en boisement spontané dans les zones humides (amont + aval), dans les zones humides amont, et dans les zones humides aval par départements

Conclusion

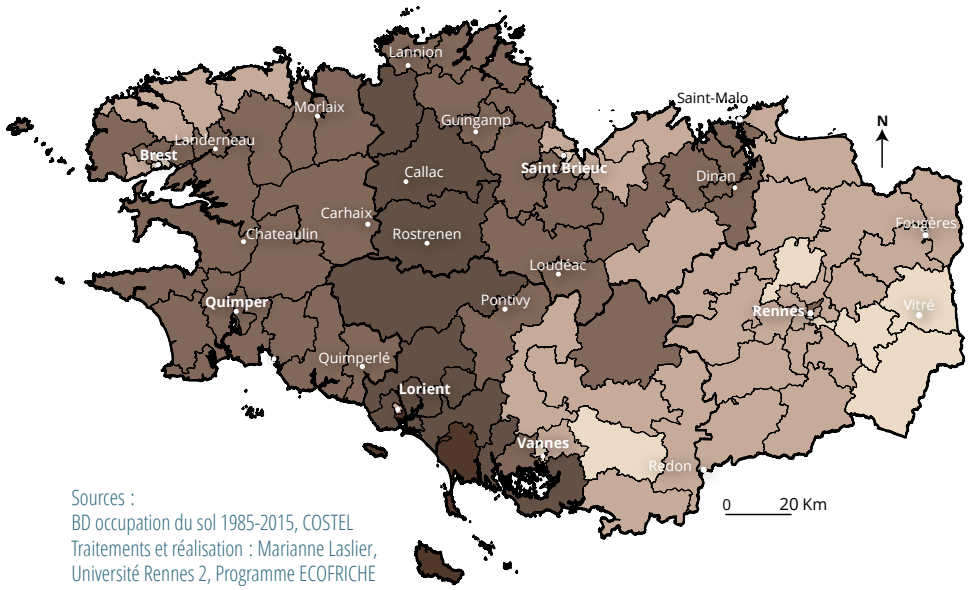
Ce travail a permis de faire un état des lieux de la dynamique de boisement spontané à l'échelle de la Bretagne. Les résultats ont ainsi mis en évidence :

› une progression significative du boisement dans les zones humides, amont et aval.

› une progression du boisement plus marquée dans le centre et l'ouest de la Bretagne.

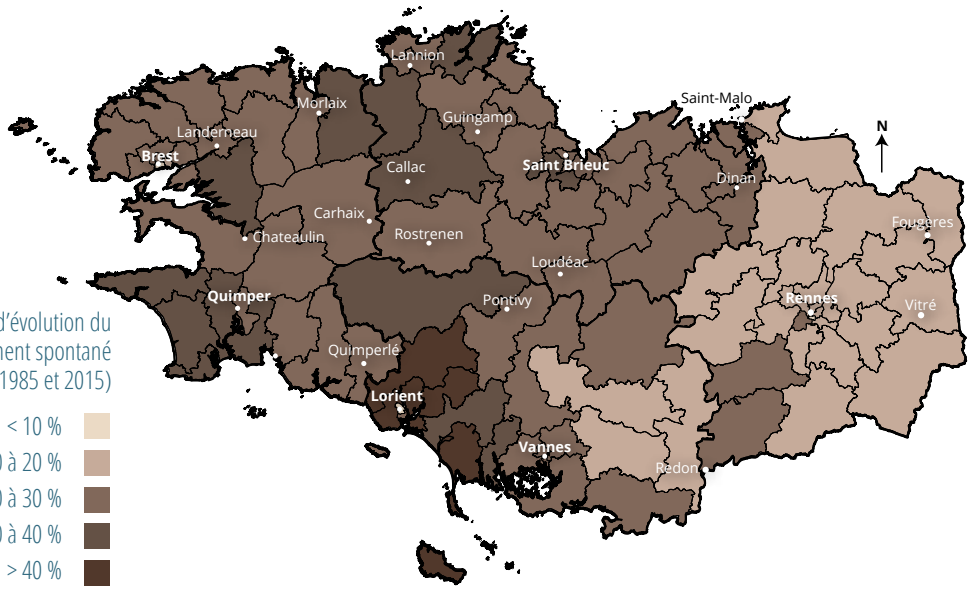
Parmi les zones où du boisement est apparu entre 1985 et 2015, plus de 87 % étaient constituées de boisements spontanés, dans la région comme dans les zones humides amont.

Ⓐ Évolution du boisement spontané dans les zones humides › amont



Sources :
BD occupation du sol 1985-2015, COSTEL
Traitements et réalisation : Marianne Laslier,
Université Rennes 2, Programme ECOFRICHE

Ⓑ Évolution du boisement spontané dans les zones humides › aval



Taux d'évolution du boisement spontané (entre 1985 et 2015)

- < 10 %
- de 10 à 20 %
- de 20 à 30 %
- de 30 à 40 %
- > 40 %

Figure 3.9 : Évolution des surfaces boisées dans les zones humides amont et aval entre 1985 et 2015, par canton

A retenir

- Ce travail constitue d'un **état des lieux** de la dynamique du boisement à l'échelle de la Bretagne entre **1985 et 2015**.

- Les **résultats** de l'analyse cartographique confirment les constats de terrain à l'origine du projet EcoFriche :

  en Bretagne le boisement s'est **développé sur 7 %** de l'espace régional **en 30 ans** dont **87 %** correspondent à des **boisements spontanés**.

- Cette dynamique de boisement est plus significative dans les **zones humides**, sans disparités entre **l'amont et l'aval** du bassin versant.

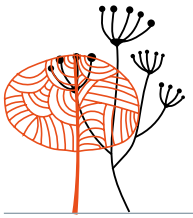
- Cette dynamique de boisement est également plus marquée au **centre de la Bretagne**, le long d'un axe Lannion-Callac-Lorient.

3.2

De la mise en place du «modèle agricole breton» à la transformation des usages des sols.

Contexte agricole de l'enfrichement

La dynamique de boisement spontané s'installe généralement après la transformation ou l'arrêt des pratiques agricoles sur des terrains jusqu'ici exploités par des agriculteurs. Afin de comprendre dans quelles conditions les agriculteurs bretons abandonnent certaines parcelles, il est nécessaire de replacer ce processus dans le cadre **des profondes transformations socio-économiques et techniques des systèmes agricoles de l'ouest de la France**. Nous retraçons ici les principaux jalons de la mise en place du «modèle agricole breton», qui a emporté en quelques années une économie paysanne autarcique, au profit d'un des systèmes agricoles les plus productifs d'Europe. Nous aborderons ensuite les principales conséquences paysagères de ces évolutions.



3.2.1. Le modèle agricole breton et ses évolutions contemporaines

3.2.1.1. Un modèle agrarien intensif (1850-1950)

Pendant toute la première moitié du XX^{ème} siècle, les campagnes agricoles bretonnes sont dominées par **une économie paysanne faiblement intégrée et majoritairement constituée de systèmes de polyculture-élevage** ; à l'exception notable des littoraux précocement spécialisés dans la production maraîchère [3.7].

En Bretagne, cette économie paysanne prend la forme d'un **modèle agrarien intensif**, reposant sur une **main-d'œuvre familiale abondante** et bon marché qui permet de développer la production fourragère (cultures sarclées et prairies permanentes) et d'assurer la croissance du cheptel, au prix d'un travail manuel harassant [3.1].

Cette période de forte pression démographique marque également **l'achèvement des défrichements** entamés à la fin du XIX^{ème} siècle, **avec la mise en valeur de nombreuses terres peu productives** (défrichement des landes, mise en valeur des prairies humides) [3.8] qui occupaient jusqu'à un tiers de la surface de la Bretagne au milieu du XIX^{ème} siècle.

Ce modèle agrarien intensif se caractérise par le maintien de très fortes densités rurales et se traduit par la multiplication des très petites unités de production associées à l'utilisation intensive de la main d'œuvre agricole.

3.2.1.2. La mise en place du «modèle agricole breton» (1950-1970)

Les faibles excédents dégagés et la médiocrité des conditions de vie contribuent à l'épuisement de ce modèle agricole. Dès la fin de la Seconde Guerre mondiale, une fraction des jeunes agriculteurs bretons formée sur les bancs des jeunesses agricoles catholiques, ouverte au progrès technique et animée d'un fort désir d'équité sociale, multiplie **les initiatives locales en faveur de la modernisation de la production agricole.** Les premières coopératives agricoles émergent en Bretagne dès le début des années 1960 (création de COOPAGRI à Landerneau, d'UNICOPA en 1962 à Pleyber-Christ, puis de la COOPERL en 1966 à Lamballe), en même temps qu'un puissant réseau de diffusion des innovations techniques (GVA, CETA...).

Ces aspirations à la modernisation agricole trouvent un débouché national avec **l'adoption des lois d'orientation agricole en 1960 et 1962**, qui proposent un accompagnement social de l'exode rural (création d'une indemnité viagère de départ, mesures de pré-retraite), encouragent l'agrandissement des exploitations (instauration d'un seuil minimal d'installation, création des SAFER*, réforme du statut du fermage) et la diffusion du progrès technique (renforcement de l'enseignement professionnel agricole, soutien aux CETA...), tout en assurant l'écoulement des productions agricoles excédentaires (prix minimums garantis, renforcement des droits de douane sur les importations, soutien aux exportations agricoles...). La décennie 1960 marque donc une rupture très nette avec l'économie paysanne semi-autarcique qui dominait les campagnes bretonnes, au cours de laquelle le modèle agricole breton **prend une orientation clairement productiviste**. L'amélioration de la productivité agricole devient une priorité, sans se soucier de l'écoulement des productions excédentaires, ni des conséquences sociales et écologiques de cet accroissement continu de la production.

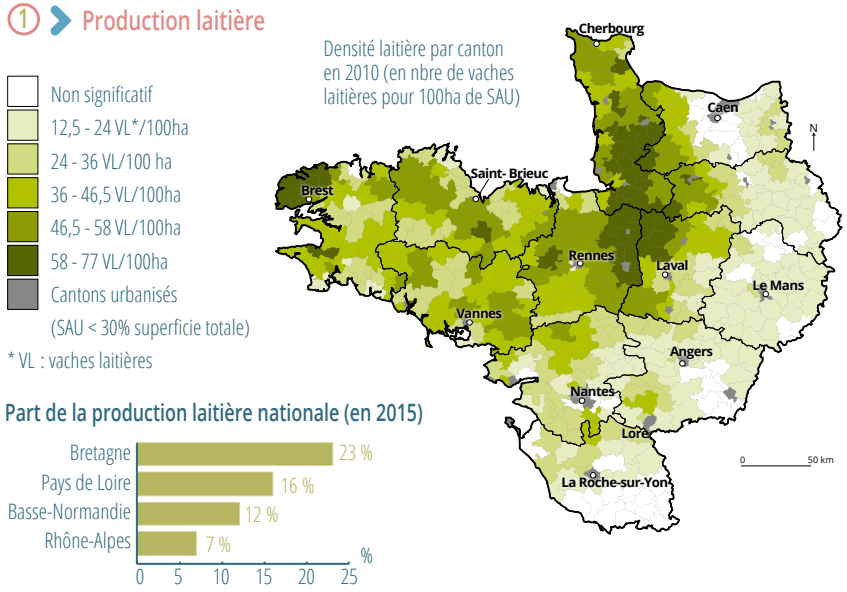
3.2.1.3. Les évolutions contemporaines (1970-2015)

De la spécialisation animale à la restructuration des filières de production

Au terme de plusieurs décennies de croissance, la Bretagne s'individualise assez nettement au sein de la géographie agricole française par **l'importance qu'y occupent les activités d'élevage** (figure 3.10). En 2015, plus de la moitié de la production porcine et avicole française, et un quart de la production totale de viande bovine et de lait étaient réalisés en Bretagne. Entre 1955 et 2015, la densité animale régionale est ainsi passée de 0,75 UGB*/ha à 2,9 UGB/ha, faisant de la Bretagne une région agricole proche des systèmes d'élevage intensif et hautement mécanisés du nord de l'Europe (Schlewig-Holstein, Pays-Bas, Belgique...).

Cette spécialisation régionale se double d'une spécialisation productive des exploitations. **Si le modèle de polyculture-élevage** était la norme jusqu'au début des années 1960 (94 % des exploitations bretonnes produisaient du lait, 97 % des pommes de terre, 92 % des céréales, 90 % des œufs ...), la spécialisation s'est peu à peu affirmée et les exploitations se sont orientées vers des systèmes de production simplifiés comprenant un atelier principal, parfois associé à un atelier secondaire permettant de compléter le revenu (poulailler industriel, atelier porcin...).

Dans **la filière laitière**, la mécanisation des tâches et la modernisation des bâtiments d'élevage (réduction du temps de traite par animal, diminution du temps consacré à l'affouragement et à la gestion des effluents), la sélection génétique et



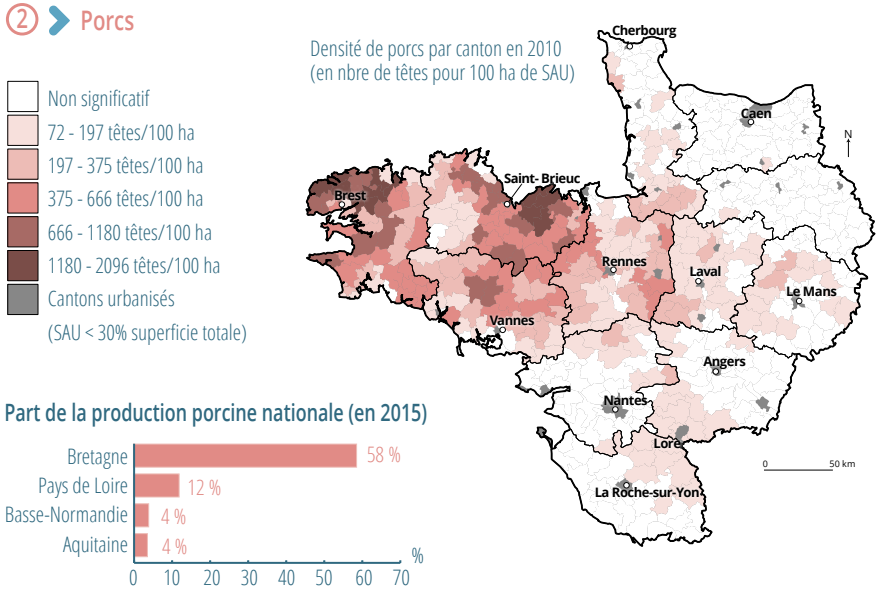


Figure 3.10. Géographie des principales productions agricoles en Bretagne en 2010 (cartes 1, 2 et 3)

l'intensification fourragère (introduction du maïs fourrager puis des compléments protéinés), ont décuplé la productivité des élevages laitiers. La production laitière s'est concentrée avec une grande régularité tout au long de cette période. Le nombre de producteurs laitiers est ainsi passé de 174 000 en 1960 à 45 000 en 1990 puis 9 100 en 2015. Les bassins de production les plus intensifs sont désormais centrés sur l'Ille-et-Vilaine et dans le Léon, autour des principaux sites de transformation laitière (figure 3.10, carte 1 et 4).

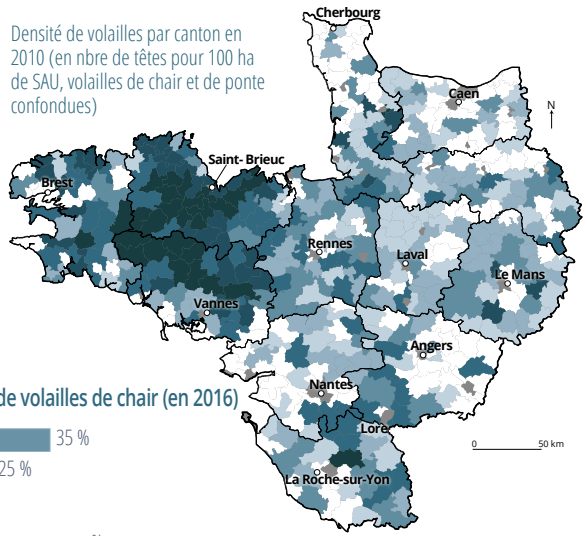
Alors que les densités agricoles se maintenaient à un niveau élevé dans l'ouest de la France, **la construction d'élevages hors-sol** a permis d'améliorer sensiblement le revenu dégagé par unité de surface, tout en valorisant le surplus fourrager offert par la mécanisation de la production et l'intensification des techniques culturales. **Les premiers ateliers porcins** ont essaimé dès les années 1950 dans les principaux foyers du modèle agricole breton (pays du Léon, région de Loudéac et bassin de Saint-Brieuc, figure 3.10, carte 2), s'appuyant sur la tradition d'élevage porcin dans le cadre des systèmes de polyculture-élevage, mais en l'industrialisant et en la rationalisant considérablement. La production porcine est aujourd'hui particulièrement concentrée dans l'espace. Elle est pilotée par des entreprises agro-alimentaires d'abattage et de découpe qui ont rapidement cherché à réduire leur aire de collecte, tandis que la succession de « crises » économiques et sanitaires dans la filière porcine accélérait la concentration de la production au sein des plus gros élevages. En 1966, on comptait ainsi 88 000 producteurs porcins en Bretagne (8 porcs par exploitation en moyenne). Ils n'étaient plus que 13 000 producteurs en 1988 (265 porcs/exploitation), 7 500 producteurs en 2000 (2 000 porcs/exploitation) et 3 300 en 2010 (2 250 porcs/exploitation).

La filière avicole s'est développée en parallèle, sous la forme de contrats d'intégration conclus entre les groupes agroalimentaires régionaux (Tilly, Sabco, Doux…) et des agriculteurs implantant un ou deux poulaillers, en complément de leur production laitière (figure 3.10, carte 3). Si ce modèle a conduit la Bretagne à devenir la première région agro-alimentaire de France, il est confronté à la multiplication de crises de surproduction et à la volatilité des marchés internationaux dont ces productions sont fortement dépendantes, ouvrant la voie à une intense période de concentration des élevages avicoles et porcins dans les années 1980-1990 [3.9].

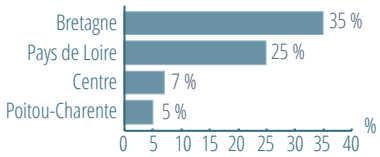
③ Volailles

Densité de volailles par canton en 2010 (en nbre de têtes pour 100 ha de SAU, volailles de chair et de ponte confondues)

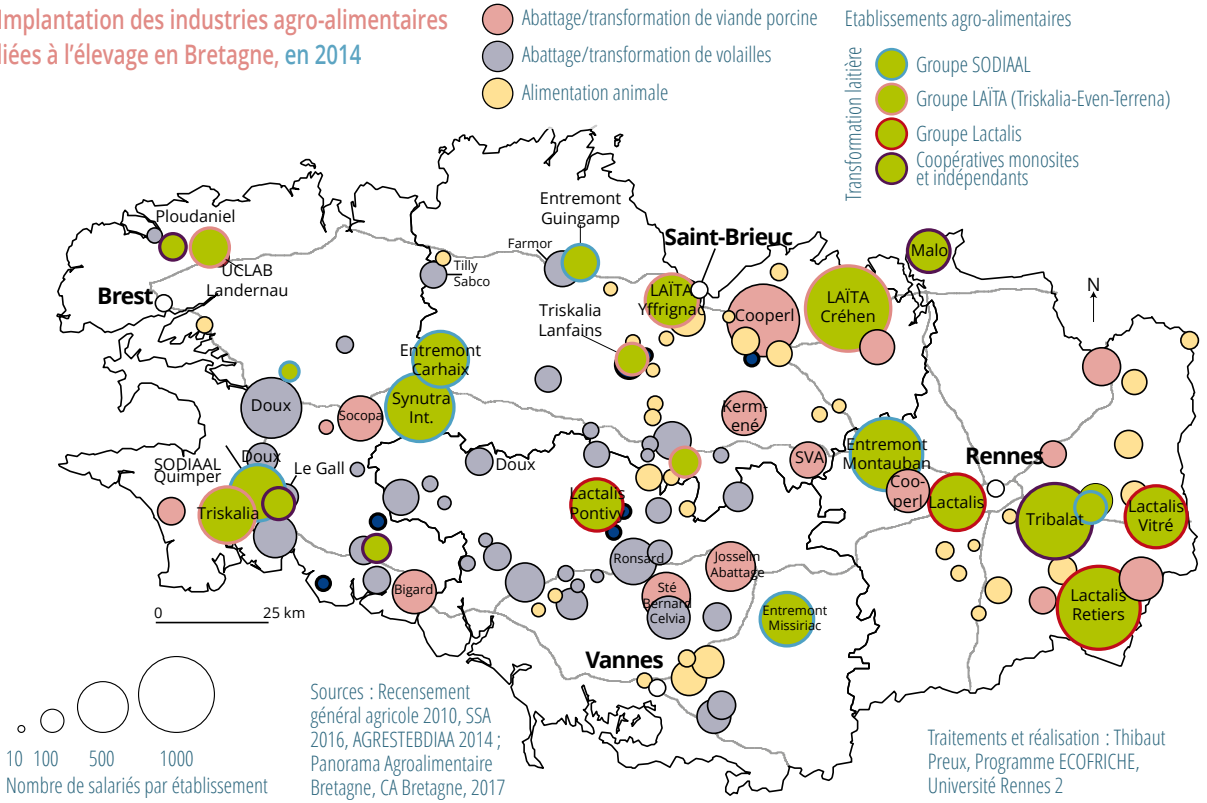
- Non significatif
- 61 - 221 têtes/100ha
- 221 - 508 têtes/100ha
- 508 - 1107 têtes/100ha
- 1107 - 2621 têtes/100ha
- 2621- 5783 têtes/100ha
- 5783 - 17688 têtes/100ha
- Cantons urbanisés (SAU < 30% superficie totale)



Part de la production nationale de volailles de chair (en 2016)



④ Implantation des industries agro-alimentaires liées à l'élevage en Bretagne, en 2014



Sources : Recensement général agricole 2010, SSA 2016, AGRESTEBDIAA 2014 ; Panorama Agroalimentaire Bretagne, CA Bretagne, 2017

Traitements et réalisation : Thibaut Preux, Programme ECOFRICHE, Université Rennes 2

Figure 3.10. (suite) Implantation des principaux sites de transformation agro-alimentaire en 2014 (carte 4)

Motorisation, mécanisation et intensification de la production

Le modèle agricole breton repose d'abord sur **la substitution progressive du travail par le capital**, avec l'intégration du progrès technique à tous les niveaux de la production agricole (mécanisation de l'élevage, motorisation des opérations culturales, sélection génétique animale et végétale, généralisation de la consommation d'engrais et de produits phytosanitaires…).

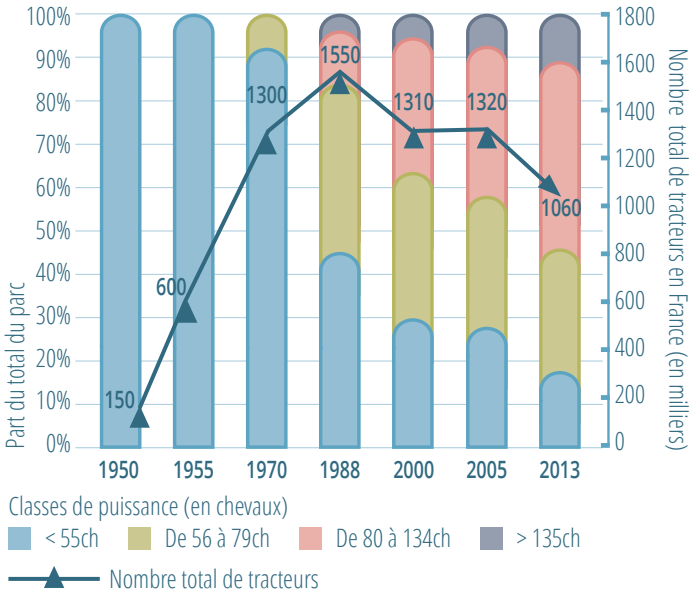
Des systèmes de production de plus en plus performants se sont successivement développés dans toutes les filières agricoles. Ils s'appuient sur une organisation simplifiée et rationalisée du travail, par le développement du niveau d'équipement et l'augmentation des consommations intermédiaires (engrais, produits phytosanitaires, alimentation animale).

La plus emblématique est **l'apparition des premiers tracteurs** en Bretagne au début des années 1950 et leur diffusion rapide aux exploitations les plus importantes de la région, puis à l'ensemble des exploitations en voie de modernisation. Les tracteurs permettent d'augmenter les surfaces cultivées par un seul actif, tout en simplifiant les opérations techniques dans l'élevage (transport d'animaux, affouragement du troupeau, gestion des effluents…). Si le nombre de tracteurs régresse depuis la fin des années 1980, les progrès se mesurent désormais à l'augmentation continue de leur puissance moyenne (figure 3.11, encart gauche).

L'introduction du progrès technique a permis **un essor considérable de la productivité physique du travail agricole**, qui est multipliée par cinq en un demi-siècle (figure 3.11, encart droit). Plus récemment, les progrès de la robotisation et du numérique permettent d'envisager de nouveaux gains de productivité, en particulier dans la filière laitière (robots de traite, automatisation de l'affouragement…). Ces évolutions constituent autant de seuils techniques, économiques et parfois réglementaires en deçà desquels les agriculteurs les moins performants sont progressivement éliminés.

Évolution du nombre de tracteurs et de leur puissance

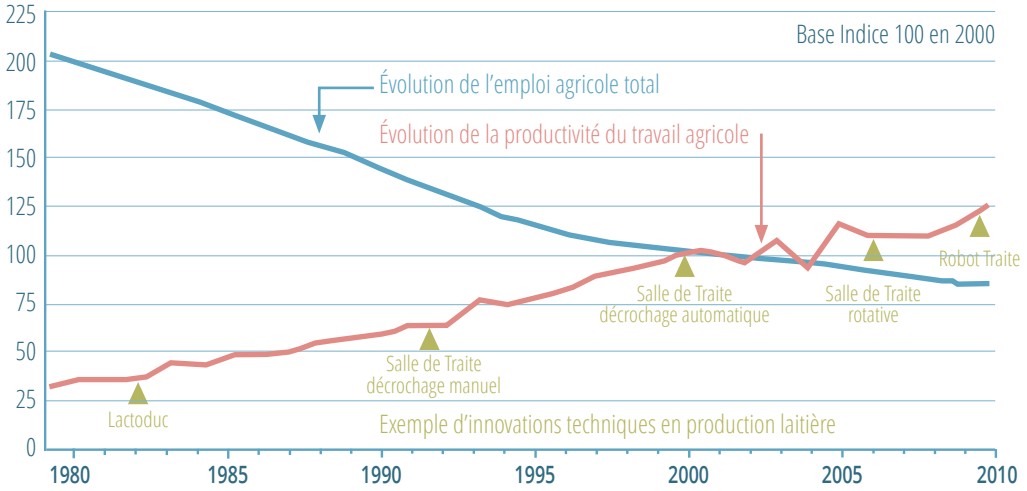
entre 1950 et 2013



Sources : Recensements agricoles 1950-2000 ; Enquêtes structures 2005 et 2013, AGRESTE

Évolution de la productivité du travail agricole en France

entre 1980 et 2010



▲ Exemple d'innovations techniques en production laitière

D'après Gambino M., Laisney C., Vert J. (coord) «Le monde agricole en tendances. Un portrait social prospectif des agriculteurs.» Centre d'études et de prospective, SSP, Ministère de l'Agriculture, 2012 • Traitements et réalisation : Thibaut Preux, Université Rennes 2, Programme ECOFRICHE

Source : INSEE, Comptes nationaux

Figures 3.11. Augmentation de la productivité du travail agricole et du nombre, de la puissance des tracteurs entre 1950 et 2013, en France

Concentration de la production, agrandissement et spécialisation des exploitations

L'augmentation de la productivité physique du travail accompagne une forte contraction de l'emploi agricole, qui débute dans les années 1950 par le départ des ouvriers agricoles et se poursuit par l'élimination des plus petites exploitations.

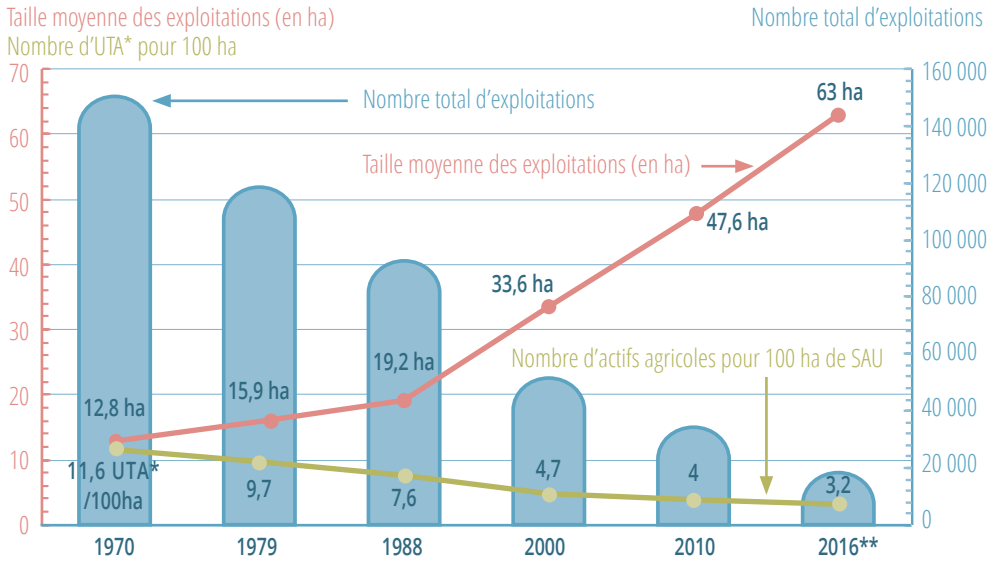
Ce processus de concentration foncière a été ensuite encouragé par la **politique agricole commune** et pris en charge par des dispositifs nationaux d'accompagnement social à la cessation d'activité (indemnité viagère de départ, préretraite, aide à la cessation laitière…).

Il a également été amplifié par la **succession de crises économiques et sanitaires** (crise de la vache folle en 1996, scandale du poulet à la dioxine en 1999, grippe aviaire en 2016), dans un contexte de stagnation durable des prix agricoles et de dérégulation des marchés agricoles.

Le foncier libéré a été capté par les exploitations qui poursuivaient leur activité, dont la taille moyenne n'a cessé de progresser (figure 3.12, encart haut). En 40 ans, plus des trois quarts des exploitations agricoles bretonnes ont cessé leur activité et la densité d'actifs agricoles est passée de 11,6 actifs pour 100 hectares à 3,2 actifs en moyenne aujourd'hui (figure 3.12, encart bas).

Moins nombreuses, les exploitations agricoles ont été progressivement intégrées dans une filière agro-industrielle d'amont (engrais, produits phytosanitaires) et d'aval assurant le conditionnement et l'écoulement des productions. Variable selon l'orientation des systèmes de production, cette intégration est poussée à son paroxysme dans les élevages avicoles, en réduisant les agriculteurs au rang de façonniers qui travaillent sous la dépendance étroite d'un pôle intégrateur et sont soumis à ses modalités d'élevage et à son planning.

Évolution de la taille moyenne, du nombre d'exploitations agricoles et de la densité d'actifs agricoles en Bretagne entre 1970 et 2016



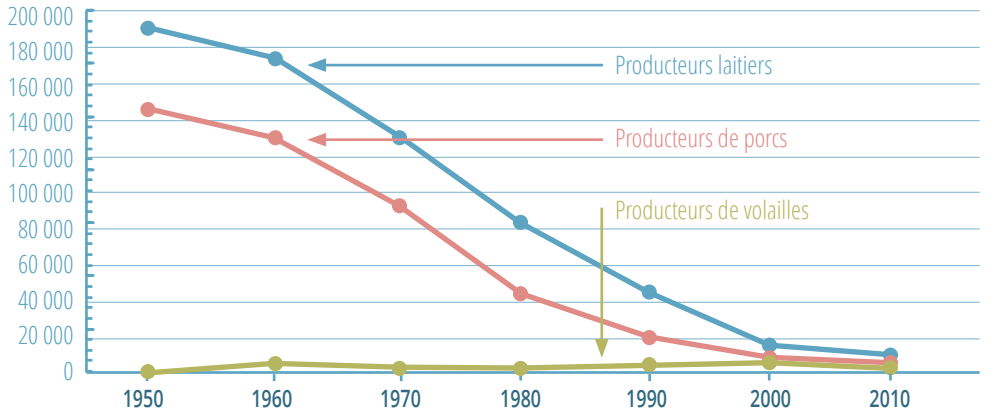
Champ :
Ensemble des exploitations agricoles, région Bretagne.

UTA* : Unité de Travail Annuel pouvant être rapprochée d'un équivalent temps plein

Traitements et réalisation :
Thibaut Preux,
Université Rennes 2,
Programme ECOFRICHE

Sources :
Recensement général agricole 1970, 1979, 1988, 2000 et 2010 et (**) enquête structures 2016, AGRESTE

Évolution des principaux effectifs de producteurs en Bretagne entre 1950 et 2010



Champ :
Ensemble des exploitations agricoles, région Bretagne.

Sources :
• Pour les données antérieures à 1970 : Canévet C., «Le modèle agricole breton», PUR, 1993.
• Pour les données postérieures à 1970 : recensement général agricole 1970, 1979, 1988, 2000 et 2010, AGRESTE

Traitements et réalisation :
Thibaut Preux,
Université Rennes 2,
Programme ECOFRICHE

Figures 3.12 : Évolution du nombre total d'exploitations agricoles, de la taille moyenne et du nombre moyen d'actifs agricoles pour 100 hectares de SAU en Bretagne, entre 1970 et 2016 (encart haut) et évolution des effectifs de producteurs des principales productions en Bretagne entre 1950 et 2010 (encart bas)

3.2.2. Les effets territoriaux de la restructuration agricole : principales évolutions de l'utilisation de l'espace par les agriculteurs

- Comment ces **transformations** se sont-elles traduites dans la **manière** qu'ont les agriculteurs **d'utiliser l'espace** ?

- Pourquoi cette intensification de la production peut **conduire**, de manière contre-intuitive, **à un abandon de certaines parcelles** par les agriculteurs ?

La rationalisation de l'espace agricole

Avec l'arrivée d'engins agricoles motorisés dans les exploitations bretonnes, les paysages bocagers paraissent rapidement inadaptés à la mécanisation de la production agricole. Une large campagne **d'aménagements fonciers** (remembrements, échanges amiables) a permis de restructurer le parcellaire (suppression des obstacles, arasements de haies et de talus, regroupement de parcelles, élargissement d'entrées de champs…), d'améliorer les réseaux routiers (agrandissement des chemins, terrassements, aménagement de servitudes de passage…) et la gestion hydraulique (drainage, rétention d'eau, calibrage des fossés, curage et reprofilage des cours d'eau) ; au prix d'une transformation radicale des paysages bocagers (Figure 3.13).

Le caractère spectaculaire des remembrements ne doit toutefois pas occulter l'importance des **aménagements individuels** dans la dynamique générale des paysages agricoles. Opérées « par petites touches », au gré des acquisitions foncières ou des changements de matériel, et jusqu'ici peu encadrées par la réglementation, ces initiatives individuelles (regroupement de parcelles, arasement de talus, élargissement d'entrées de champs…) ont pris une importance croissante à mesure que les remembrements devenaient de plus en plus encadrés [3.10].

Cette « mise en ordre » des paysages constitue une forme de **rationalisation de l'espace agricole**. Le regroupement des parcelles permet de valoriser pleinement les gains de productivité engendrés par la mécanisation de la production, tandis que les haies arrachées et les chemins comblés apportent un surcroît de surface agricole non négligeable. Cet aspect peut expliquer **l'abandon des parcelles agricoles les plus défavorables à la mécanisation de la production**.

Moins nombreux et à la tête d'exploitations toujours plus grandes, les agriculteurs ont progressivement abandonné les tâches les moins productives, telles que l'entretien des haies et des talus, l'exploitation des prairies humides ou encore des vergers.

Figure 3.13 : Illustration des conséquences paysagères d'un remembrement de type « table rase », réalisé en 1972 dans la commune

L'intensification de la production conduit également à la standardisation des techniques de productions (semis simplifié, zéro pâturage) et des matériels agricoles utilisés, qui deviennent **moins adaptés à la diversité des types de milieux géographiques** auxquels sont confrontés les éleveurs bretons.

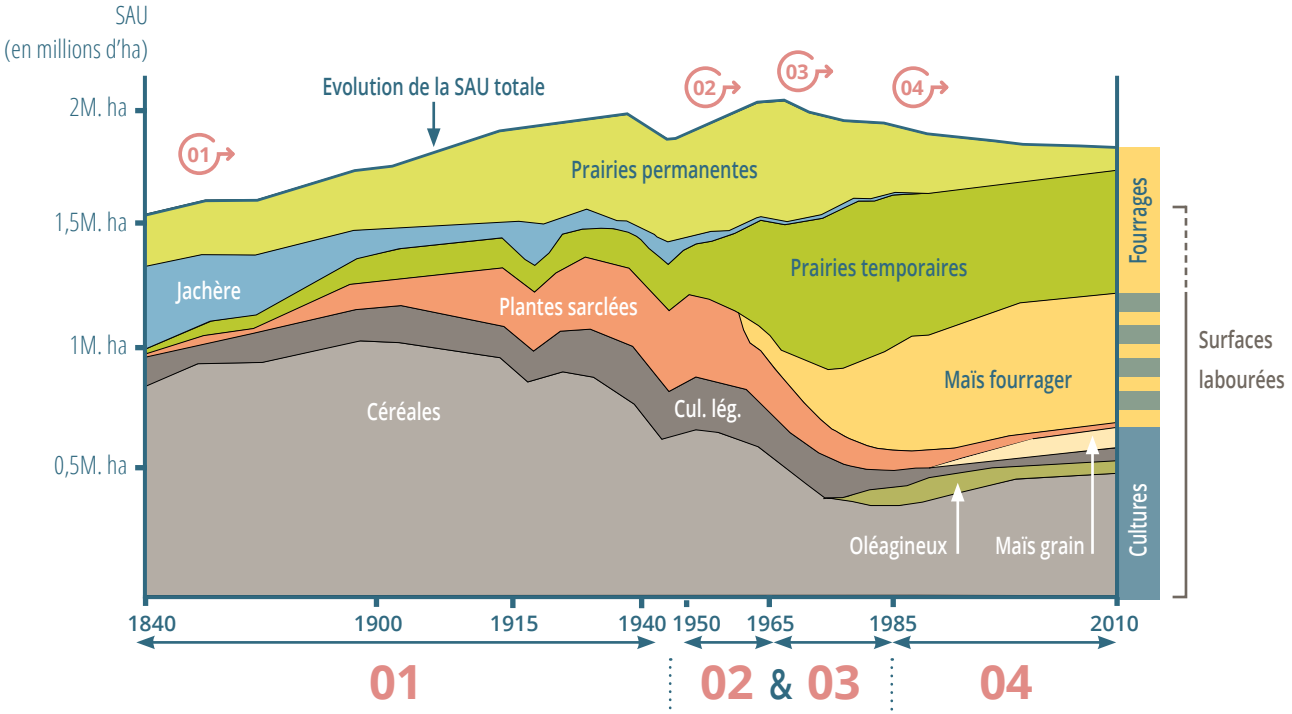
L'organisation de l'espace agricole est également désormais plus étroitement encadrée par un ensemble disparate de mesures réglementaires intervenant à différentes échelles et pouvant contraindre ponctuellement les activités agricoles (plans d'épandages, périmètres de protection des captages, bandes enherbées...).

Ces dispositifs exercent une influence croissante sur l'organisation de l'espace agricole [3.11], notamment sur l'entretien de certaines parcelles.

Sources : Clichés aériens IGN, 1971 et 1975 ; BD Ortho 2016, IGN.
Réaliation : Thibaut Preux, UCN, 2018

de Carentoir (Morbihan). Clichés IGN 1971, 1975 et 2016

Les transformations des usages agricoles des sols



Modèle agrairien intensif
- Élimination progressive de la jachère
- Intensification fourragère (prairies + cultures sarclées)
- Défrichements et extension de la SAU

Intensification fourragère
- Développement des prairies temporaires (2), puis introduction du maïs fourrager (3)
- Élimination des plantes sarclées
- Retournement de prairies permanentes

Céréalisation des systèmes laitiers
- Développement des cultures céréalières
- Poursuite de l'intensification fourragère
- Contraction de la SAU (urbanisation + boisement)

Figure 3.14 Évolution de la composition de la surface agricole utile en Bretagne entre 1840 et 2010

Du milieu du XIX^{ème} siècle jusqu'à la Seconde Guerre mondiale (figure 3.14, phase 1), le modèle agraire intensif décrit par Corentin CANEVET se traduit par une progression des surfaces agricoles, avec **la mise en valeur d'espaces peu productifs**, essentiellement au profit des cultures fourragères [3.1]. L'abondante main-d'œuvre présente dans les campagnes est employée aux cultures sarclées (betteraves, choux fourragers...) qui assurent de bons rendements et permettent d'accroitre le cheptel. Les amendements organiques et la disparition de la vaine pâture permettent l'élimination progressive de la jachère. Dans ce modèle de polyculture intensive associée à l'élevage, les surfaces dédiées aux cultures céréalières régressent.

Dès le milieu des années 1950, les conseillers agricoles incitent les éleveurs laitiers à améliorer leurs rendements fourragers, en développant **la culture de la prairie**, sous la forme de prairies temporaires associant graminées* fourragères (ray-grass, fétuque) et légumineuses (luzerne, trèfle blanc, sainfoin...) (figure 3.14, phase 2).

Le maïs fourrager est introduit dans un second temps et se développe de manière spectaculaire à partir du début des années 1970 (figure 3.14, phase 3). Peu astreignante, sa culture permet aux petites exploitations agricoles de développer rapidement leur production laitière à surface constante, tout en valorisant pleinement les investissements consentis pour la mécanisation de la production. La part dédiée aux surfaces pâturées se réduit, jusqu'à disparaitre totalement dans certains élevages laitiers intensifs (zéro-pâturage).

Au début des années 1980, une quatrième phase s'ouvre, **avec un net regain des cultures céréalières au détriment des surfaces fourragères** (-10 points de SAU entre 1979 et 2010, figure 3.14, phase 4). Si dans un premier temps, cette céréalisation des systèmes de production est la conséquence logique de l'arrêt de l'élevage bovin dans les exploitations hors sol les plus intensives, ce mouvement s'accélère au début des années 1980 avec l'instauration des quotas laitiers qui a ouvert une période de stagnation durable des prix laitiers.

Pour maintenir leurs revenus, les éleveurs laitiers font le choix de développer les cultures de vente dans leur assolement, associé à la production de viande bovine (vaches allaitantes, taurillons...). Cette tendance a été soutenue par la hausse du prix des céréales et par des règles d'attribution des aides PAC globalement plus favorables aux grandes cultures [3.12].

Le développement des cultures céréalières conjugué à l'intensification des systèmes fourragers aboutit à une progression d'environ **30 % des surfaces labourées entre 1970 et 2010**. La surface agricole utile totale se contracte sous l'effet conjugué de l'urbanisation et de la déprise agricole.

Cette évolution des systèmes de culture s'accompagne d'un **regain d'intérêt pour les parcelles les plus facilement mécanisables**. Les parcelles dont la topographie n'est pas trop prononcée, présentant des sols faciles à travailler et peu sensibles à l'hydromorphie* sont particulièrement recherchées par les agriculteurs agrandissant leurs exploitations. En miroir, les parcelles les moins favorables à l'exploitation mécanisée des terres (sols difficiles à travailler, pente, hydromorphie, éloignement du siège d'exploitation, morcellement parcellaire) sont progressivement délaissées.

A retenir

La dynamique de boisement spontané s'inscrit dans un contexte agricole **spécifique aux régions du grand Ouest de la France**, marqué par :

- L'héritage d'un **MODÈLE AGRARIEN intensif**, qui s'est traduit par une extension maximale de l'espace agricole au milieu du XX^{ème} siècle, par la mise en valeur des zones humides et la multiplication des défrichements.
- La substitution progressive de systèmes de polyculture-élevage reposant sur la traction animale, par un **modèle agricole PRODUCTIVISTE** s'appuyant sur des systèmes techniques hautement mécanisés à forte productivité, à partir des années 1960.

Les principales **conséquences de ces transformations sur les usages agricoles** de l'espace sont :

- **La RATIONALISATION des structures du paysage agricole** (agrandissement et regroupement des parcelles, recalibrage des réseaux routiers et hydrographiques, arasement des haies et talus).
- **L'ABANDON ou la RÉDUCTION du temps accordé aux tâches faiblement productives** (entretien des haies, des fossés, des cours d'eau...) qui se traduit directement dans le paysage (élargissement des haies, apparition de friches, comblement des cours d'eau...).
- **La CONTRACTION de l'espace agricole** autour des parcelles les plus facilement mécanisables et l'abandon des espaces les plus difficiles à travailler (zones humides, versants...).

Point d'attention

Ces dynamiques paysagères ne sont ni linéaires dans le temps, ni homogènes dans l'espace. Si certains facteurs explicatifs peuvent être mis en avant, il existe une grande variabilité de ces dynamiques paysagères à l'échelle locale, selon l'orientation des systèmes de production, les dynamiques foncières, le fonctionnement des systèmes techniques...

Objectifs

- Faire un état des connaissances sur les processus écologiques impliqués dans la dynamique d'enfrichement, en associant les particularités du contexte breton et des milieux humides.
- Cartographier et analyser la dynamique d'enfrichement à l'échelle locale.

Questions

- Qu'est-ce que l'enfrichement et comment sa dynamique se met-elle en place ?
- Quelle est la dynamique spatio-temporelle de l'enfrichement des milieux humides ?
- Comment le processus d'enfrichement s'opère t'il localement ? Quelles formes prend-il ?
- Quelle est la temporalité de ce processus ?
- Peut-on dégager un ou plusieurs modèles d'organisation spatiale de l'enfrichement ?

Points abordés

- Évolution de la végétation en contexte d'enfrichement :
  • Les caractéristiques des successions végétales
  • Les paramètres et processus impliqués dans la succession végétale
- Présentation d'un protocole d'évaluation de la dynamique spatiale du boisement spontané dans 15 sites laboratoires.
- Analyse de l'ampleur et de l'intensité du processus d'enfrichement.
- Analyse de l'organisation spatiale du processus d'enfrichement

Processus écologiques et dimensions spatio-temporelles de l'enfrichement à échelle locale

4

4.1

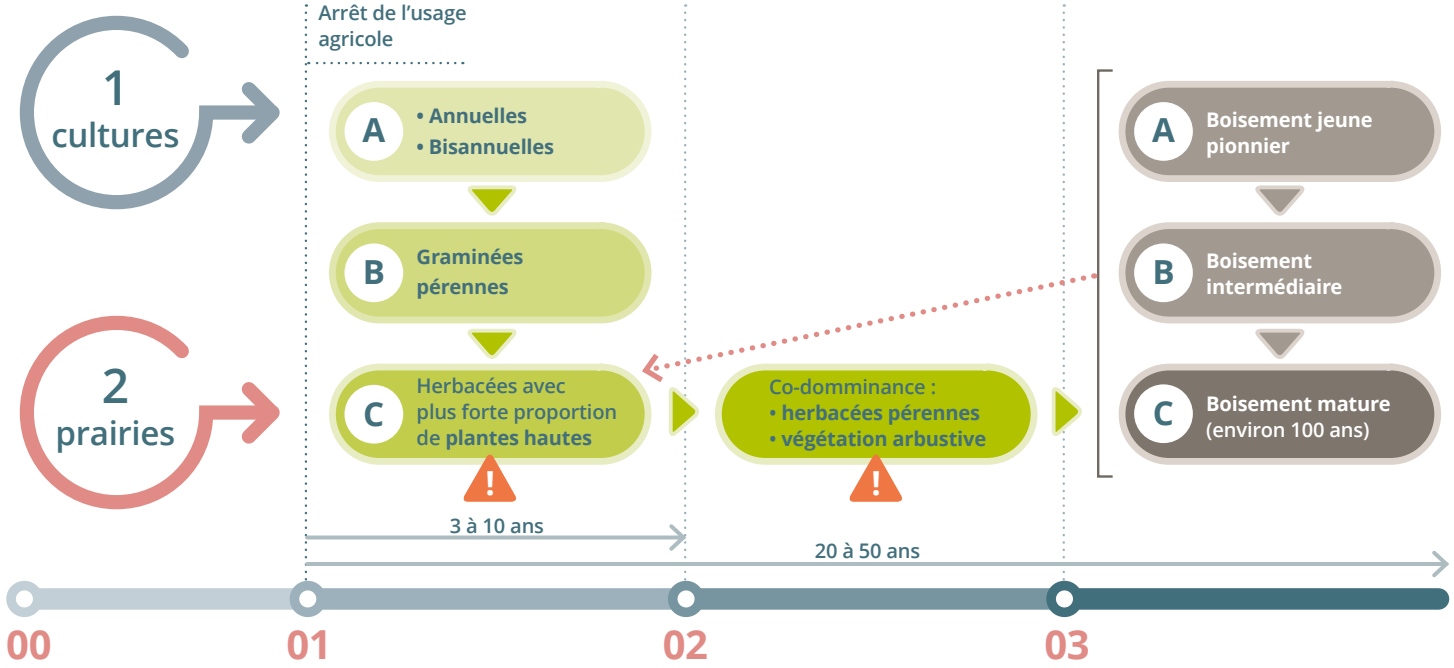
EVOLUTION de la végétation en contexte D'ENFRICHEMENT

La dynamique locale d'enfrichement présente différents stades d'évolution de la végétation qui se succèdent dans le temps et met en œuvre une diversité de processus impliquant des paramètres environnementaux et biologiques.

4.1.1. Les caractéristiques des successions végétales en contexte d'enfrichement

4.1.1.1 Les grands stades de la succession

Il est possible de représenter la dynamique dominante de l'enfrichement en Bretagne (évolution spontanée de la végétation suite à la réduction ou l'arrêt de l'usage agricole) au travers de 3 grands stades (figure 4.1).



La description des successions végétales au travers d'une représentation segmentée en stades se suivant linéairement dans le temps simplifie la compréhension, mais le processus est en réalité progressif et complexe (Diquélou, 1997).

⚠ Stade où un ralentissement/blocage peut survenir

Inspiré de BECKWITH, 1954 in DIQUÉLOU, 1997 et CURT et al., 2004
Com. Pers. Conservatoire Botanique National de Brest

Figure 4.1 : Evolution de la végétation en contexte d'enfrichement

00
Stade INITIAL
(pas d'enfrichement)

1

Dans le cas où les cultures constituent le stade initial

Elles sont souvent fertilisées de manière assez importante. En ce qui concerne la prairie temporaire, elle est semée depuis moins de cinq ans et en fonction de l'ancienneté et de la gestion pratiquée, son tapis végétal peut être plus ou moins enrichi en espèces spontanées. Sa végétation herbacée est dominée par des graminées*.

2

Dans le cas où les prairies permanentes constituent le stade initial

Il s'agit de prairies naturelles (non semées) ou semées et non retournées depuis plus de cinq ans (définition de la politique agricole commune). Ces prairies sont entretenues par fauche, pâturage ou les deux (4.1.1). Une végétation herbacée dominée par les graminées* y est présente.

01
DÉBUT d'enfrichement
(arrêt /ralentissement d'usage récent)

A

Dans le cas d'une succession faisant suite à une culture (hors prairies temporaires), les premières plantes à se développer sont les annuelles et bisannuelles, accompagnant fréquemment les cultures.

B

Les graminées* pérennes prédominent.

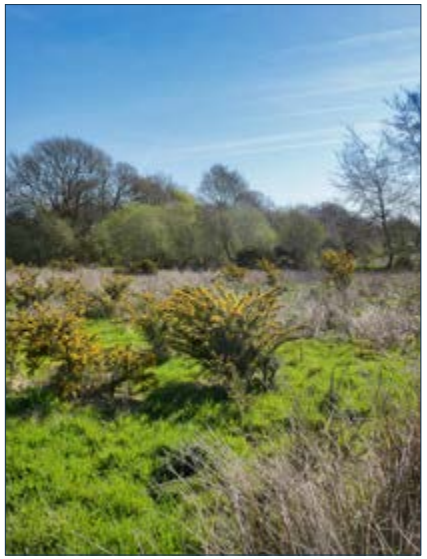
C

Les prairies exploitées depuis peu présentent une prédominance d'herbacées, mais avec une plus forte proportion de plantes hautes (chardons, autres plantes à fleurs). Les ronciers et les Fougères aigles peuvent être présents, mais ne dominent pas. Ce stade 1C fait également suite au stade 1B dans le cas de l'enfrichement d'une culture.

02
Enfrichement MOYEN

Co-dominance de :
- végétation herbacée haute
- végétation ligneuse/arbustive

où dominent des ligneux bas (ronces, jeunes arbustes) et/ou la Fougère aigle.



03
BOISEMENT
enfrichement fort/avancé

A

Stade de boisement jeune, pionnier à ligneux héliophiles* :
- végétation arbustive
- arbustes
- jeunes arbres

B

Stade de boisement intermédiaire

C

Stade de boisement mature sciaphile* : ce dernier correspond à l'apparition de plantes de sous-bois et au développement de la canopée.

4.1.1.2 Un processus variable dans le temps et dans l'espace

Les différents scénarios de successions végétales ne passent pas obligatoirement au travers de tous les stades précédemment décrits et il existe d'autres stades intermédiaires possibles. Ces derniers sont souvent moins connus du fait de leur caractère plus fugace.

De plus, d'après les retours de terrain (naturalistes, techniciens, ...), certains scénarios de succession plus anecdotiques peuvent présenter une sorte de retour du stade 3 au stade 1 de manière spontanée (flèche en pointillée figure 4.1). Cela s'illustre notamment sur certaines zones humides par l'affaissement de Saules laissant ensuite place à un stade mégaphorbiaie*. D'autres types de scénarios ne présentent pas vraiment de stades intermédiaires et passent rapidement du stade de prairie ou de culture abandonnées au stade de boisement (4.1.2).

Les facteurs écologiques et les processus impliqués dans la dynamique de succession ne sont pas homogènes dans le temps et dans l'espace. Ainsi, après quelques années, ils font généralement apparaître une **mosaïque de végétation** sur les parcelles qui ne sont plus entretenues. Ces mosaïques peuvent être particulièrement développées et complexes dans les stades intermédiaires (4.1.5).

D'une manière générale, l'enfrichement peut apparaître rapidement (4.1.2 ; 4.1.3). La colonisation par les ligneux peut être très rapide, surtout si la parcelle concernée est intégrée dans un contexte boisé (haies, bosquets, forêts, landes). Selon certains auteurs (4.1.4), il faut en général entre **20 et 50 ans** pour que les terres en déprise passent de la strate herbacée à la strate arbustive, puis au boisement. D'après des retours d'expérience, le stade de boisement mature (3C sur la figure) mettra environ un siècle à se mettre en place.

Néanmoins, certains scénarios sont caractérisés par un ralentissement, voire un blocage temporaire de la dynamique d'évolution (4.1.2 ; 4.1.4 ; 4.1.5) et d'autres peuvent, dans certaines circonstances, ne pas présenter de stade ligneux. Parfois la prairie persiste après 30 à 50 ans, bien qu'elle ne soit plus entretenue (4.1.6). Plusieurs mécanismes et paramètres peuvent expliquer ces ralentissements ou blocages.

4.1.2. Les paramètres et processus impliqués dans la succession végétale

Au cours d'une succession végétale, les communautés végétales se structurent et se succèdent au travers de différents facteurs de sélection des espèces. Ces facteurs sont liés aux conditions environnementales du milieu et de ses environs, ainsi qu'aux stratégies des espèces qui interagissent entre elles (compétition, facilitation, hasard, prédation).

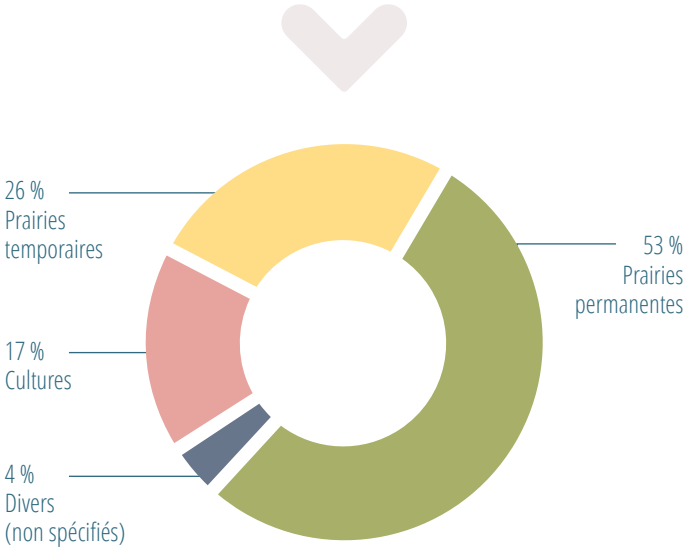
Ainsi, la dynamique de succession végétale dépend des principaux paramètres suivants (4.1.5 ; 4.1.7) :

- Le stade initial (historique du milieu)
- La dynamique d'implantation de la végétation spontanée
- Les conditions environnementales

4.1.2.1 Une diversité de milieux au stade initial

Le stade initial pris en compte dans notre analyse correspond à un milieu de type prairie ou culture maintenu par l'action des pratiques agricoles. La végétation présente à ce stade reflète le type de pratique agricole (pâturage, fauche, broyage, semis..), son intensité, sa fréquence et les conditions environnementales (niveau d'humidité, niveau trophique, acidité, topographie et climat ; 4.1.3 ; 4.1.8 ; 4.1.6 ; 4.1.9 ; 4.1.4 ; 4.1.10 ; 4.1.11).

Ces nombreux paramètres d'influence expliquent la diversité des milieux existants en contexte agricole. En Bretagne, il est estimé qu'environ 17 % des zones humides faisant l'objet d'un usage agricole, sont en cultures, 26 % en prairies temporaires, 53 % en prairies permanentes. Les 4 % restant correspondent à divers usages non spécifiés (valeurs établies à partir des données disponibles dans le Réseau Partenarial des Données sur les Zones Humides, RPDZH de mars 2018, croisés avec les données du Registre Parcellaire Graphique 2016). Le RPG peut parfois sous-estimer la proportion de prairies permanentes. Néanmoins, ces valeurs permettent d'estimer les principaux usages agricoles des zones humides étudiées.



La typologie des prairies humides (tableau 4.1 ; guide « Zones humides : rôle et place dans la gestion agricole ») **mise en place dans le cadre du Réseau des Fermes de Références** (4.1.12) **par le Conservatoire botanique national de Brest permet un aperçu de la diversité des végétations des prairies humides présentes dans les systèmes agricoles en Bretagne.**

Cette typologie (9 types) n'est pas exhaustive dans la mesure où elle repose sur l'étude d'un nombre limité de parcelles réparties sur 19 exploitations agricoles.

1	Prairie sur sol tourbeux humide à très humide et maigre, à Jonc acutiflore et Agrostis des chiens
2	Prairie sur sol humide et moyennement fertile à Joncs et Crételle
3	Prairie fauchée sur sol très humide et moyennement fertile à fertile à Scirpe des marais et Œnanthe fistuleuse
4	Prairie pâturée sur sol très humide et moyennement fertile à fertile à Vulpin genouillé et Glycérie flottante
5	Prairie fauchée sur sol frais à humide et naturellement fertile à Orge faux seigle et Brome à grappes
6	Prairie pâturée sur sol frais à humide et fertile à très fertile
7	Prairie fauchée sur sol frais à humide et fertile à très fertile
8	Friche/prairie broyée sur sol frais à humide et fertile
9	Prairie temporaire

Tableau 4.1 : Typologie des prairies humides du guide «Zones humides : rôle et place dans la gestion agricole».

4.1.2.2 L'implantation spontanée de la végétation

L'origine des espèces végétales

La dynamique d'enfrichement est initiée par l'implantation d'espèces provenant de **trois origines** (4.1.5) :

- **La banque de graines*** de la parcelle ;
- **Les espèces sur pied** au moment de l'arrêt de l'usage agricole ;
- **La végétation d'autres milieux** plus ou moins proches (haies limitrophes ou bosquets, forêts, landes).

Les stratégies de colonisation

Il est possible d'identifier **deux stratégies principales de colonisation** par des espèces végétales (4.1.5) :

- **Par dispersion de graines :** réalisée par exemple, soit grâce au vent (espèces anémochores), soit par l'intermédiaire des animaux (espèces zoochores), soit grâce à l'eau (espèces hydrochores). La source des graines peut être plus ou moins éloignée.
- **Par multiplication végétative ou croissance clonale*** (espèces à rhizomes ou stolonifères).

Les espèces à dispersion par graines semblent plus favorisées dans les successions faisant suite à une culture où le sol est largement à nu. Dans ce cas, les espèces anémochores opportunistes rencontrent le plus de succès (cas du Saule et du Bouleau). Elles s'installent alors rapidement sur les espaces libres dégagés par les pratiques agricoles (4.1.2 ; 4.1.5).

Quand la couverture végétale se densifie, le moyen de dispersion privilégié est la zoochorie (cas du Chêne pédonculé), mais l'anémochorie reste présente dans les trouées liées à des perturbations ponctuelles de la végétation (voir plus bas).

Dans les milieux humides bordés de cours d'eau, l'hydrochorie peut également être un des vecteurs principaux de dispersion des espèces. On observe alors une colonisation des nouvelles espèces depuis les berges, où l'action de l'eau permet l'apparition régulière de trouées favorables à leur implantation.

Les espèces à multiplication végétative ont un avantage compétitif en milieu déjà végétalisé comme les prairies. Ainsi, **beaucoup d'espèces de prairies humides présentent une stratégie à multiplication végétative**. Les prairies et pelouses dominées par des espèces présentant cette stratégie (Houlque laineuse, Ronce, Fougère aigle) sont bien plus stables dans le temps (4.1.2 ; 4.1.5).

Certaines espèces ou formations végétales parviennent à ralentir voire à bloquer la colonisation d'autres espèces grâce à un phénomène physique d'encombrement de l'espace. Ce phénomène est causé par la formation d'une végétation très dense qui bloque l'implantation d'autres espèces, et/ou par l'importance de la litière* produite qui empêche à la fois les graines d'atteindre le sol et l'émergence des graines ensemencées (4.1.2).

Ces plantes ayant une stratégie de densification sont principalement des graminées* et des cypéracées*. Il s'agit par exemple de la Molinie, de certaines Laiches, Scirpes et des espèces appartenant à d'autres groupes comme les Ronces et surtout la Fougère aigle (4.1.2 ; 4.1.4).

Les modes de développement de la végétation spontanée

Les espèces se **développent de deux façons**, soit par :

- **croissance centrale** à partir d'individus pré-existants ou venant de l'extérieur (dispersion par graines), formant des noyaux de végétation qui fusionnent peu à peu (4.1.2 ; 4.1.5).

- **croissance périphérique** depuis les haies ou les boisements présents en bordure de la parcelle, avec l'apparition d'un gradient d'âge le long du front forestier avançant sur la parcelle (4.1.2 ; 4.1.5 ; 4.1.7).

Une étude de l'enfrichement de prairies humides en bocage breton note une prédominance de la colonisation centrale. En effet, les haies situées dans le Massif Armoricain sont généralement surélevées par un talus et présentent de fait des végétations plutôt mésophiles*. Les espèces dispersées depuis les haies sont donc peu adaptées pour s'exprimer en milieu humide.

Dans ce contexte, les espèces qui s'implantent sont d'origine extérieure à la parcelle et aux haies périphériques et sont plus adaptées aux conditions du milieu. Ce sont souvent des espèces ayant une forte capacité de dispersion de leurs graines, comme par exemple le Saule roux (4.1.5).

La disponibilité d'espaces libres

La disponibilité d'espaces libres va déterminer les possibilités d'implantation des espèces (4.1.5). Dans les milieux déjà végétalisés, différents facteurs permettent de créer ces espaces (trouées ou petites discontinuités) dans le tapis végétal (4.1.5 ; 4.1.7) :

- **L'activité de la faune sur le sol** (ongulés, sangliers, ragondins, taupes, fourmis, souris, rongeurs, ...), qui crée des trouées, notamment par piétinement, retournement ou affaissement du sol. Cela va jouer un rôle important en limitant ou en favorisant l'installation et le développement de certaines espèces (4.1.13).

- **Les interruptions naturelles du couvert prairial** (ombre portée, pied d'une touffe ou d'un touradon, mort d'un individu) qui sont notamment liées à la maturation de la strate herbacée. Par exemple, des plantules de Saule sont retrouvées au stade herbacé haut entre les touradons de Molinie bleue. De même, le Chêne pédonculé peut s'implanter suite à la dégénérescence des ronciers.

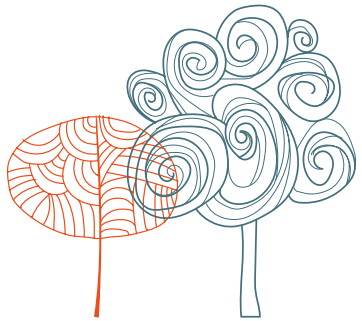
- **Les usages** (coupe de bois, chasse...).

- **L'occurrence possible d'évènements**, comme par exemple les incendies, tempêtes, colonisations de ravageurs, inondations...

Le rôle de l'ombrage

L'ombrage constitue l'un des moteurs des premiers stades de la succession : l'ombre des herbacées hautes engendre la régression, voire la disparition des strates inférieures héliophiles* liées aux premiers stades du processus. En même temps, l'apparition des ligneux est ralentie car les plantules ne parviennent pas à se développer dans une végétation trop dense (4.1.5).

Par la suite, l'ombre créée par les ligneux hauts tend à diminuer le recouvrement des strates inférieures et fait apparaître des espaces libres au sol qui peuvent être colonisés par des espèces plus tolérantes à l'ombre. L'ombrage engendre une humidité atmosphérique supérieure qui favorise le développement des ligneux et de la flore forestière (4.1.5).



4.1.2.3 Facteurs influençant la dynamique d'implantation des espèces végétales

La structure du paysage

La disponibilité des diaspores (sources et dispersion) provenant de l'environnement extérieur est étroitement liée à **la nature de la mosaïque paysagère** (4.1.5). Par exemple, en présence de haies dans le paysage, les dynamiques d'enfrichement sont plus rapides et plus complexes que dans les régions de grandes plaines ou les secteurs remembrés, dans lesquelles les sources de diaspores sont plus éloignées et plus rares (4.1.2).

De plus, **les haies bocagères ont un rôle clé** tout au long des processus successionnels. Elles constituent une source d'espèces non présentes dans la parcelle, elles abritent la faune pouvant transporter des graines et elles participent plus ou moins activement selon les contextes, à l'expansion des espèces des stades plus avancées de la succession en augmentant l'ombrage par exemple (4.1.5).

Les conditions du milieu

La dynamique d'enfrichement dépend également des conditions environnementales du milieu (hydromorphie, niveau trophique, acidité, luminosité, nature du sol, topographie, climat) qui vont déterminer les espèces pouvant s'implanter selon leurs préférences.

Les différents niveaux trophiques et d'hydromorphie du stade initial dirigent l'évolution de la dynamique de succession et peuvent amener une certaine variabilité au sein des stades suivants.

Selon les conditions environnementales du milieu, un ralentissement ou blocage de la dynamique peut survenir. Le caractère très contraignant d'un milieu acide, oligotrophe* et/ou fortement humide peut notamment entrainer une relative stabilité des stades intermédiaires. Par exemple, en têtes de bassin versant, des prairies oligotrophes* peuvent rester longtemps en place même après l'arrêt des pratiques agricoles (4.1.6). La modification des processus pédologiques liée au ralentissement de la décomposition de la matière organique peut également intervenir en modifiant les conditions chimiques du milieu.

De plus, pour un même niveau trophique et hydrique, la nature sableuse ou argileuse du sol semble influencer la composition et la temporalité de la succession.

Ces conditions peuvent être influencées par l'historique d'usage du milieu et des pratiques agricoles en lien avec le travail du sol. Le milieu peut par exemple être enrichi par des apports de fertilisants et d'amendements ou appauvri par les récoltes et les pratiques culturales successives.

L'historique de l'usage agricole

L'historique des pratiques agricoles peut influencer significativement les conditions du milieu. Par exemple sur un milieu aux conditions environnementales similaires, il n'y aura pas la même succession si le sol a été labouré ou non.

L'arrêt ou la réduction de la pratique en elle-même peut faire évoluer les conditions du milieu. Par exemple, l'accumulation de matière organique précédemment exportée par fauche ou pâturage peut enrichir le sol et, dans les cas extrêmes, faire évoluer une prairie non tourbeuse vers une prairie tourbeuse. De même, l'hydromorphie et le niveau trophique du milieu peuvent augmenter localement suite à l'arrêt de l'entretien d'un réseau de fossés (4.1.5).

Dans le cas de l'enfrichement d'une culture, la vitesse de colonisation par de nouvelles espèces est plus rapide car le sol est faiblement végétalisé. Les premiers stades sont souvent accélérés par la dominance rapide des herbacées pérennes et des semi-ligneux comme les Ronces. De plus, le milieu favorise l'implantation de potentielles espèces forestières dès la phase initiale de colonisation. Généralement, cette dernière est également facilitée par la richesse du milieu liée au passé cultural de la parcelle (4.1.2).

En revanche, dans le cas d'une prairie anciennement exploitée (entretenue régulièrement), la vitesse de colonisation de la végétation spontanée apparaît plus lente car la couverture prairiale est assez dense pour freiner voire bloquer toute implantation (effet de masse, production importante de litière* ; 4.1.2 ; 4.1.5). Quand des espèces parviennent à s'implanter, leur développement peut être bloqué notamment par l'ombre de la végétation déjà présente (4.1.2 ; 4.1.5). De plus, les potentialités nutritives des sols des prairies humides apparaissent généralement inférieures à celles des cultures (4.1.2).

Il existe également une influence du type de gestion passée de la prairie sur la vitesse du processus de succession. Par exemple (4.1.6) :

- Dans le cas d'une prairie pâturée au printemps, le piétinement lié au pâturage libère des espaces qui pourront être colonisés par les Saules, si la dispersion de leurs graines survient à cette même période. Dans ce contexte, la succession vers un stade à Saulaie* est engagée.

- Si la prairie est fauchée et/ou pâturée en été, la couche d'herbes pérennes empêche l'ensemencement du Saule et la dynamique suit principalement celle de certaines herbes de la communauté (les graminoïdes ou les mégaphorbiaies*).

4.1.2.4 Schéma bilan des paramètres et processus impliqués dans la succession végétale

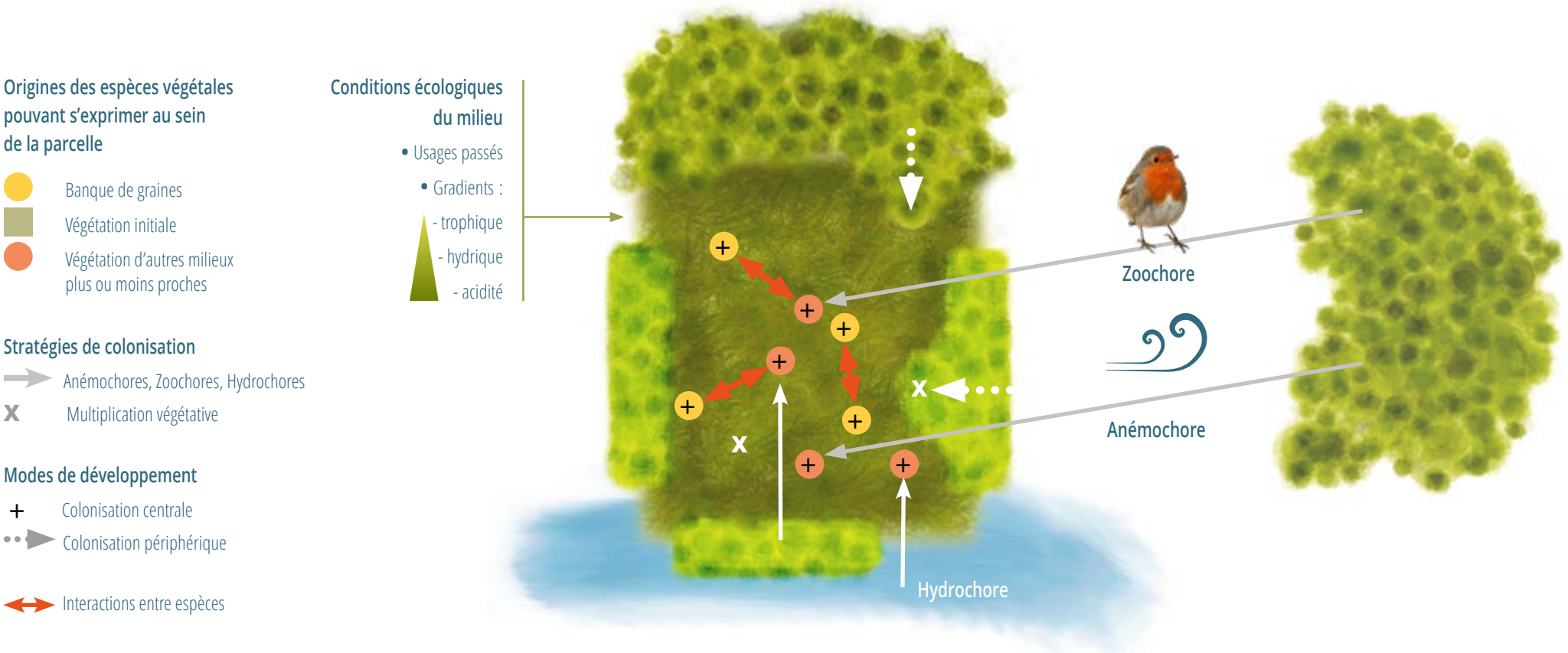


Figure 4.2 : Schéma bilan des paramètres et processus impliqués dans la succession végétale, FMA, 2018.

4.1.3. Exemples de scénarios d'évolution de la végétation des milieux humides en contexte d'enfrichement

En se basant sur les travaux de DIQUÉLOU (1997) réalisés en Bretagne, des **exemples d'évolution de la végétation des milieux humides en contexte d'enfrichement** sont présentés.

Dans la très grande majorité des cas étudiée en milieux humides, le stade initial est celui de la prairie. La caractérisation des stades au départ de la succession est basée sur des typologies de prairies issues de GLEMAREC et LAURENT, 2016, COLASSE, 2017 et du Réseau des Fermes de Références en Bretagne, 2017 (4.1.14 ; 4.1.15 ; 4.1.12).

4.1.3.1 Stade initial de prairie à Jonc acutiflore et Crételle

La prairie à Jonc acutiflore et Crételle est généralement issue d'une **gestion par pâturage**. Il s'agit d'une **prairie humide, mésotrophe* à eutrophe* et acide**. Elle est rarement inondée ou alors très brièvement mais peut présenter un affleurement de nappe et un engorgement proche de la surface. Ce type de prairie est répandu en Bretagne et plutôt présent dans les vallées ou les zones de suintements des sources. Des cultures qui ne sont plus exploitées peuvent constituées le stade précédent cette prairie (4.1.12 ; 4.1.14).

Elle peut évoluer spontanément vers des fourrés humides à Ronce, Ajonc d'Europe et Genêt à balai, puis poursuivre sa dynamique en passant par un stade pré-forestier à pionnier de Saulaies* transitoires à Saule roux et Chêne pédonculé, Saulaie* – Chênaie eutrophe* à Fougère mâle ou Chênaie – Boulaie mésotrophe*. La chênaie – Frênaie à Laîche espacée constitue le terme de ce scénario (4.1.5 ; figure 4.3).

Des variations du niveau d'humidité durant la dynamique peuvent être liées à l'arrêt de l'entretien des installations de l'exploitation (drains, fossés) pouvant provoquer des phénomènes locaux d'engorgement ou de saturation de la nappe en eau (4.1.5).

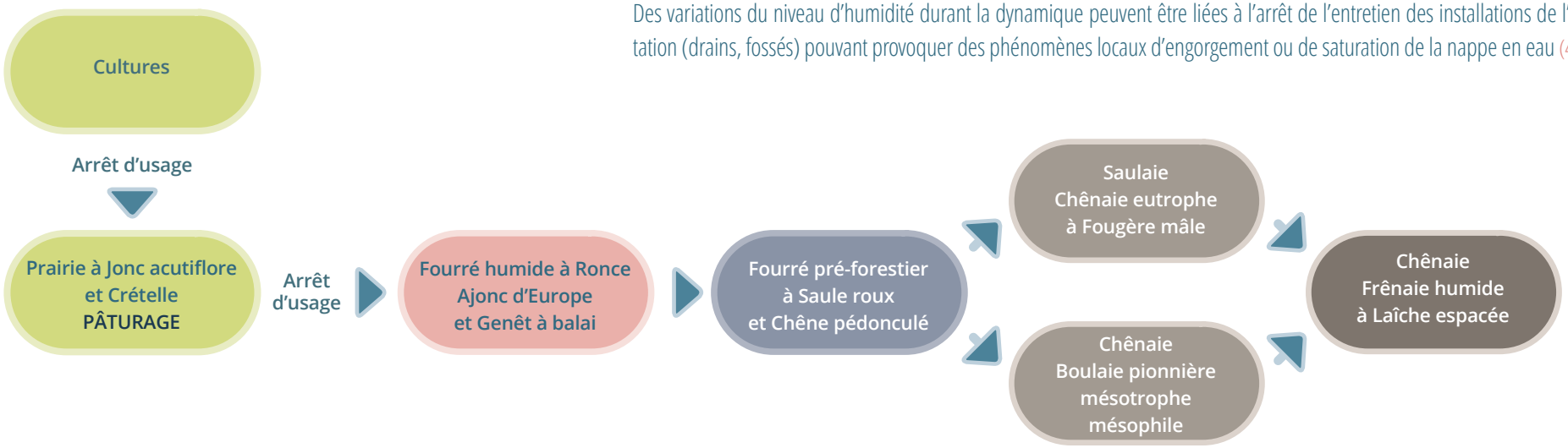


Figure 4.3 : Exemple de scénario d'évolution de la végétation à partir d'une prairie à Jonc acutiflore et Crételle, repris de DIQUÉLOU, 1997

4.1.3.2 Stade initial de prairie à Scirpe des marais et Œnanthe fistuleuse

La prairie à Scirpe des marais et Œnanthe fistuleuse constitue une **formation herbacée fauchée méso-eutrophe à eutrophe*, se développant sur des sols longuement engorgés d'eau, peu acides à relativement riches en bases et sur des substrats limono-argileux**. La prairie à Vulpin genouillé et Oseille est la variante pâturée de la précédente qui, après arrêt de l'usage, peut dériver vers la prairie à Scirpe des marais et Œnanthe fistuleuse. Ces prairies sont notamment retrouvées dans les petites vallées alluviales et les marais arrière-littoraux comme les marais de Vilaine ou de Dol (4.1.12 ; 4.1.14).

Suite à l'arrêt de l'usage agricole, la prairie à Scirpe des marais et Œnanthe fistuleuse peut évoluer de manière spontanée vers un stade mégaphorbiaie* caractérisé par la Reine-des-prés, l'expansion des dicotylédones* hautes et du Jonc acutiflore, au détriment du Scirpe des marais. Ce stade peut être relativement stable dans le temps. Le stade ligneux apparaît avec les Saules et peut se poursuivre par le développement d'une Aulnaie méso-eutrophe (4.1.5, figure 4.4).

Les scénarios précédemment décrits tendent vers des groupements physionomiquement proches et aux dominantes floristiques voisines de celles qui composaient la majeure partie de l'ancienne couverture végétale régionale : Aulnaies et Saulaies* dans les vallées alluviales, Chênaies-Hêtraies sur les plateaux, systèmes de lande sur les sols superficiels et les secteurs à fortes contraintes de vent (4.1.5). Néanmoins, dans un contexte faisant suite à un arrêt d'usage agricole, les stades matures pourront se différencier de la forêt primaire, selon le degré de modification du milieu lié aux usages anthropiques (4.5).

Plus précisément, deux grands types de boisements humides peuvent être retrouvés sur les espaces adjacents aux cours d'eau dans la région (4.1.16) :

- **Les bois marécageux associés aux sols engorgés en permanence, voire submergés une partie de l'année**. Leurs végétations forestières relativement ouvertes permettent le développement d'un sous-étage composé de Cariçaies, de Mégaphorbiaies* ou de Roselières dans le cas de sols assez riches en nutriments. La strate arborée est dominée par l'Aulne glutineux et le Saule roux notamment. En conditions oligotrophes*, des Bétulaies tourbeuses avec un tapis de Mousses et de Sphaignes sont alors retrouvées à la place de l'Aulne.

- **Les bois frais à humides associés à des sols humides non engorgés durablement** où dominent du Saule roux, du Frêne commun, de l'Aulne glutineux voire du Chêne pédonculé. Ces végétations forestières se développent typiquement suite à l'arrêt des pratiques agricoles.

Peu d'études (4.1.5 ; 4.1.17) existent sur la description des successions végétales suite à un arrêt ou à une réduction d'usage agricole. Néanmoins, ce sujet fait actuellement l'objet de plusieurs travaux en cours qui viendront compléter très prochainement ces connaissances (Chalumeau, « *Typologie et cartographie des séries de végétations forestières du massif armoricain* », « *Application à l'évaluation de l'état de conservation des habitats* » ; Laurent, « *Typologie et cartographie des végétations des landes du Cragou* » ; Laurent, « *Organisation temporelle et spatiale des végétations du marais de Gannedel* »).

A retenir

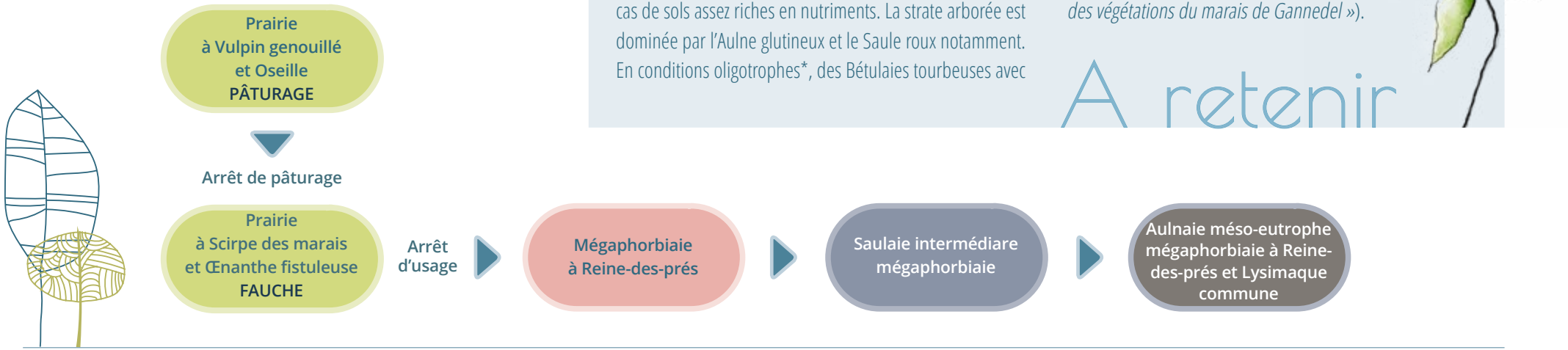


Figure 4.4 : Exemple de scénario d'évolution de la végétation à partir d'une prairie à Scirpe des marais et Œnanthe fistuleuse, repris de DIQUÉLOU, 1997

4.2

ANALYSE de la dimension TEMPORELLE et SPATIALE de la dynamique d'enfrichement dans 15 ESPACES « laboratoires »

Après avoir décrit les processus écologiques impliqués dans la dynamique d'enfrichement, il s'agit désormais d'envisager la manière dont ce processus se déroule dans les milieux humides des zones amont des cours d'eau.
Dans cette perspective, les dynamiques d'enfrichement ont été comparées dans 15 sites « laboratoires » situés à l'amont des bassins-versants de l'Aulne, du Blavet et du Léguer. Les formes de boisement spontané ont été extraites dans chacun de ces espaces laboratoires à partir d'images aériennes de 1952, 1986 et de 2015, avant d'être intégrées à un système d'information géographique permettant d'étudier les dynamiques spatiales du processus d'enfrichement.

Ce transfert d'échelle doit permettre de préciser l'ampleur et l'intensité du processus d'enfrichement observé à l'échelle régionale, tout en appréhendant la place des boisements spontanés dans les trajectoires paysagères des milieux humides des zones amont du réseau hydrographique.

4.2.1. Vers un observatoire de la dynamique d'enfrichement à l'échelle locale : précisions méthodologiques

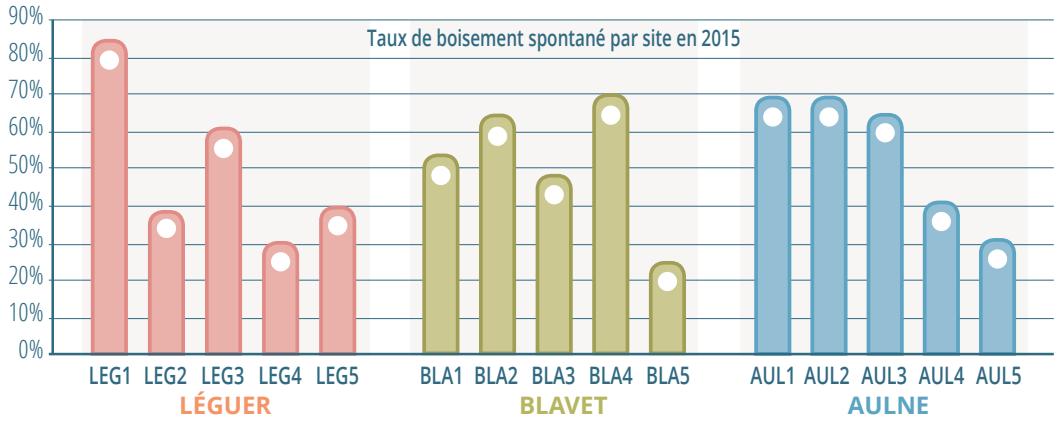
4.2.1.1. Sélection de 15 sites « laboratoires » de la dynamique d'enfrichement

La sélection des sites pour l'étude de la dynamique locale d'enfrichement a été réalisée en étroite collaboration avec les partenaires locaux du programme ECOFRICHE (syndicat mixte du SAGE Blavet, Guingamp-Paimpol Agglomération, Lannion-Trégor Communauté, Bassin versant du Léguer et Etablissement Public d'Aménagement et de Gestion de l'Aulne).

Ces structures ont **présélectionné plusieurs sites « laboratoires »** situés en tête de bassin versant, présentant des marques visibles d'enfrichement et comprenant des zones humides repérées sur le terrain d'une superficie totale comprise entre 50 et 300 hectares. Les sites abritant des espèces et milieux protégés par des mesures réglementaires (Zones Natura 2000*, ZNIEFF*, APB*...) ont été écartés de l'analyse, afin de ne pas interférer dans l'étude des facteurs socio-économiques de la dynamique d'enfrichement.

Une attention particulière a également été portée à la **présence de personnes-relais actives** dans les sites présélectionnés (agriculteurs exploitants, retraités, élus...), afin de faciliter la conduite de l'enquête dans un second temps (voir partie 5, p. 53).

Cette phase a débouché sur la sélection de 15 sites d'étude (5 par bassin versant), présentant une diversité de trajectoires d'enfrichement (Figure 4.5, encarts).



15 sites d'étude

BV du LÉGUER
LEG 1/2 - Plougonver
LEG 3 - La Chapelle-Neuve
LEG 4 - Loguivy-Plougras
LEG 5 - Plougras

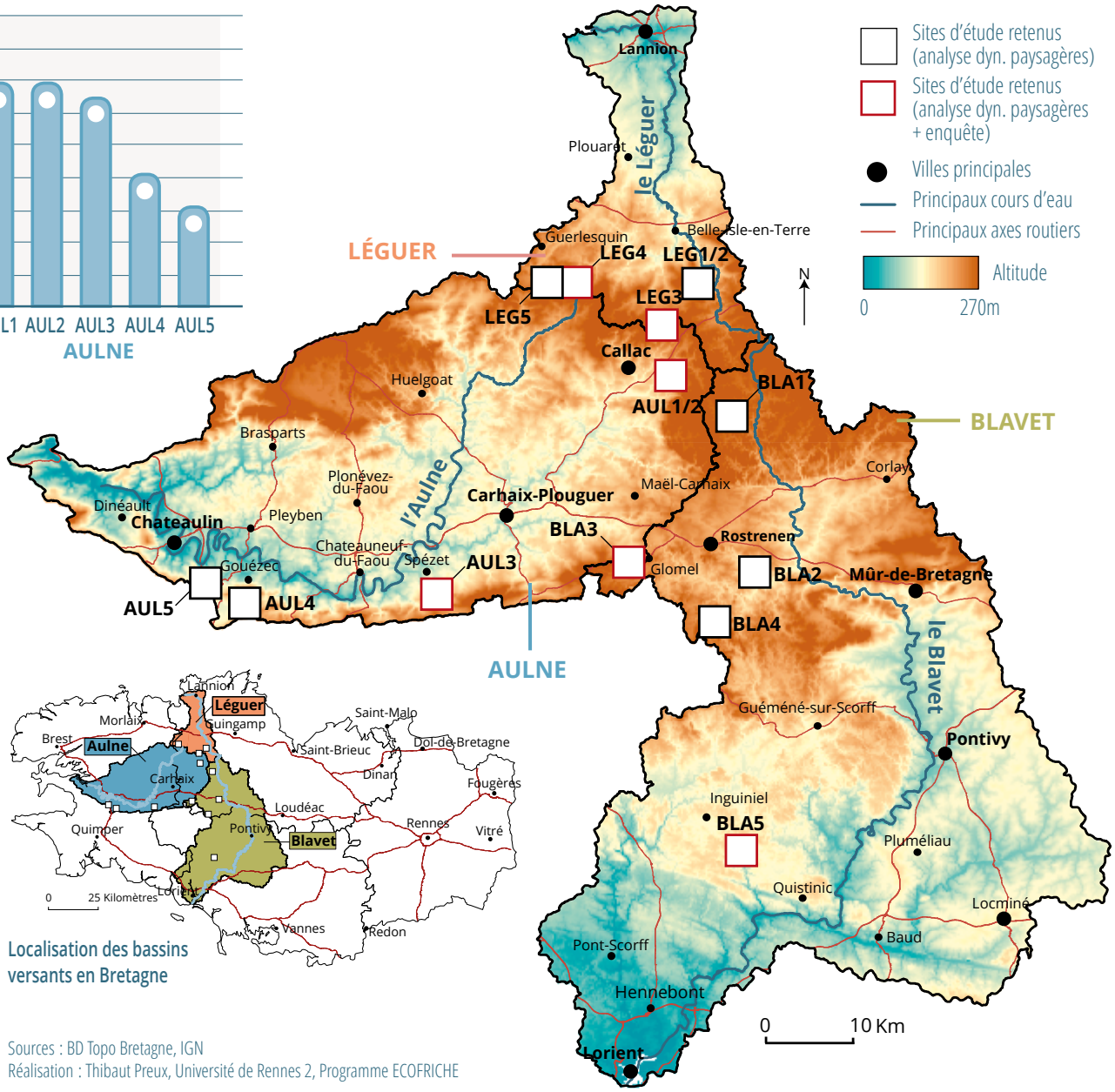
BV du BLAVET
BLA 1 - Peumerit-Quintin
BLA 2 - Plouguernevel
BLA 3 - Glomel
BLA 4 - Mellionec
BLA 5 - Inguiniel

BV de L'AULNE
AUL 1/2 - Saint Servais
AUL 3 - Spézet
AUL 4 - Gouézec
AUL 5 - Briec

Principales caractéristiques agricoles et socio-économiques des 15 sites «laboratoires» retenus

La majorité des sites retenus (11/15) est **située dans la partie amont des bassins versants de l'Aulne, du Blavet et du Léguer** (Figure 4.5), dans le Pays du Centre-Ouest Bretagne. Cet ensemble géographique jouxtant le Finistère, les Côtes d'Armor et le Morbihan est caractérisé par des **conditions pédoclimatiques assez défavorables**, avec des précipitations régulières et abondantes (entre 1000 et 1200 mm/an), des températures inférieures à la moyenne régionale en hiver comme en été, un relief assez prononcé et des sols de qualité agronomique assez médiocre.

Localisation des bassins versants en Bretagne



Sources : BD Topo Bretagne, IGN
Réalisation : Thibaut Preux, Université de Rennes 2, Programme ECOFRICHE

Figure 4.5 : Localisation des 15 sites d'étude du programme ECOFRICHE, dans les bassins versants de l'Aulne, du Blavet et du Léguer

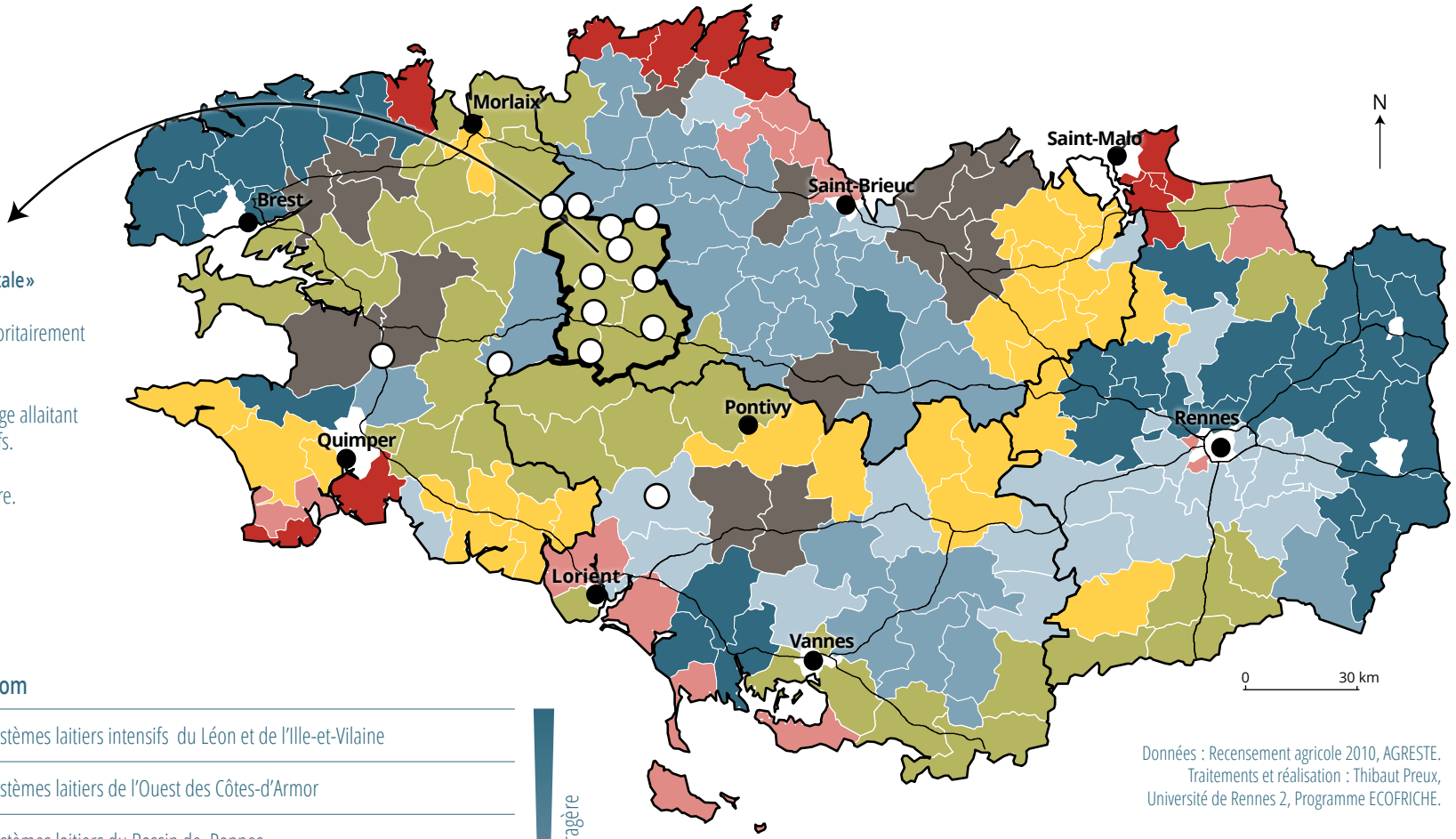
Types de systèmes agricoles

Type B
«Bretagne intérieure occidentale»

Grandes exploitations (moy. 53 ha) majoritairement tournées vers l'élevage bovin.

Grands ateliers laitiers associés à l'élevage allaitant sur des systèmes fourragers peu intensifs.

Petite production avicole complémentaire.



	Type	Nom
Élevage bovin dominant – Lait	Type A1	Systèmes laitiers intensifs du Léon et de l'Ille-et-Vilaine
Élevage bovin dominant – Lait	Type A2	Systèmes laitiers de l'Ouest des Côtes-d'Armor
Élevage bovin dominant – Lait	Type A3	Systèmes laitiers du Bassin de Rennes
Élevage bovin dominant – Lait + Viande	Type B	Systèmes d'élevage bovin de Bretagne intérieure occidentale
Élevage hors-sol	Type C1	Systèmes hors sols intensifs du sud Finistère et de la région de Pontivy
Élevage hors-sol	Type C2	Systèmes porcins intensifs de la baie de Saint Brieuc-Lamballe
Cultures spécialisées	Type D1	Littoraux maraichers de la 'Ceinture Dorée'
Cultures spécialisées	Type D2	Domaine rétro littoral

Niveau d'intensification fourragère

Sites d'étude ECOFRICHE
Zones urbaines (SAU<30%)
Villes principales

Données : Recensement agricole 2010, AGRESTE.
Traitements et réalisation : Thibaut Preux, Université de Rennes 2, Programme ECOFRICHE.

Note méthodologique

Analyse en composantes principales (ACP) appliquée sur 25 variables du recensement agricole 2010 (type de production, système fourrager, structures foncières...) à l'échelle cantonale.

Classification ascendante hiérarchisée (CAH) appliquée dans un second temps sur les coordonnées factorielles des cantons à l'issue de l'ACP.

Seuls les 6 premiers axes factoriels (F1>F6) représentant 83% d'inertie cumulée sont retenus.

Figure 4.6 : Positionnement des 15 sites laboratoires dans la géographie agricole bretonne. Les traitements multivariés réalisés permettent de regrouper des cantons présentant des caractéristiques agricoles (types de productions, structures foncières, assolements...) proches.

Sur le plan socio-économique, la partie occidentale du centre Bretagne est marquée par **les conséquences économiques, sociales et démographiques d'un exode rural ancien**, qui se mesure à la surreprésentation des personnes âgées dans la structure démographique (les personnes âgées de plus de 65 ans représentaient en moyenne 32 % de la population totale, contre 19 % en Bretagne en 2017), des revenus annuels médians parmi les plus faibles de l'ouest de la France (16 200 euros contre 19 800 en moyenne en Bretagne, en 2015), un taux de chômage important (9,6 % de la population active en 2017, contre 7,9 % en Bretagne).

Sur le plan agricole, le Centre Ouest de la Bretagne forme un ensemble assez cohérent, dominé par des systèmes agricoles majoritairement tournés vers **l'élevage bovin**, associant une **production laitière assez peu intensive à l'élevage allaitant** (Figure 4.6). Certains éleveurs complètent ces productions par de petits ateliers hors sol avicoles. Les spécificités de cet ensemble géographique tiennent à la **présence marquée des grandes exploitations** (la taille moyenne des exploitations atteint 56 hectares et les exploitations de plus de 100 hectares occupent plus de 45 % de la SAU*) associée à **de faibles densités agricoles** (en moyenne 2,6 UTA* pour 100 hectares, densité la plus faible de Bretagne), et à la présence plus affirmée des **prairies permanentes dans les paysages agricoles** (en moyenne 17 % de la SAU*, contre 8 % pour la moyenne régionale).

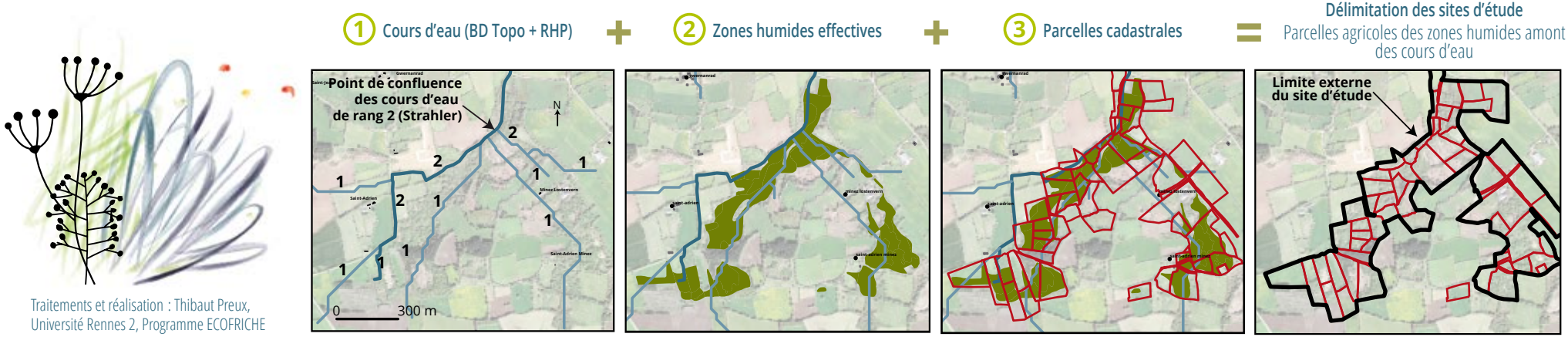
Afin d'enrichir l'analyse comparative, **quatre autres sites ont été sélectionnés dans des contextes agricoles différents**. Dans le Morbihan (Inguiniel, BLA 5) et le Finistère (Spézet, AUL 3 ; Gouézec, AUL 4 et Briec, AUL 5), les productions hors sol (avicoles et porcines) sont nettement plus présentes dans la structure productive, tandis que la proximité des agglomérations de Lorient et Quimper confère à ces espaces une dynamique socio-économique et foncière plus active.

4.2.1.2. Délimitation des sites « laboratoires » de la dynamique d'enfrichement

Les sites ont été délimités selon un protocole standardisé, afin de pouvoir comparer les trajectoires d'enfrichement d'un site à l'autre.

La première étape a consisté à **identifier les cours d'eau situés à l'amont des bassins versants** (Figure 4.7, étape 1). Dans cette perspective, la BD TOPO* de l'IGN a été complétée par le réseau hydrographique théorique (RHT*), afin d'identifier l'ensemble des thalwegs susceptibles d'accueillir un réseau hydrographique dans les zones amont (Voir partie 2, p. 7). Le point de confluence des cours d'eau de rang 2 (selon la classification de Strahler*) a été retenu comme terminaison aval des sites.

Les zones humides au contact de ces cours d'eau ont ensuite été identifiées à partir des inventaires des zones humides disponibles pour l'ensemble des communes enquêtées (Figure 4.7, étape 2). Issus d'investigations de terrain, ces inventaires permettent de connaître précisément la superficie, la localisation et les caractéristiques des zones humides. Enfin, les **parcelles cadastrales au contact de ces zones humides ont été extraites** (Figure 4.7, étape 3). La limite externe des sites d'étude correspond donc aux **contours des parcelles cadastrales au contact des zones humides** (Figure 4.7, étape 4).



Traitements et réalisation : Thibaut Preux, Université Rennes 2, Programme ECOFRICHE

Figure 4.7 : Trois étapes pour la délimitation des sites d'étude : intersection des cours d'eau, des zones humides et des parcelles cadastrales en amont des cours d'eau.

4.2.1.3. Production d'un jeu de données spatiales pour l'étude de la dynamique d'enfrichement

Afin d'étudier la dynamique locale de boisement spontané entre 1952 et 2015, une base de données spatiales contenant les formes de boisement spontané en 1953, 1986 et 2015 a été élaborée pour chacun des sites d'étude (Figure 4.8).

Constitution d'une série temporelle d'images aériennes

La première étape a consisté à **recueillir une série temporelle d'images aériennes** permettant de reconstituer l'évolution des paysages agricoles des 15 sites laboratoires. Ces images ont été fournies par l'IGN, dans une version orthorectifiée* pour les années 1952 et 2015, et sous la forme d'images aériennes scannées pour la date intermédiaire. Les clichés de 1986 ont été géoréférencés* manuellement (Figure 4.8, étape 1).

La date de référence (1952) correspond à l'extension maximale des surfaces agricoles en Bretagne, dans un contexte de fortes densités agricoles associées à des systèmes de polyculture-élevage faiblement mécanisés (voir Partie 3, p.19). Les deux premières bornes temporelles (1952 et 1986) encadrent la période d'édification et de diffusion du modèle agricole productiviste breton, tandis qu'entre 1986 et 2015, l'entrée en crise du modèle agricole productiviste s'est accompagnée d'une accélération des restructurations agricoles et de l'introduction de mesures réglementaires cherchant à en atténuer les effets négatifs (quotas laitiers, aides à la cessation d'activité...).

Extraction et classification de la trame arborée

Afin d'extraire la trame arborée pour les trois dates retenues, ces images ont été traitées à l'aide d'un **algorithme de détection automatique des formes boisées**, développé par la société KERMAP (Figure 4.8, étape 2).

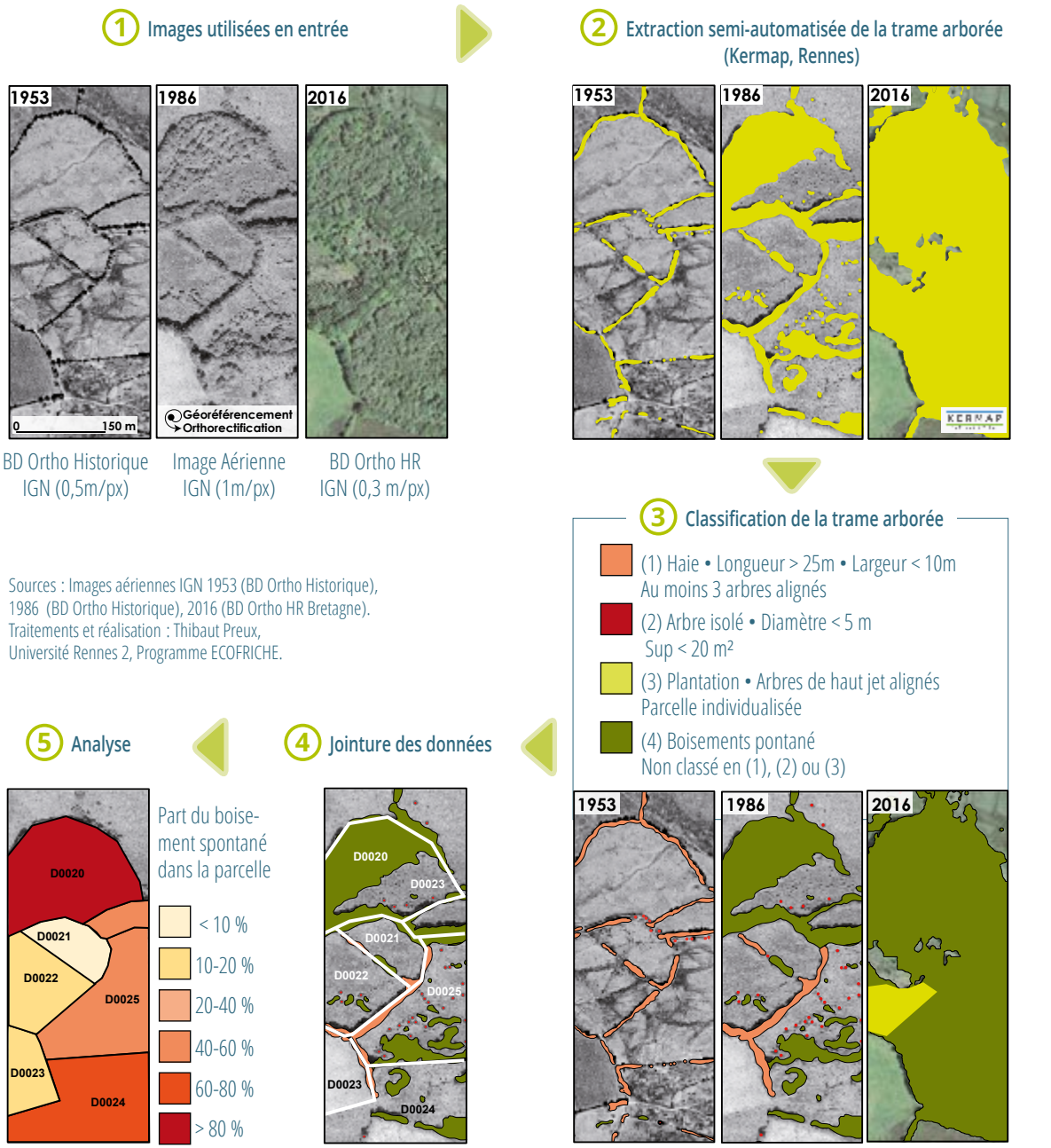


Figure 4.8 : Méthodologie utilisée pour la production d'une couche d'information géographique représentant le boisement spontané en 1953, 1986, 2016 dans les 15 sites d'étude du programme Ecofriche.

Cet algorithme s'appuie sur la détection des formes géométriques et des textures pour extraire des objets géographiques (arbres, bâtiments, routes...) d'une image aérienne ou satellite. Le seuil minimal de détection des objets a été fixé à 10 m², ce qui correspond au diamètre moyen du houppier d'un arbre isolé observé à partir d'une image verticale. La trame arborée extraite a ensuite fait l'objet d'un contrôle par photointerprétation*, qui a permis de s'assurer de la qualité des données produites.

Pour isoler la dynamique de boisement spontané, les **éléments composant la trame arborée ont ensuite été classés par photo-interprétation** (Figure 4.8, étape 3). Quatre grandes catégories recouvrant la diversité des formes de végétation arborées communément retrouvées dans les paysages armoricains ont été isolées, en s'appuyant sur les définitions utilisées par l'IFN (Inventaire forestier national) :

- **les haies** (alignement d'au moins 3 arbres, d'une longueur totale supérieure à 25 mètres et d'une largeur inférieure à 10 mètres),

- **les arbres isolés** (arbres seuls, dont le diamètre de la canopée est inférieur à 5 mètres et d'une superficie totale inférieure à 20 m²)

- **les plantations** (arbres de haut jet alignés au sein d'une parcelle individualisée d'une superficie supérieure à 5000 m²).

- Après avoir classé ces éléments de la trame arborée, l'ensemble des polygones restants non identifiés ont été classés comme **formes de boisement spontané**. Cette catégorie rassemble l'ensemble des formations végétales apparaissant dans la dynamique d'enfrichement.

La couche d'information spatiale contenant la trame de boisement spontané se présente sous la forme d'un assemblage d'objets vectoriels polygonaux à partir desquels il est possible de cartographier la dynamique de boisement spontané dans les sites d'étude (exemple : Figure 4.9), ou de réaliser des analyses statistiques par agrégation à d'autres objets géographiques (communes, parcelles, zones humides...) (Figure 4.8, étapes 4 et 5).

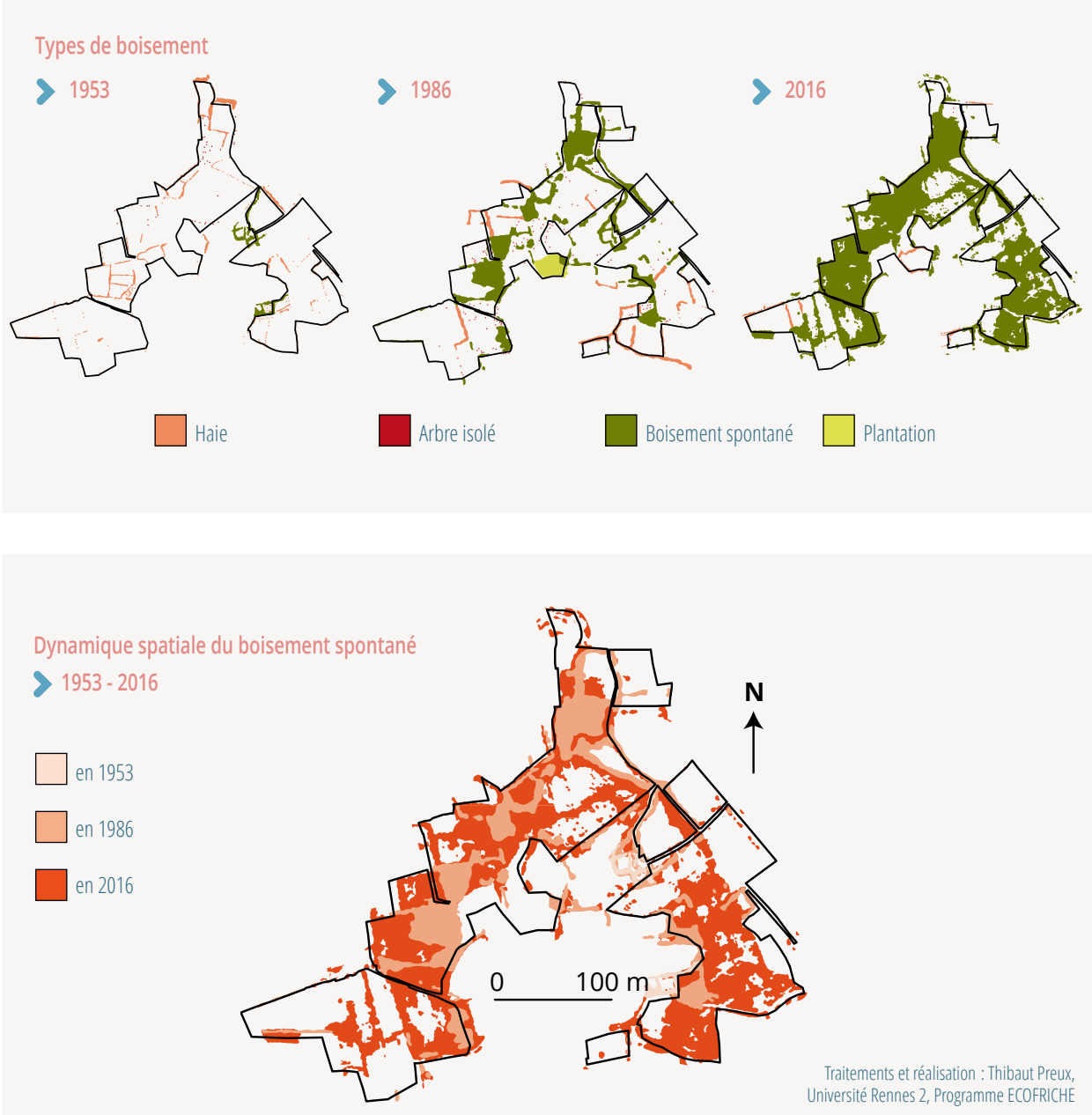


Figure 4.9 : Exemple de cartographie diachronique de la trame arborée sur le site d'étude de Spézet (AUL 3), à partir des bases de données produites (le boisement spontané est en vert)

4.2.1.4. Limites de ce travail

Il s'agit dans ce travail de rendre compte d'un processus inscrit dans la durée en s'appuyant sur une série d'images aériennes censées rendre compte le plus fidèlement possible des « états successifs » du paysage. Il convient de rappeler que **l'enfrichement est un processus dynamique**, observé ici à travers des « arrêts sur image » éloignés les uns des autres. Cela doit conduire à une certaine prudence pour interpréter les résultats, dans la mesure où les successions végétales intervenant dans le processus d'enfrichement ne sont pas linéaires dans le temps et dans l'espace (voir Partie 4.1, p. 30). Ce travail ne permet donc pas de reconstituer la dynamique spatiale des successions végétales intervenant après l'abandon d'un usage agricole, qui nécessiterait une observation plus fine croisant une série de relevés botaniques, d'observations de terrain et d'images aériennes à des pas de temps très réguliers.

Précisons enfin qu'en dépit d'une résolution spatiale très correcte (1 mètre par pixel pour la plus mauvaise), les images aériennes présentent une résolution spectrale trop faible **pour distinguer les espèces végétales composant la trame arborée**, ce qui entraîne probablement une sous-estimation des premiers stades végétatifs (Mégaphorbiaies*, Ronciers, Ajoncs...) apparaissant après la réduction ou l'arrêt de l'usage agricole de la parcelle. L'utilisation d'images plus récentes permettrait probablement de produire un état des lieux plus fin (différenciation des stades d'enfrichement par exemple), mais elle rendrait impossible l'analyse diachronique sur une longue fenêtre temporelle.

4.2.2. Analyse temporelle de la dynamique d'enfrichement

Il s'agit dans un premier temps d'appréhender la dimension temporelle du processus d'enfrichement : les boisements spontanés étaient-ils présents en 1953 ? Comment ont-ils évolué depuis cette date ? Les trajectoires d'enfrichement diffèrent-elles d'un terrain à l'autre ?

En 1953, le boisement spontané est absent de la très grande majorité des terrains étudiés (Figure 4.10). Sur les 15 sites d'étude, 12 d'entre eux ne présentent aucune forme d'enfrichement, 2 sites présentent un taux d'enfrichement inférieur à 10 % et un seul site présente un taux d'enfrichement compris entre 10 et 20 %.

L'examen visuel des photographies aériennes de 1953 laisse apparaître des paysages composés **de prairies humides et de landes exploitées** (Figure 4.11). L'exploitation des milieux humides est soulignée par la présence de nombreux aménagements hydrauliques (fossés, rigoles...) et des marques de pâturage, dont les déterminants socio-économiques seront explorés au cours de l'enquête (voir Partie 5, p.63). L'abandon de l'usage agricole de ces terrains semble donc postérieur aux années 1950.

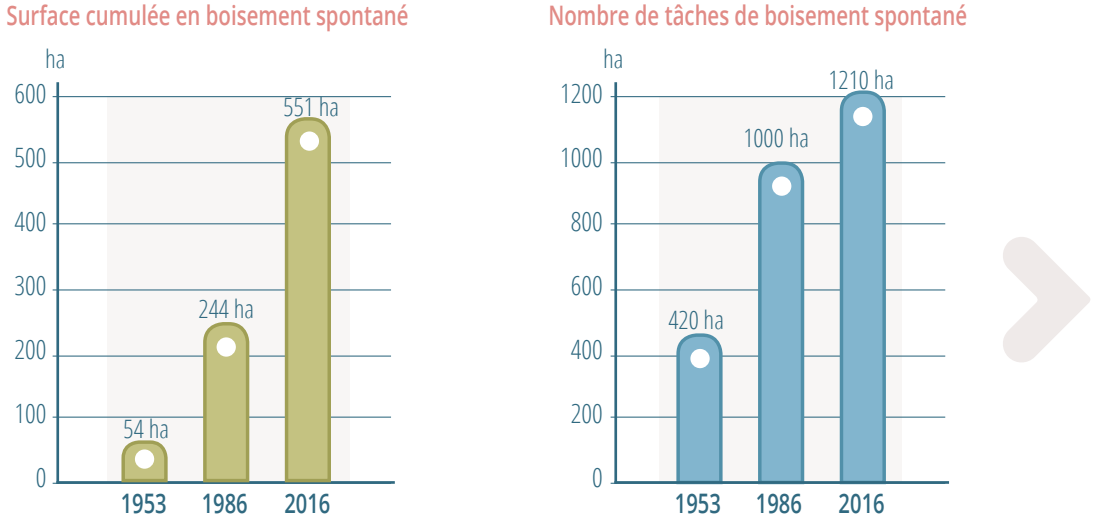


Figure 4.10 : Indicateurs statistiques de la dynamique d'enfrichement entre 1953 et 1985 et entre 1985 et 2015 : évolution de la surface cumulée, du nombre de taches et de l'intensité de la dynamique de boisement spontané

La période 1953-1986 est **marquée par un enfrichement généralisé des milieux humides**, à des rythmes toutefois variables d'un terrain à l'autre. Alors qu'ils étaient quasiment absents en 1953, les boisements spontanés occupaient en moyenne un quart de la superficie des 15 sites d'étude en 1986 (Figure 4.10). Cette dynamique est significativement supérieure à la moyenne dans les sites du Léguer (LEG 1, LEG 3) et de l'Aulne (AUL 2, AUL 3), où plus de la moitié de la superficie s'est enfrichée en une trentaine d'années.

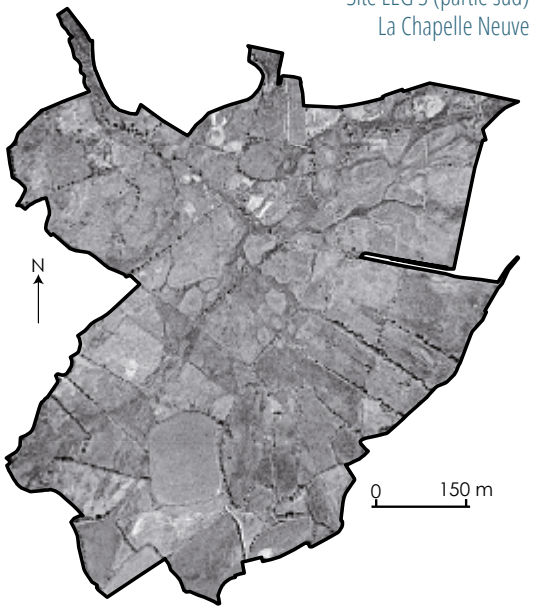
La dynamique d'enfrichement s'est accélérée entre 1986 et 2016, avec une multiplication par deux de l'indice d'enfrichement (Figure 4.10). En moyenne, les surfaces en boisement spontané se sont accrues de +1,05 % par an, contre +0,5 % par an sur la période précédente. Sur l'ensemble de cette période, **les surfaces en boisement spontané ont doublé et sont devenues majoritaires dans la plupart des paysages des sites étudiés**, puisqu'elles représentaient 53 % de la superficie totale en 2015 (exemple : Figure 4.12).

Sources : Traitements des images aériennes IGN, 1953, 1986, 2015
Traitements et réalisation : Thibaut Preux, Université Rennes 2, ECOFRICHE.

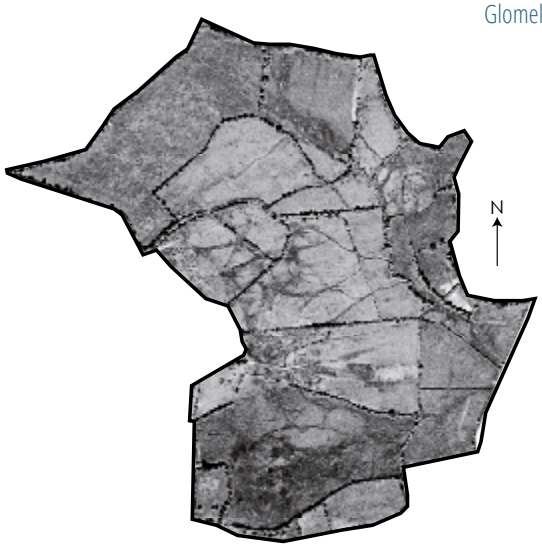
	1953-1986	1986-2015
Évolution des surfaces enfrichées (en ha)	+ 190 ha	+ 307 ha
Taux d'évolution des surfaces enfrichées (en %)	+ 351 %	+ 125 %
Indice d'enfrichement (surface enfrichée par an pour 100 ha de SAU - en ha)	+ 0,49 ha	+ 1,05 ha

Figure 4.10 Suite.

Site LEG 3 (partie sud)
La Chapelle Neuve



Site BLA 3 (partie centrale)
Glomel



Source : Clichés IGN 1953
Traitements et réalisation : Thibaut Preux,
Université Rennes 2, Programme ECOFRICHE

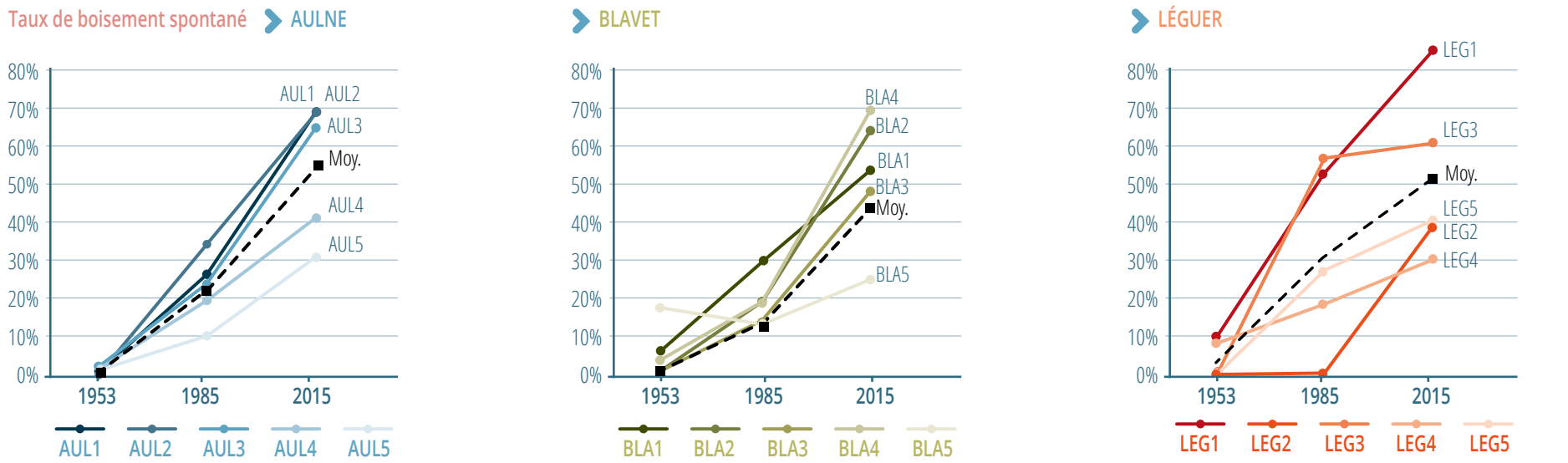
Figure 4.11 : Des milieux humides exploités et entretenus : exemples de La Chapelle Neuve et Glomel

On peut faire l'hypothèse que cette accélération du processus d'enfrichement est la conséquence de l'extension des foyers initiaux d'enfrichement et de l'abandon de nouvelles parcelles agricoles entre 1985 et 2015. Par ailleurs, seule 1,3 % de la surface totale étudiée a été défrichée entre 1986 et 2015, essentiellement sous la forme d'opérations ponctuelles de défrichement (taille d'une haie trop élargie, défrichement d'une partie de parcelle, plus rarement d'une parcelle entière...), ce qui souligne l'importance du mouvement de fond que représente l'enfrichement. La comparaison de ces données montre toutefois **la diversité des trajectoires d'enfrichement d'un site à l'autre.**

Si l'enfrichement progresse dans l'ensemble des sites étudiés, il ne se produit pas partout avec la même intensité. Plusieurs types de trajectoires peuvent être relevées :

- Les sites pour lesquels la dynamique d'enfrichement est **linéaire** de 1953 à 2015 et **proche** de la moyenne générale [6 sites sur 15 : AUL 1, AUL 2, AUL 3, BLA 1, BLA 3, LEG 1].

- Les sites pour lesquels la progression s'opère de manière **linéaire**, mais **inférieure** à la moyenne générale [4 sites sur 15 : AUL 4, AUL 5, LEG 4, LEG 5].



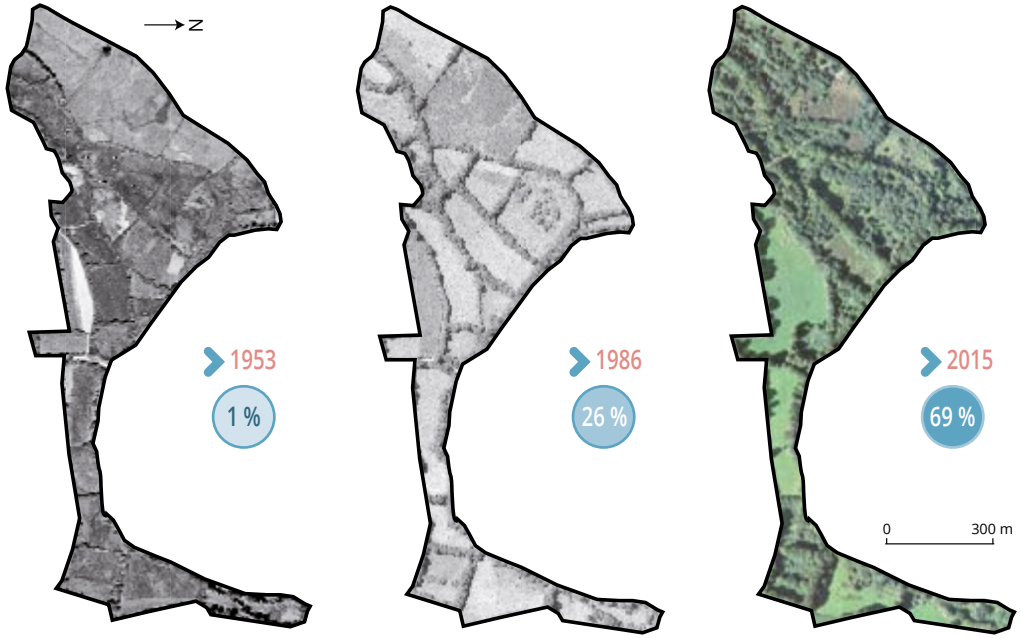
Traitements et réalisation : Thibaut Preux, Université Rennes 2, Programme ECOFRICHE 2018-2019

Figure 4.12 : Évolution du taux d'enfrichement (part des surfaces en boisement spontané dans la superficie totale) des quinze sites d'étude entre 1953 et 2015.

- Les sites pour lesquels la progression est **irrégulière** pendant toute la période étudiée [4 sur 15 sont concernés par une faible progression de l'enfrichement dans la phase initiale puis un effet de « rattrapage » ensuite : BLA 2, BLA 4, LEG 2, tandis que le site LEG 3 connaît une forte progression sur la première période d'observation, puis une stagnation].

- Un site pour lequel la trajectoire paysagère est **atypique** (1/15) : BLA 5 (stagnation 1953-2015).

Deux sites très proches géographiquement peuvent donc avoir des trajectoires d'évolution très différentes. Cette forte variabilité spatiale du processus d'enfrichement souligne la complexité du processus.



AUL 1 - Saint Servais > Taux d'enfrichement

Images aériennes IGN, 1953, 1986, 2015
Réalisation : Thibaut Preux, Université Rennes 2, ECOFRICHE

Figure 4.13 : Illustration de la dynamique d'enfrichement à travers l'évolution des paysages du site AUL 1 (Saint Servais) entre 1953 et 2015

4.2.3. Dynamique d'enfrichement et trajectoires paysagères des sites étudiés

4.2.3.1. Organisation spatiale de la dynamique d'enfrichement

Si la dynamique d'enfrichement est généralisée, s'opère-t-elle partout de la même manière ?

Quelles sont les formes spatiales du boisement spontané ?

Le suivi dans le temps du rapport entre la densité de taches de boisement spontané, exprimée par le nombre de polygones de boisements spontanés pour 100 hectares, et de leur superficie moyenne permet de rendre compte de l'évolution de l'organisation spatiale de la dynamique d'enfrichement.

Sur la Figure 4.14, par exemple, on observe l'apparition de nombreuses petites taches de boisement spontané entre 1953 et 1986, qui se traduit sur le graphique de gauche par une forte augmentation de la densité de polygones et une faible augmentation de leur taille moyenne (déplacement vertical du vecteur).

Entre 1986 et 2015, la progression de l'enfrichement a entraîné une fusion d'une partie de ces taches, qui se traduit par une stagnation de la densité de taches et une forte augmentation de leur taille moyenne (déplacement horizontal du vecteur sur le graphique).

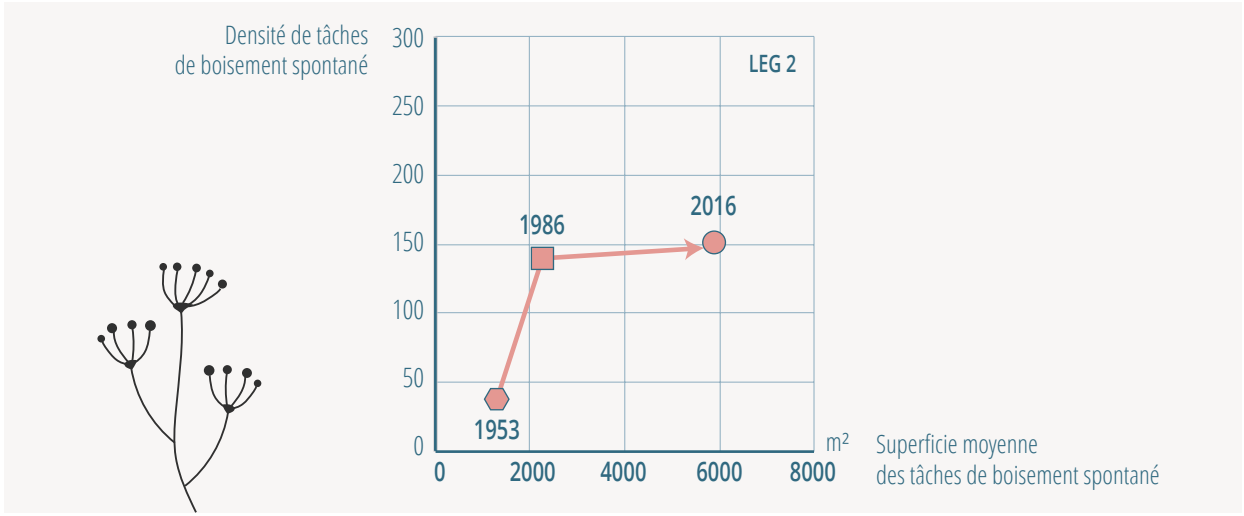
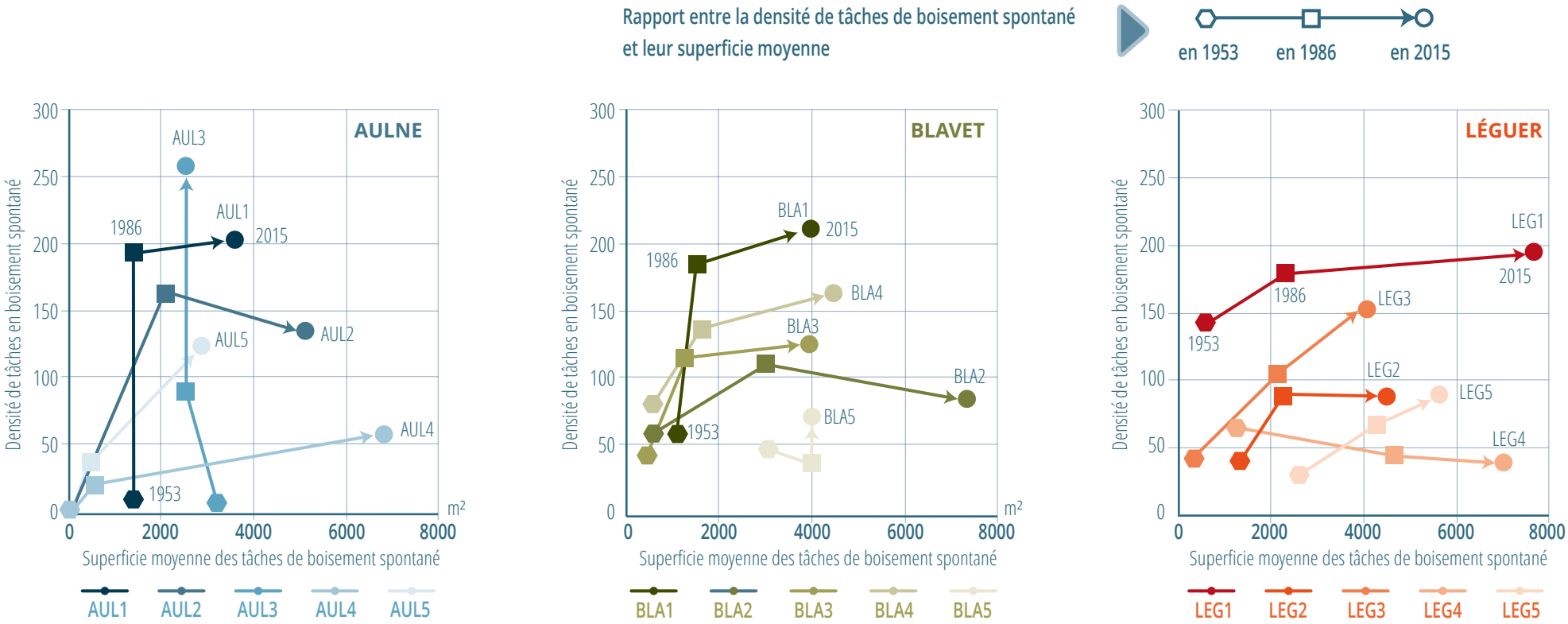


Figure 4.14 : Illustration du rapport entre densité et taille moyenne des taches de boisement spontané sur la partie Nord-Ouest du site LEG 2 (Plougonver).

L'analyse de l'ensemble des trajectoires d'enfrichement permet de confirmer ce modèle général d'évolution de l'organisation spatiale du boisement spontané, concernant environ deux-tiers des sites étudiés (Figure 4.15).

La dynamique d'enfrichement semble s'opérer dans un premier temps par un **mitage de l'espace**, avec une augmentation du nombre de polygones boisés dont la taille moyenne reste assez faible, comme en témoigne la progression verticale de la majorité des vecteurs.

Dans un second temps, la dynamique d'enfrichement semble davantage s'opérer par une extension du boisement spontané de ces premiers noyaux, par un élargissement de la taille moyenne des polygones et une stagnation, voire une réduction de leur densité dans le paysage.



Traitements et réalisation : Thibaut Preux, Université Rennes 2, Programme ECOFRICHE.

Figure 4.15 : Évolution de la densité et du nombre de taches de boisement spontané entre 1953, 1986 et 2015.

4.2.3.2. Les effets paysagers de l'enfrichement

À l'échelle du paysage, l'enfrichement conduit dans un premier temps à une **augmentation de la diversité du paysage**, comme en témoigne la forte augmentation de l'indice de Shannon* qui permet de mesurer l'hétérogénéité du paysage (Figure 4.16).

La déprise agricole se traduit alors par l'apparition de motifs de boisement spontané assez dispersés au sein d'une mosaïque paysagère composée de parcelles exploitées et majoritairement bordées de haies.

La diffusion de l'enfrichement entraîne dans un premier temps **une augmentation de l'hétérogénéité spatiale de la mosaïque paysagère**, par l'augmentation des surfaces de contact entre des motifs paysagers différents (forêts fermées, boisements spontanés, prairies ouvertes, cultures...).

À mesure que de nouvelles parcelles sont abandonnées, la progression du boisement spontané entraine ensuite **une homogénéisation et une fermeture progressive du paysage**.

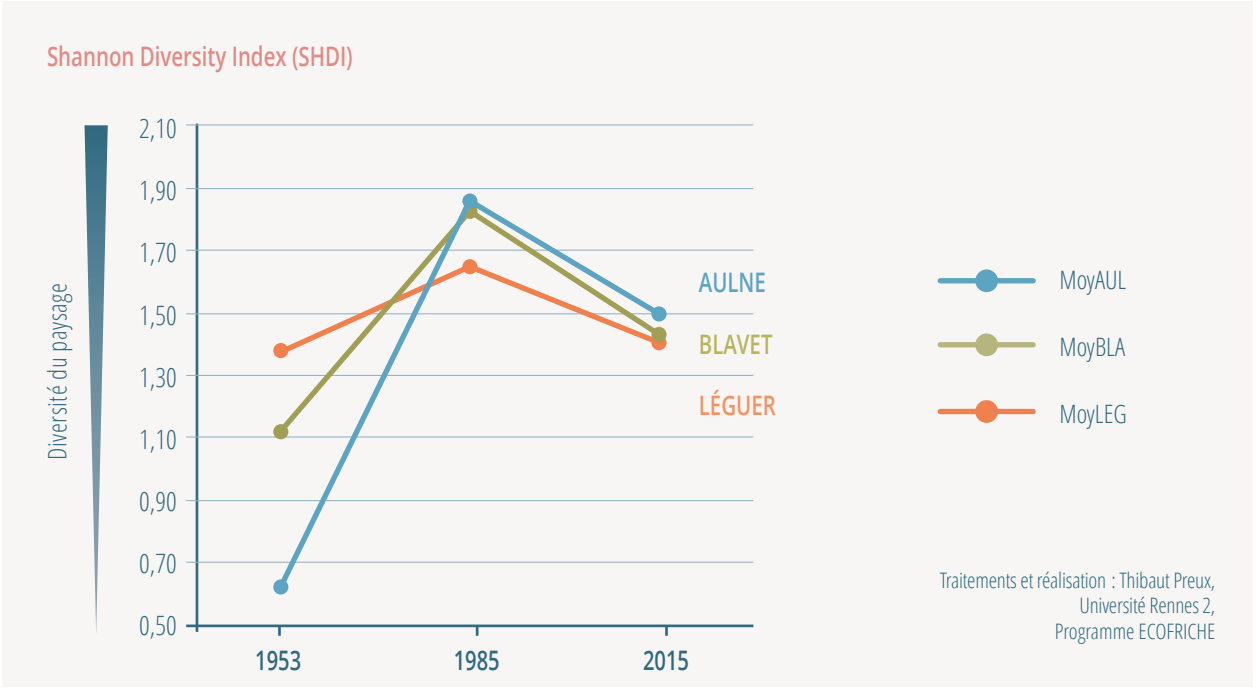


Figure 4.16 : Évolution de la diversité des paysages des sites étudiés entre 1953 et 2015, mesurée ici à travers l'évolution de l'indice de Shannon.

4.2.3.3. Caractérisation de la diversité des tâches de boisement spontané

L'étude des formes de boisement spontané nous a conduit à identifier **huit motifs élémentaires d'organisation du boisement spontané** au sein des parcelles cadastrales (Figure 4.17, A).

Entre les parcelles ne présentant aucune marque d'enfrichement (type A) et celles totalement enfrichées (type D), les types B et C identifient les stades intermédiaires apparaissant dans les successions écologiques liées à l'enfrichement (cf : partie 4.1).

Le type B regroupe les parcelles dans lesquelles le boisement spontané occupe entre 5 et 40 % de la surface totale, en distinguant les parcelles où la dynamique d'enfrichement s'opère par un **mitage de l'espace** (apparition de tâches de boisement spontané isolées au centre des parcelles, type B1), de celles où **la colonisation se fait depuis les bordures** (type B2).

Lorsque la dynamique d'enfrichement se poursuit, elle peut prendre trois formes principales :

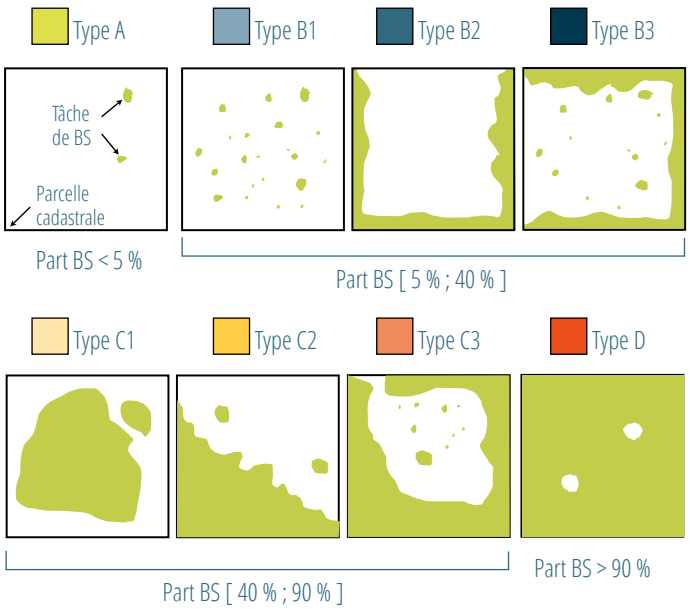
1. **l'extension des foyers initiaux de peuplement** (type C1)
2. **la colonisation par «fronts pionniers»** (type C2)
3. **la colonisation périphérique, depuis les bordures enfrichées** (type C3)

Afin de **caractériser la diversité des motifs d'enfrichement** au sein des sites étudiés, la proportion occupée par chaque type d'organisation parcellaire du boisement spontané a été calculée pour l'ensemble des sites et classée par niveau décroissant d'enfrichement (Figure 4.17, B).

Dans les sites AUL 3, AUL 2, AUL 1, BLA 1, BLA 2, BLA 3, LEG 1 et LEG 3, plus de trois quart des parcelles cadastrales sont caractérisées par une fermeture avancée du paysage. À l'inverse, les sites AUL 1, AUL 4, BLA 4, BLA 3, LEG 3, LEG 4, LEG 5 comprennent une forte proportion de parcelles entretenues, ou présentant des marques ponctuelles d'enfrichement (par mitage ou colonisation linéaire, correspondant principalement à un arrêt de l'entretien des haies).

L'analyse de la diversité des formes d'enfrichement peut servir de base de discussion pour la gestion des milieux humides. Ce type de document permettrait par exemple de cibler des sites où les premiers stades d'enfrichement sont encore majoritaires et où d'éventuels travaux de réouverture des milieux seraient plus faciles à réaliser (par exemple : soutien à l'entretien des haies dans le cas d'une colonisation périphérique majoritaire).

Ⓐ Typologie des formes parcellaires de boisement spontané



BS : Boisement spontané

Traitements et réalisation :
Thibaut Preux, Université Rennes 2, ECOFRICHE

Ⓑ Répartition des formes parcellaires de boisement spontané au sein des sites d'étude

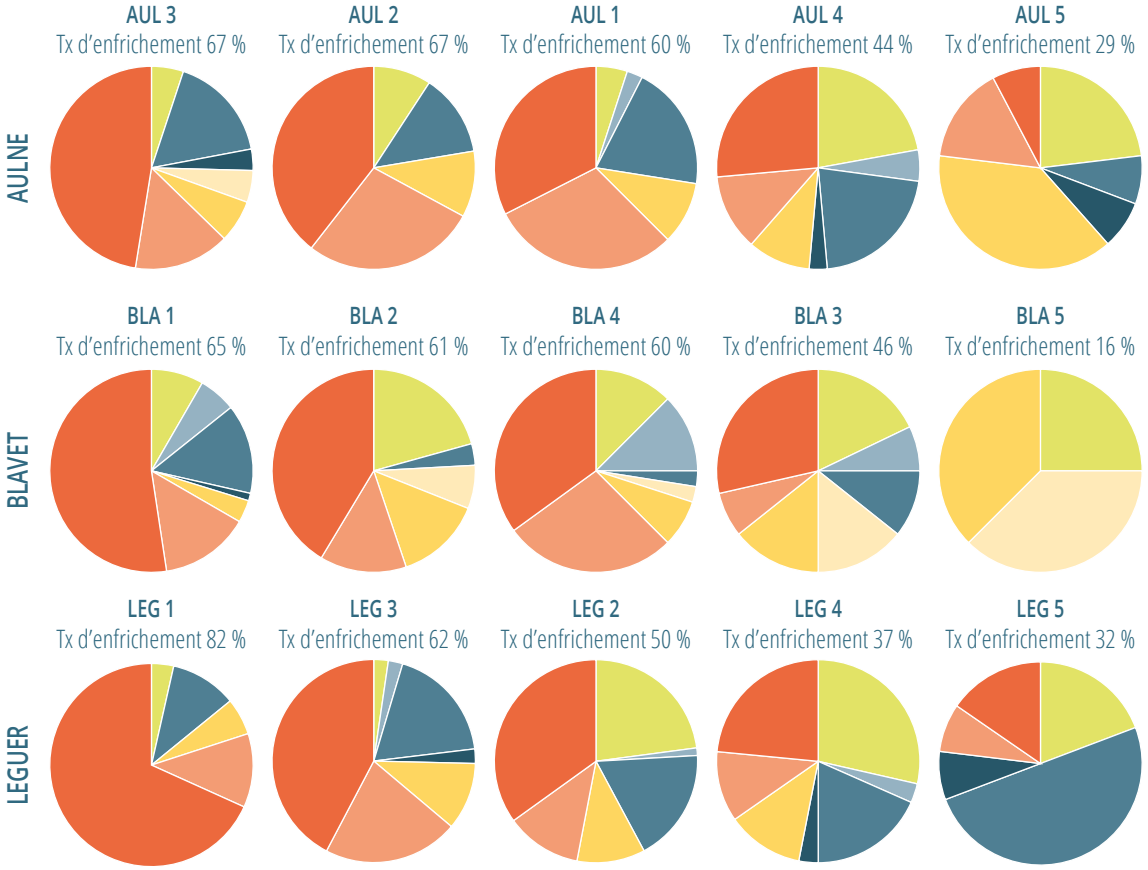


Figure 4.17 : Répartition des formes parcellaires de boisement spontané sur les différents sites d'étude.
Pour chaque site, la part occupée par chaque forme parcellaire de boisement spontané est exprimée en part du nombre total de parcelles

4.2.4. Analyse des déterminants du processus d'enfrichement

Comment expliquer cette organisation spatiale du boisement spontané ?

Où apparaît le boisement spontané et pourquoi ?

On fait ici l'hypothèse que la **dynamique d'enfrichement des zones humides est surtout contrôlée par le statut foncier de la parcelle et l'évolution des pratiques agricoles**. L'analyse attentive des cartes de la dynamique d'enfrichement souligne en effet l'importance des limites parcellaires dans l'explication du processus.

Dans l'exemple présenté ci-contre, le boisement spontané apparaît dans un premier temps sur un groupe de parcelles situé à proximité du cours d'eau (Figure 4.18). La colonisation des parcelles semble s'effectuer depuis les haies vers le centre.

Entre 1986 et 2015, de nouvelles parcelles situées au nord-ouest du site sont gagnées par le boisement spontané. En dehors de ces parcelles presque totalement enfrichées en 2016, les boisements spontanés sont peu présents dans le paysage. Autrement dit, les tâches de boisement spontané se calquent sur les limites parcellaires. L'ensemble forme une mosaïque paysagère hétérogène, composée de parcelles en déprise et de parcelles exploitées.

Pour vérifier cette hypothèse, la **cartographie de la dynamique de boisement spontané entre 1953 et 2015 a été croisée avec celle du parcellaire cadastral**.

Cartographie de la dynamique de boisement spontané

Site de Plougonver (LEG 2)

Traitements et réalisation : Thibaut Preux, Université Rennes 2
Programme ECOFRICHE

Figure 4.18 : Cartographie de la dynamique de boisement spontané entre 1953 et 2016 sur le site LEG 2 (Plougonver).

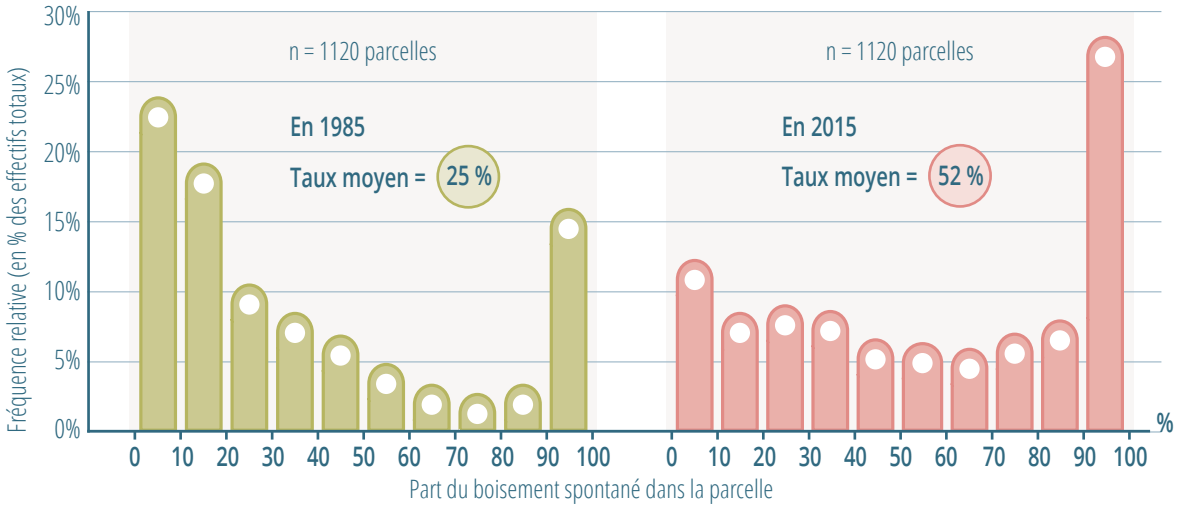
Dans cette perspective, le taux de boisement spontané a été calculé pour chaque parcelle agricole, par intersection géométrique des formes de boisement spontané et des limites des parcelles cadastrales (voir Figure 4.8, étapes 4 et 5), puis le lien entre les limites parcellaires et la dynamique de boisement spontané a été testé par l'étude de la distribution statistique du phénomène.

La distribution statistique* du taux d'enfrichement de l'ensemble des parcelles étudiées est globalement **bimodale et asymétrique** (Figure 4.19).

En 1985, 45 % des parcelles avaient un taux d'enfrichement inférieur à 20 %, tandis que 20 % des parcelles présentaient un taux d'enfrichement supérieur à 80 %. Entre ces deux situations extrêmes, la part des parcelles dont le taux d'enfrichement est compris entre 20 et 80 % est minoritaire. Cette distribution asymétrique souligne la forte relation entre les limites parcellaires et les formes de boisement spontané. Si le processus d'enfrichement était totalement aléatoire dans l'espace géographique, sa distribution statistique serait proche de la normale.

Cette analyse croisant parcellaire cadastral et dynamique de boisement spontané doit toutefois être nuancée, dans la mesure où les limites cadastrales s'appuient souvent sur des différences de milieux qui peuvent intervenir dans la dynamique de boisement spontané (par exemple : entre des zones humides et des zones sèches, entre des fonds de vallées et des versants). Par ailleurs, dans les communes non remembrées, les limites cadastrales ne correspondent pas toujours aux contours des parcelles agricoles.

Enfin, le lien entre les conditions physiques du milieu (pente, qualité des sols, hydromorphie) et l'enfrichement n'a pas été exploré ici, car les espaces «laboratoires» du programme ECOFRICHE concernaient exclusivement les zones humides de l'amont des cours d'eau, qui constituent des milieux très spécifiques marqués par de fortes contraintes agronomiques.



Comment lire ce document ? Ce document représente la distribution statistique (fréquence d'apparition) des parcelles selon leur taux de boisement spontané (par classes de même amplitude : exemple de 10 à 20 % de boisement spontané) en 1985 et 2015. Toutes les parcelles cadastrales inclues dans les 15 sites d'étude sont analysées (n=1120), à l'exception du site BLA 5 (parcelles remembrées).
Exemple de lecture : En 1985, 16 % des parcelles avaient un taux de boisement spontané supérieur à 90 %.

Traitements et réalisation : Thibaut Preux, Université Rennes 2 • Programme ECOFRICHE

Figure 4.19 : Distribution statistique des parcelles selon leur taux d'enfrichement en 1985 et 2015

A retenir

L'analyse de la dynamique d'enfrichement au sein de 15 espaces laboratoires situés dans le Centre Ouest de la Bretagne montre donc que :

- L'arrêt ou la modification des usages agricoles de l'espace est postérieur aux années 1950 et le processus d'enfrichement s'accélère après les années 1980.
- Les trajectoires d'enfrichement sont très hétérogènes d'un site à l'autre, que ce soit en termes de temporalité (intensité du processus) ou d'organisation spatiale.
- D'une manière générale, la dynamique spatiale du boisement spontané s'opère d'abord par un mitage de l'espace, qui conduit à l'augmentation de l'hétérogénéité spatiale de la mosaïque paysagère, puis par une fermeture du paysage.
- Le croisement des dynamiques paysagères et des limites parcellaires suggère un lien fort entre l'évolution des usages de l'espace (agricoles, ludiques...) et l'apparition du boisement spontané. L'articulation entre ces dimensions paysagères et socio-économiques a été explorée à travers une enquête de terrain.

Objectifs

- L'analyse des photographies aériennes a permis de reconstituer les trajectoires d'enfrichement des quinze sites d'étude et d'étudier la dimension temporelle et spatiale du processus. Il s'agit désormais d'interroger la dimension sociale de ces transformations paysagères

Questions

- Comment étaient exploitées les parcelles en zones humides avant leur abandon ?
- Pour quelles raisons des agriculteurs ont abandonné l'exploitation de certaines de leurs parcelles ?
  Les modalités d'abandon évoluent-elles avec le temps ?
- Les parcelles encore exploitées aujourd'hui sont-elles mises en valeur par des systèmes agricoles particuliers ?
  Comment sont-elles exploitées ?
- En l'absence d'exploitation agricole, d'autres formes d'usages de l'espace se développent-elles ?

Points abordés

- Revue bibliographique des déterminants socio-économiques du processus d'enfrichement.
- Reconstitution des dynamiques d'abandon des parcelles agricoles.
- Analyse des principaux facteurs explicatifs de l'enfrichement.
- Diversité des usages actuels des parcelles en zones humides.

Trajectoires socio-économiques et diversité des usages des milieux humides

5

5.1

Les DÉTERMINANTS socio-économiques de l'enfrichement : une revue bibliographique

5.1.2. Un thème de recherche peu exploré

Les représentations globalement négatives de la friche, tant dans une acception sociale (la friche comme symbole de la « fin des paysans ») qu'environnementale (la friche comme désordre écologique), ont contribué au relatif obscurcissement de l'objet et à la dispersion des recherches sur le sujet [5.0].

Un premier ensemble de publications émanant des sciences humaines et sociales (principalement en géographie, sociologie rurale et économie) met l'accent sur **la recherche des mécanismes explicatifs de l'enfrichement**, à partir d'enquêtes de terrain et d'études de cas [5.1 ; 5.2 ; 5.3 ; 5.4 ; 5.5 ; 5.6].

Dans ces études, le processus d'enfrichement est généralement appréhendé comme une traduction spatiale de l'évolution socio-économique et technique des systèmes agricoles.

D'autres travaux plus récents se sont davantage intéressés aux représentations sociales associées au processus d'enfrichement, notamment dans les paysages de fond de vallée [5.16 ; 5.17].

Un second ensemble de publications de disciplines plus proches des sciences naturelles insiste davantage sur **les effets hydrologiques, biologiques ou pédologiques des processus d'enfrichement**, sans atteindre toutefois le volume de publications en sciences humaines et sociales (Voir Partie 6, p.83).

Bien que ces deux approches soient généralement menées de manière cloisonnée, il faut souligner l'apport de plusieurs **programmes de recherche pluridisciplinaires** qui ont trouvé dans la friche un objet d'étude particulièrement fécond durant la décennie 1980-1990, en raison de la forte imbrication des problématiques écologiques et sociales (Figure 5.1). On pourra citer notamment les travaux pionniers sur l'embroussaillement des parcours réalisés dans le cadre de l'observatoire « Causses-Cévennes » [5.7 ; 5.4 ; 5.8].

Ces recherches ont généralement **pour terrain d'étude les moyennes montagnes**. Dans ces régions d'élevage extensif, l'enfrichement est un phénomène ancien car l'exode rural y a été particulièrement précoce, et touche plus particulièrement les parcours collectifs, contrairement aux régions agricoles densément peuplées de l'ouest de la France, ce qui limite les points de comparaisons avec la présente étude.

Principales publications	Nom du programme	Principaux objectifs	Disciplines impliquées
• SCEES, 1982	Ministère de l'Agriculture SCEES	Évaluation prospective de l'occupation des sols en France	Economie
• Cosanday, 1989 • Cohen, 1989 • Petit, 1989	Observatoire Causses-Cévennes CNRS	Identifier et modéliser l'ensemble des évolutions écologiques, économiques et sociales d'une région fragile Définir des règles pour une gestion écologique des milieux	Economie, Géographie, Société, Histoire
• Laurent, 1992 • Baudry et Acx, 1993 • Baudry et al., 1996	«Les conséquences écologiques de la déprise agricole» INRA SAD / CEGPN	Identifier les effets de l'enfrichement sur le fonctionnement des milieux Identifier les déterminants socio-économiques de l'enfrichement	Economie, Ecologie, Agronomie
• Jollivet, 1992 • Mathieu et al., 1996 • Cohen et al., 1998	Observatoire Méjean «Programme dynamique d'embroussaillement» CNRS	Comprendre la dimension socio-économique de l'embroussaillement des parcours dans le Causse-Méjean	Economie, Géographie, Société, Histoire
• Cohen et al., 1996 • Friedberg et al., 2000	Programme «Recréer la Nature» INRA / METE	Formaliser les interactions entre l'embroussaillement et les dynamiques sociales Proposer des pratiques de gestion adaptées pour maintenir des milieux ouverts	Géographie
• Curt et al., 2004	GIP «ECOFOR» Programme boisements naturels CEMAGREF	Identifier les successions végétales dans le cadre des boisements naturels Proposer des référentiels techniques pour gérer ces successions	Ecologie, Agronomie

Figure 5.1.Principaux programmes de recherche traitant de la dimension socio-économique de l'enfrichement en France (1980-2010)

5.1.2. La friche : un objet aux contours mal définis

Toutes les publications recensées ici insistent sur le **caractère polysémique de la friche** qui désigne tour à tour le recul de l'activité agricole, l'exode rural, mais aussi les conséquences biophysiques de ces. Plusieurs études ont donc cherché à **cerner la réalité** matérielle des processus d'enfrichement. L'absence de définition claire de la notion d'enfrichement et le caractère perfectible des inventaires nationaux d'occupation des sols rendent difficile l'évaluation de l'ampleur spatiale du processus et ne permettent pas d'en mesurer la temporalité. Catherine LAURENT montre par exemple que dans les années 1980, les surfaces estimées en friches agricoles varient de 800 000 hectares à 4 millions en France, selon les données mobilisées [5.5]. Il faut par ailleurs souligner que de nombreuses parcelles peuvent faire l'objet d'une **appropriation ponctuelle et informelle** par des ménages en dehors des modèles agricoles professionnels, ce qui brouille l'appréhension du processus d'enfrichement par les appareils statistiques traditionnels. En dépit des progrès enregistrés dans le traitement des images satellites, il n'existe à ce jour aucune évaluation des surfaces occupées par la friche agricole [5.9].

5.1.3. Le boisement spontané : un marqueur ambigu de l'évolution des systèmes agricoles

Les formes de boisement spontané sont généralement appréhendées comme un marqueur de l'évolution des systèmes agricoles. La présence de friches dans le paysage est alors interprétée comme **étant la conséquence de l'évolution du modèle agricole et de la diminution du nombre d'actifs agricoles**.

Plusieurs auteurs insistent cependant sur le **caractère ambivalent** de ces interprétations. Certaines parcelles peuvent par exemple présenter des marques ponctuelles de boisements spontanés (apparition de Ronciers ou de Saulaies* isolées) alors qu'elles conservent un rôle productif dans l'exploitation (cas des landes et des parcours collectifs par exemple).

La friche agricole constitue par ailleurs un marqueur incomplet de la déprise agricole, dans la mesure où d'autres formes d'évolution des usages des sols peuvent également témoigner d'une déprise agricole (boisements artificiels, urbanisation...).

Autrement dit, **les processus observés dans le paysage ne suffisent pas à comprendre l'intensité et les modalités de la déprise agricole**, ce qui implique de travailler sur l'utilisation de l'espace agricole et les représentations paysagères qui y sont associées.

5.1.4. Un processus non linéaire et spatialement hétérogène

L'enfrichement n'est **ni un processus linéaire dans le temps, ni un phénomène cumulatif**. Il s'agit d'un phénomène transitoire qui intègre l'ensemble des stades initiaux et successifs d'une dynamique paysagère. La notion d'abandon agricole doit donc être abordée avec beaucoup de prudence [5.10]. Jacques BAUDRY recommande par exemple l'utilisation du concept **de gradients d'abandon** [5.11], qui recouvre la diversité des usages possibles du sol : valorisation agronomique complète, abandon progressif des structures agraires (haies, murets, fossés), baisse de l'intensité d'utilisation (sous-pâturage, fauche irrégulière...) jusqu'à l'abandon total de la parcelle. Il faut par ailleurs garder à l'esprit que l'abandon d'un terrain agricole est toujours un **processus réversible**.

Pendant la Seconde Guerre Mondiale, la diminution de la main-d'œuvre agricole a par exemple entraîné une augmentation ponctuelle de la proportion d'espaces incultes, avant que la surface agricole ne progresse de nouveau pendant la décennie suivante.

Toutes les recherches portant sur le processus de boisement spontané insistent par ailleurs sur **son caractère spatialement hétérogène**, qui est bien sûr lié à la diversité des conditions mésologiques (type de sol, exposition, pente...), mais également aux systèmes de production agricole (types de production, techniques utilisées, main-d'œuvre disponible...), à la diversité de leurs caractéristiques socio-économiques (niveau d'activité, démographie) et foncières (prix du foncier, offre et demande en terres agricoles). Dans les régions agricoles où l'habitat est dispersé, cette hétérogénéité est renforcée par le fort niveau de morcellement foncier. Le boisement spontané apparaît ainsi dans le paysage par « petites touches », au gré des non-reprises d'exploitations et/ou de l'évolution des systèmes de production, composant une mosaïque paysagère complexe [5.12].

5.1.5. L'explication du processus d'enfrichement implique de prendre en compte la diversité des modes d'utilisation de l'espace agricole

Le territoire agricole est généralement appréhendé à travers le prisme du **groupe social de l'agriculture professionnelle** associé au modèle technico-économique dominant (exploitations à deux UTA*, techniquement modernisées et insérées dans les réseaux des industries agro-alimentaires...). Ce « prisme déformant » naît de la vocation hégémonique de ce groupe social, dont le poids économique, social et foncier a pu faire apparaître comme secondaires les formes d'activités agricoles qui lui échappaient.

De **nombreuses autres formes d'exercice de l'agriculture** existent pourtant en dehors de ce modèle dominant (agriculture de loisirs, double-activité, agriculteurs retraités conservant quelques parcelles de subsistance) et cohabitent avec **d'autres usages non-agricoles de l'espace rural** (exploitation forestière, chasse...) (Figure 5.2). Ces formes atypiques ont démontré une capacité à se reproduire en conservant leurs spécificités, comme en témoigne le maintien d'une forte hétérogénéité structurelle des exploitations dans l'ouest de la France. Ces exploitations peuvent justement trouver dans les parcelles délaissées par l'agriculture professionnelle un accès au foncier agricole leur permettant d'assurer leur subsistance.

Ces ménages agricoles « atypiques » peuvent contribuer à **la gestion des paysages agricoles**, en conservant par exemple des systèmes herbagers reposant sur la valorisation du travail et de faibles investissements techniques.

Dans sa thèse portant sur l'analyse du processus de déprise agricole en Basse-Normandie, Catherine LAURENT montre qu'il existe un écart important entre les prévisions d'enfrichement et la faible part réellement occupée par les friches dans le paysage agricole. Cet écart s'explique selon elle par le fait qu'une partie des parcelles délaissées par l'agriculture professionnelle est remobilisée dans le cadre de systèmes agricoles « atypiques » [5.5].

Les déterminants socio-économiques de l'enfrichement ne peuvent donc être appréhendés qu'en tenant compte de **la diversité des modes d'utilisation de l'espace agricole**. Dans cette perspective, les approches spatialisées présentent un intérêt particulier car elles permettent **d'articuler une analyse des formes paysagères avec les pratiques agricoles qui les produisent**.

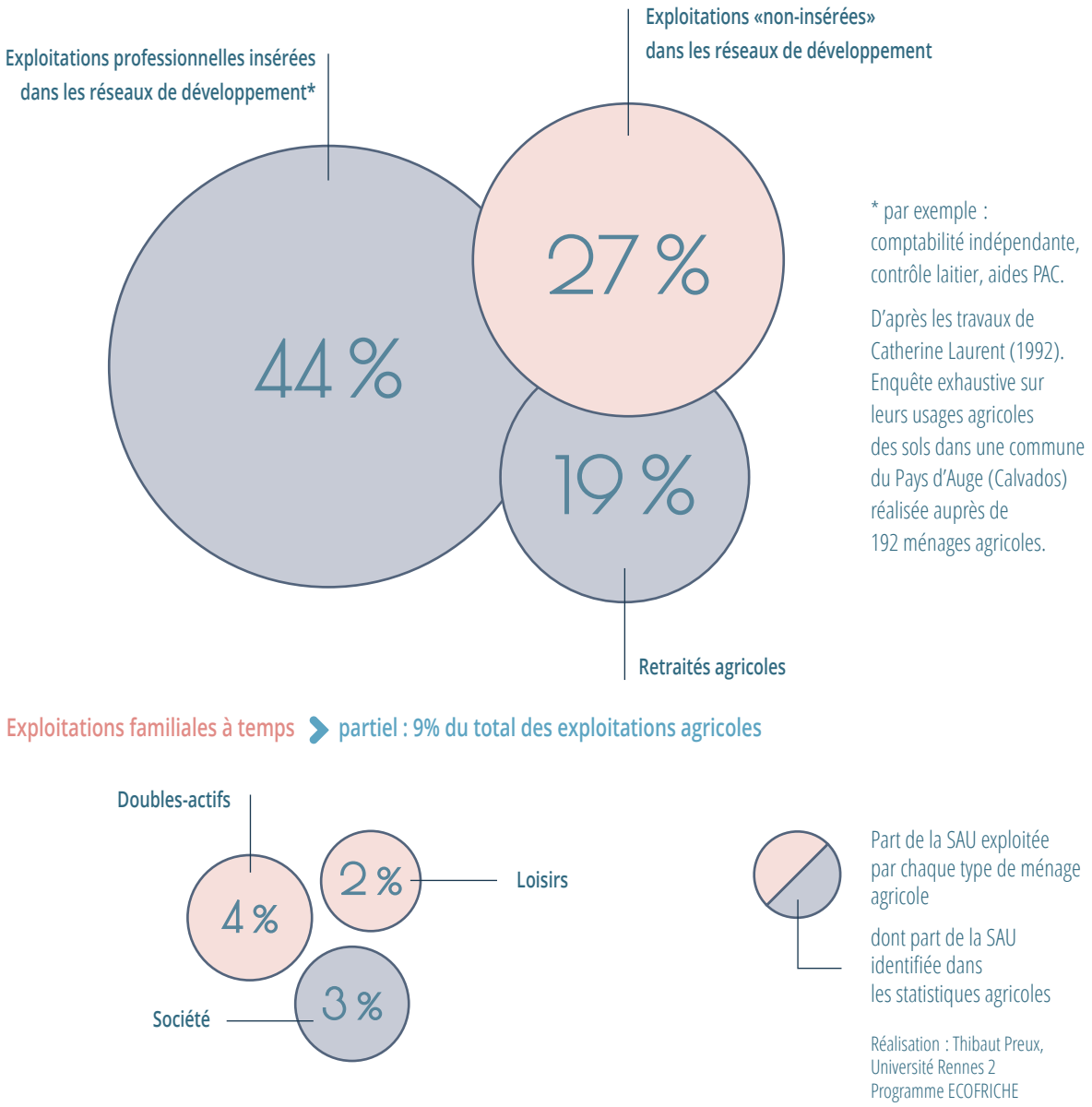


Figure 5.2. Panorama de la diversité des ménages agricoles utilisant au moins une parcelle agricole dans huit communes du Pays d'Auge (Calvados). Les formes « professionnelles » d'agriculture ne représentent que 46 % de la SAU, alors que les ménages non insérés dans les réseaux professionnels exploitent un tiers de la SAU, et que les fermes à temps partiel occupent 6% du territoire agricole

5.2

Une enquête de terrain par jurys communaux : méthodologie de l'enquête

Entre septembre et décembre 2018, six zones d'étude ont été enquêtées dans six communes afin de mieux comprendre les mécanismes conduisant à l'abandon par les agriculteurs des parcelles situées en milieux humides. L'enquête s'est déroulée sous la forme de jurys communaux, qui ont permis de reconstituer les trajectoires agricoles, foncières et paysagères des parcelles enquêtées, complétés d'entretiens individuels avec des agriculteurs exploitants et retraités afin d'enrichir l'analyse des données.

5.2.1. Sélection des 6 sites enquêtés

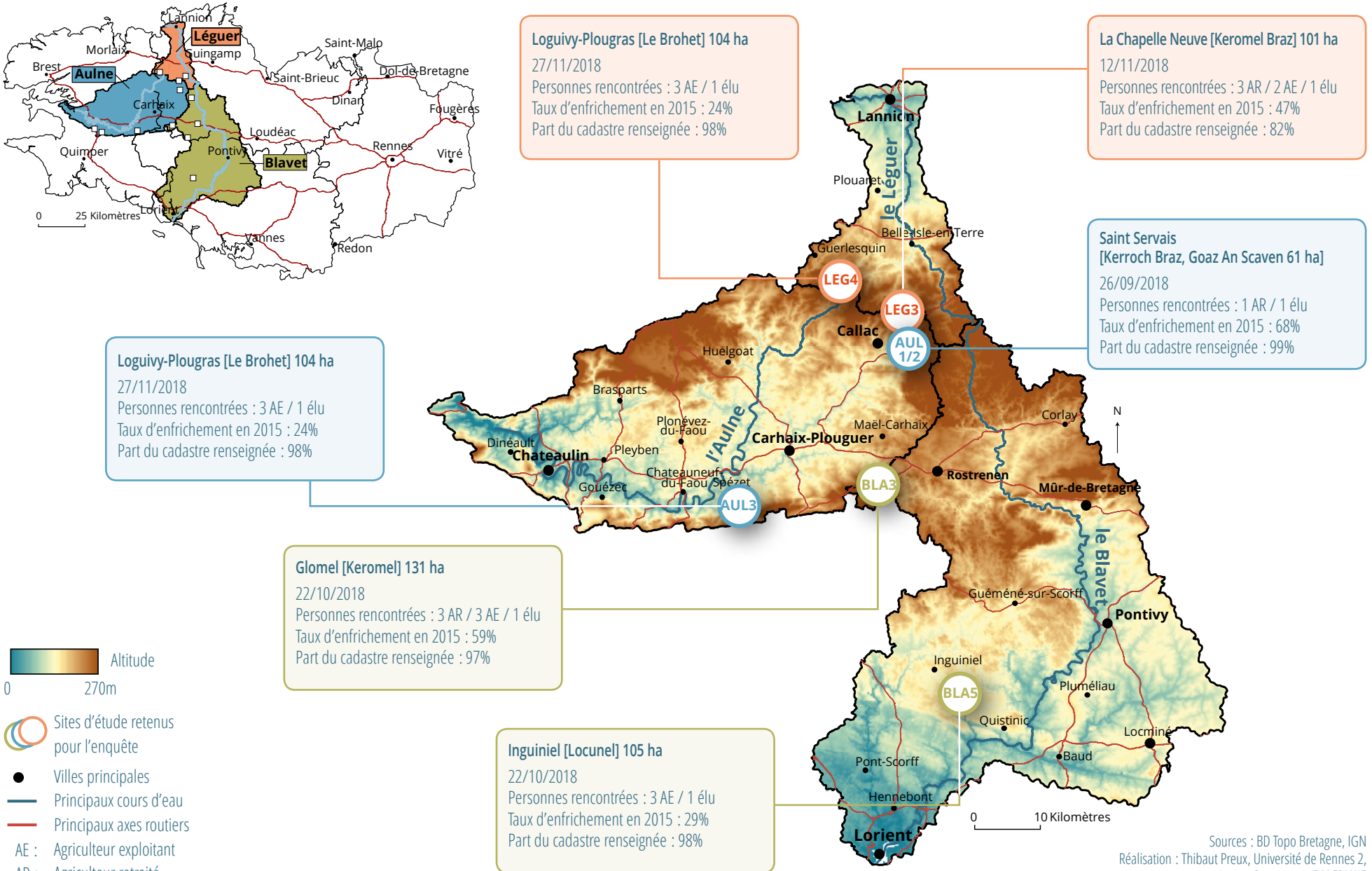
Les enquêtes ont été menées **dans 6 des 15 sites «laboratoires» sélectionnés pour l'étude de la dynamique d'enfrichement à l'échelle locale** (voir p.39 pour la présentation détaillée de ces sites et p.41 pour la méthode utilisée pour les délimiter).

Les sites sélectionnés présentent une diversité de trajectoires d'enfrichement et de configurations agricoles (type de productions agricoles, configuration foncière, taille des exploitations...), susceptibles d'enrichir l'analyse comparative (Figure 5.3). Par ailleurs, une attention particulière a été accordée à la présence de personnes relais sur le terrain (élus, agriculteurs exploitants, retraités), de nature à favoriser le bon déroulement de l'enquête, effectuée dans des délais courts.

5.2.2. Organisation et déroulement des jurys communaux

En sciences sociales, les **jurys communaux** sont généralement utilisés pour recueillir des informations quantitatives sur des thématiques non couvertes par les bases de données statistiques nationales existantes, ou dont la mise à jour est trop ancienne [5.12]. Il s'agit de réunir quelques personnes, sélectionnées en raison de leur connaissance particulière d'un sujet afin de collecter des informations sur une thématique précise. Si ce type d'enquête ne permet pas d'explorer finement les comportements ou les représentations des individus, il se révèle tout à fait **adapté à la collecte d'informations factuelles** (principales caractéristiques des systèmes agricoles d'une commune par exemple), en limitant le temps consacré à l'acquisition des données [5.13].

La composition des jurys communaux a fait l'objet d'une discussion avec les élus contactés préalablement. L'objectif était de **réunir la majorité**



Sources : BD Topo Bretagne, IGN
Réalisation : Thibaut Preux, Université de Rennes 2, Programme ECOFRICHE

Figure 5.3. Présentation des 6 sites enquêtés (date des jurys communaux, nombre de personnes rencontrées, taux d'enfrichement et part des surfaces cadastrales renseignée à l'issue de l'enquête).

des propriétaires et exploitants actuels des parcelles concernées par l'enquête, ainsi que **des témoins de l'évolution paysagère et agricole de ces zones**. Les retraités agricoles ont été particulièrement recherchés, ainsi que des chasseurs et pêcheurs dont la connaissance « intime » du terrain pouvait apporter des éléments enrichissants pour l'enquête. Sans rechercher une hypothétique représentativité de l'ensemble des propriétaires et des exploitants des parcelles concernées, l'intérêt de convier des personnes aux profils différents était de favoriser des éclairages croisés et complémentaires sur l'histoire des zones étudiées.

Les réunions se sont déroulées dans les mairies des communes concernées par l'enquête, en présence du maire ou d'un de ses adjoints. La participation aux jurys communaux a été variable selon les terrains enquêtés : entre 2 et 11 personnes ont pris part à l'enquête, en fonction de la disponibilité des agriculteurs exploitants et des élus.

Après avoir présenté les objectifs du programme, les personnes présentes étaient invitées à faire figurer le nom des propriétaires et des exploitants actuels de chacune des parcelles sur un orthophotoplan cadastral* (Figure 5.4). Une fois ce travail d'inventaire réalisé, l'histoire de chacune de ces parcelles a été retracée, en portant une attention particulière aux parcelles abandonnées (date, contexte d'abandon, présence ou non d'usages alternatifs, etc). Un troisième temps d'enquête a permis aux participants d'exprimer leur perception plus générale du processus d'enfrichement et d'envisager l'évolution de l'agriculture et des paysages locaux.

Figure 5.4. Exemple de support utilisé pour l'enquête : plan cadastral sur fond orthophotographique au format poster A0, à Spézet (AUL3).

Dans les faits, ces trois étapes ne se sont pas succédées de manière linéaire ; le repérage des propriétaires sur le plan cadastral étant propice aux apartés sur l'histoire des parcelles et des exploitants qui s'y sont succédés. Les participants se sont généralement impliqués dans ce travail de repérage en adoptant une posture « d'informateur ».

5.2.3. Des entretiens individuels complémentaires

Huit entretiens individuels complémentaires ont été réalisés auprès de personnes absentes lors des jurys communaux, mais qui pouvaient jouer un rôle clé dans les trajectoires d'enfrichement des sites étudiés. Ces entretiens individuels ont été l'occasion d'approfondir des points qui ne pouvaient être abordés lors des réunions collectives, touchant par exemple à l'intégration des parcelles au fonctionnement des exploitations agricoles, ou à la représentation des enquêtés du processus d'enfrichement. Ils ont également permis d'effectuer un contrôle croisé avec les informations recueillies lors des jurys communaux, afin de s'assurer de l'exactitude des renseignements fournis.

Ces entretiens se sont généralement déroulés au domicile des personnes interrogées, en s'appuyant sur le même protocole que les jurys communaux.

5.2.4. Informations recueillies et traitements effectués

Après accord des participants, les jurys communaux ont été intégralement **enregistrés** afin de pouvoir réaliser une **retranscription littérale de l'ensemble des échanges tenus**. Ces retranscriptions forment un matériel de recherche conséquent, avec environ 13 heures d'enregistrement et 250 pages de retranscriptions. Elles permettent de proposer une interprétation générale des échanges, d'explorer des thèmes précis directement liés à l'étude (dates et modalités d'abandon des parcelles, par exemple), de recouper les informations recueillies lors de l'enquête et de s'assurer de leur validité.

L'enquête a permis d'identifier les **principales caractéristiques des parcelles** des sites d'étude et de **reconstituer leurs trajectoires foncières et agricoles** (dates et motifs d'abandon, usages passés et actuels, etc.) (Figure 5.5). Lorsque ces informations n'étaient pas connues des participants aux jurys communaux, elles ont été recueillies au sein du cadastre municipal (informations foncières) ou du registre parcellaire graphique (informations agricoles).

Ce travail croisé a permis de reconstituer le statut foncier de 94 % des parcelles cadastrales enquêtées. Les items relatifs à la dynamique d'enfrichement ont été complétés à hauteur de 80 % en moyenne.

Les informations recueillies ont été implémentées dans un Système d'Information Géographique contenant les parcelles cadastrales, afin de pouvoir cartographier les informations relevées.

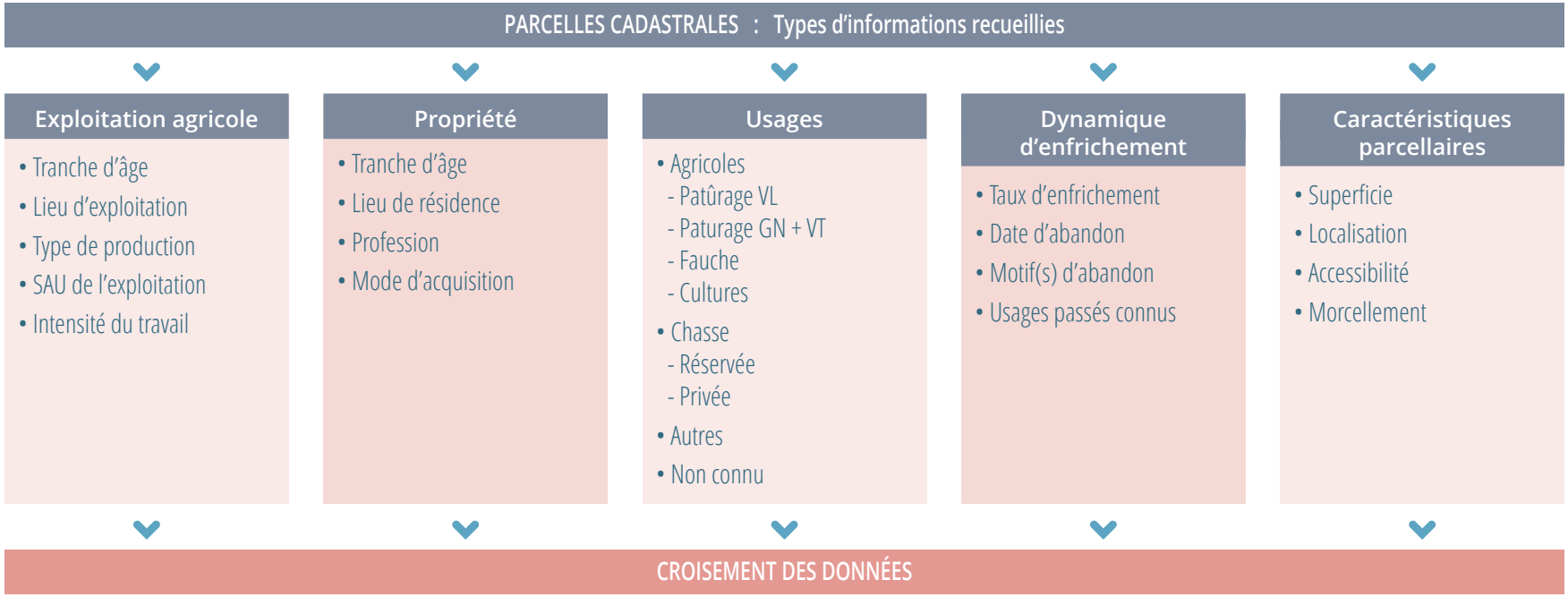


Figure 5.5. Types d'informations recueillies sur les parcelles cadastrales

5.3

De l'exploitation vers la friche : RECONSTITUTION de la dynamique d'abandon des parcelles agricoles

5.3.1. Entre 1945 et 1960 : des prairies humides intégrées aux systèmes de polyculture-élevage

Entre la fin de la Seconde Guerre Mondiale et les prémices de l'intensification agricole, les parcelles humides des six terrains étudiés faisaient l'objet d'une exploitation régulière conduisant au prélèvement de nombreuses ressources (fourrage, litière, bois...) par des techniques manuelles. Il s'agissait d'un modèle d'utilisation du milieu associant forte intensité de travail, faible mécanisation et maîtrise hydraulique.

À l'époque, les prairies humides étaient d'ailleurs particulièrement recherchées, comme le souligne par exemple Jean V.*, agriculteur retraité de 86 ans à Spézet :
« La richesse d'une ferme, c'était les prés. Dans une ferme tout ce qu'il fallait, c'était de la prairie, de la lande et du bois...C'était tout ce qu'il fallait ! ».

Bien exploitées, ces prairies permettaient de réaliser une première coupe d'herbe au printemps, une coupe de foin en été et une troisième coupe d'herbe en septembre. Les ajoncs et la lande constituaient une ressource précieuse pour l'alimentation des chevaux, présents dans la plupart des exploitations de l'époque. Les joncs pouvaient servir ponctuellement de litière pour les animaux :
« Avant on faisait du foin là-dedans, on coupait de l'herbe, on mettait de l'eau sur les prairies. Tout ça c'était bien entretenu. On coupait le bois tous les neuf ans, parce que c'était dans le bail rural. C'était la mode puisque de ce temps-là, y'avait pas d'électricité, ni rien...Donc on avait besoin de bois ! » [René G., agriculteur retraité de 86 ans à Saint Servais].

Cette exploitation était réalisée à partir de **techniques manuelles ou reposant sur la traction animale**, ce qui les rendaient compatibles avec l'exploitation de terrains peu portants, comme l'illustre par exemple Robert S., agriculteur retraité à La Chapelle Neuve :
« C'était coupé à la faux. Parce qu'il n'y avait aucun tracteur dans le coin. Et quand il y avait besoin, on était à dix dans le champ pour couper ! Il fallait sortir tout le foin à la main parce que ce n'était pas portant. Tout ça reposait sur une forte entraide entre paysans. »

La mise en valeur de ces milieux s'appuyait également sur **une large palette de techniques hydrauliques**. Des systèmes de rigoles, permettant d'évacuer l'excédent hydrique en fin d'hiver, étaient utilisés pour inonder les prairies au printemps, afin d'accélérer la pousse de l'herbe. Ces rigoles étaient creusées à l'aide d'outils spécifiques, comme l'explique Jean V. à Spézet :
« On barrait [le ruisseau] et on faisait des saignées pour arroser la parcelle. On arrosait les prairies et l'herbe poussait beaucoup plus vite. On s'y mettait à toute la famille, hein ! »
Ces aménagements étaient gérés collectivement, afin de répartir les droits d'accès à l'eau entre les exploitants agricoles.

La mise en valeur de ces zones était donc étroitement liée à la présence d'une main-d'œuvre abondante et bon marché qui permettait de maîtriser finement l'espace agricole, au prix de techniques manuelles harassantes.

* Afin de préserver leur anonymat, le nom et prénom des personnes enquêtées ont été modifiés

L'exploitation des prairies humides au Brohet,
à Loguivy-Plougras : le récit d'une agricultrice retraitée

« Avant l'arrivée des tracteurs, la pression démographique était beaucoup plus forte au village. On comptait jusqu'à sept fermes sur le hameau, alors qu'il n'y en a plus qu'une aujourd'hui. Toutes les ressources disponibles étaient exploitées. Les fougères sur les talus étaient ramassées par les enfants, le bois était systématiquement prélevé, l'ajonc coupé et broyé pour nourrir les chevaux, les pommes récoltées pour le cidre, l'herbe fraîche cueillie dans les fossés pour les génisses.

Cette exploitation très minutieuse de l'environnement était assurée dans un cadre familial, associant trois générations sous un même toit, et reposait sur la traction animale (5-6 chevaux sur la ferme) qui permettait d'accéder à tous types de milieux. Les travaux collectifs étaient très fréquents et l'entraide permanente. Les besoins en bois étaient beaucoup plus importants qu'aujourd'hui (cuisson des aliments pour les animaux dans des chaudières, cuisson au feu de bois, cheminées et poêles). »

Archives départementales du Finistère, 2 Fi 303/721.

5.3.2. De l'arrivée des tracteurs à la suppression des quotas laitiers : dynamique générale de l'enfrichement

L'apparition de nouveaux engins agricoles semble coïncider avec **une première vague d'abandon de parcelles**, allant du début des années 1960 à la fin des années 1970 (Figure 5.6). L'arrivée des tracteurs dans les fermes constitue un point de repère auquel se réfèrent très fréquemment les agriculteurs retraités pour expliquer l'abandon des parcelles. Lorsqu'on l'interroge sur le moment de l'arrêt de l'exploitation des prairies, ce retraité agricole à Spézet nous répond spontanément : *« Quand les tracteurs sont venus ! »*.

Comme le souligne René G., le processus de substitution de la traction animale par la traction mécanique a été très rapide : *« C'est venu très vite. J'ai l'impression que ça s'est fait en quelques mois. Moi j'ai eu mon premier tracteur en 1959. Mais après c'est venu très vite...et les chevaux ont été éliminés.*
[Enquêteur] Et là vous ne pouviez plus rentrer avec les tracteurs ?
[René G.] Ah ben non, c'est pour ça qu'on a abandonné ces parcelles. Du jour au lendemain, ces parcelles-là ont été abandonnées, et sans regret à l'époque. J'avais une jolie petite prairie dans la vallée là, y'avait de l'herbe. Maintenant, impossible de rentrer dedans ! »

Le passage de la traction animale à la traction mécanique a redessiné les contours de l'espace agricole, comme l'exprime par exemple cet ancien agriculteur à Saint Servais : *« là où le tracteur ne pouvait pas aller, ça a été laissé et c'est en friche ! »*.
Ce tri « sélectif » entre les parcelles mécanisables a conduit les agriculteurs à réviser la manière dont ils considèrent les prairies humides : *« c'est peut-être justement ça le problème ! Les chevaux ne restaient pas plantés, tandis que les tracteurs... »*.

L'appréhension de l'espace agricole a également été modifiée par les opérations de remembrement qui ont amélioré les conditions d'exploitation et permis de se séparer des prairies les moins intéressantes, le plus souvent exclues des opérations d'aménagement foncier. Ayant connu un remembrement sur leur territoire, des exploitants rencontrés à Inguiniel nous ont confié *« qu'avec le remembrement on a fait de belles parcelles, donc bon ben après tu ne t'emmerdes pas à faucher dans les bas-fonds ! Une fois que tu as de belles parcelles faciles à travailler, tu te dis 'c'est bon quoi je ne vais pas passer mon temps dans ces prairies de fond de vallée !' Le remembrement a eu cet aspect positif là. Tu fais de belles parcelles et puis après, les autres tu les laisses »*.

Si la dynamique d'enfrichement semble se ralentir avec le temps, les abandons de parcelles agricoles sont désormais davantage motivés **par l'agrandissement des exploitations**, qui s'accélère à partir des années 1980, avec l'entrée en vigueur des quotas laitiers puis des aides directes en 1992. L'adossement des quotas laitiers au foncier agricole a incité les agriculteurs à reprendre des parcelles parfois peu intéressantes d'un point de vue agronomique, comme en témoigne Gilles L., éleveur laitier de 39 ans à Loguivy-Plougras lorsqu'il évoque l'évolution de son exploitation :

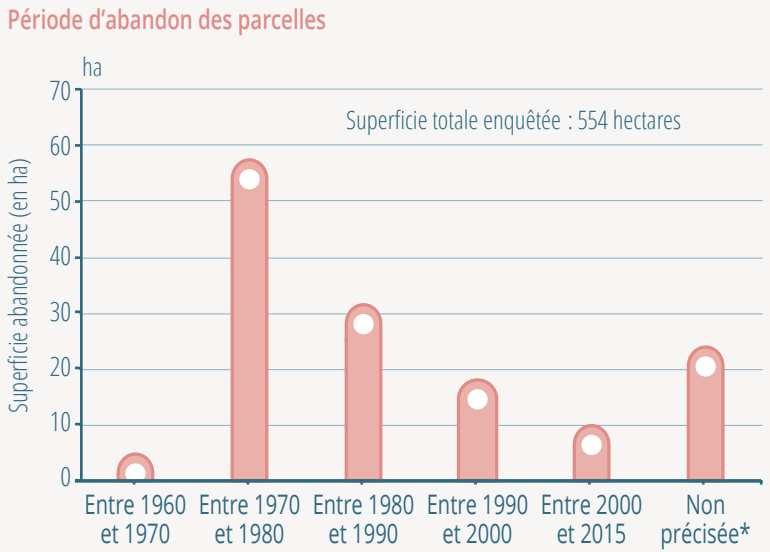
« À l'époque (au début des années 2000), le moindre 30 ares qui était laissé, c'était du quota qui se barrait. Donc on reprenait…On a repris des choses pas toujours très avantageuses du point de vue agricole, mais c'était pour…Disons que celui qui voulait se développer un peu n'avait pas le choix ».

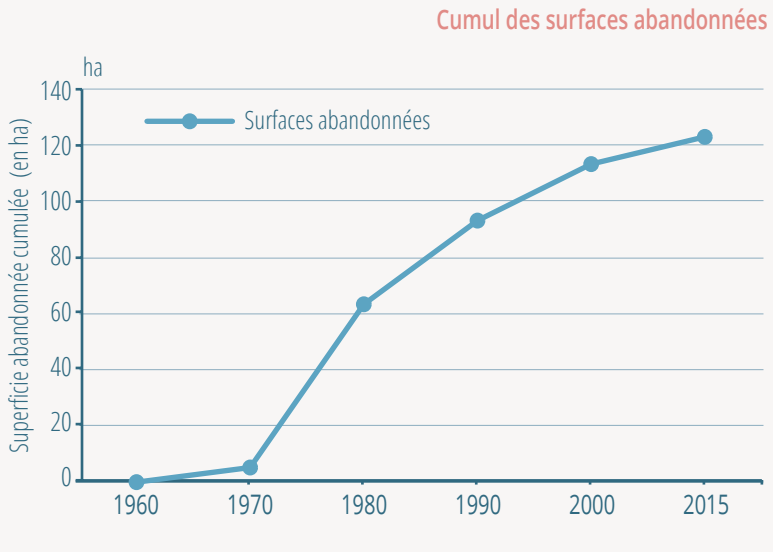
La diminution du nombre d'exploitations agricoles, la concentration de la production et l'augmentation de la productivité et de la charge de travail conduisent à une déprise qui s'opère par « petites touches ». Les prairies sont alors entretenues plus épisodiquement, le cheptel n'est plus sorti aussi régulièrement, essentiellement en été et selon la charge de travail de l'exploitant. Comme le constate Emmanuel L., agriculteur à Loguivy-Plougras :

« On a des fermes qui sont de plus en plus grandes. Tout le monde est arrivé avec de grosses fermes. Le problème est là. Les gens n'ont plus beaucoup… enfin, les gens commencent à abandonner quoi. Et puis nous, on vieillit aussi. Donc les deux, taille et âge font que ces choses-là sautent les premières. Par petits bouts ».

Le parcellaire d'exploitation devient « élastique » et varie selon les conditions climatiques (sécheresse estivale un peu trop prononcée par exemple) ou d'exploitation (stock fourrager critique, présence temporaire d'une aide familiale). Les parcelles difficiles à exploiter peuvent ainsi réintégrer ponctuellement le parcellaire d'exploitation, avant d'en ressortir l'année suivante.

L'analyse des **transferts d'usages des sols sur la période 1950-2016** montre que la majorité des cas d'abandon d'usages agricoles est liée à l'arrêt d'exploitation par des agriculteurs (Figure 5.7). Il convient de noter la part relativement importante des boisements artificiels dans les dynamiques de changements d'usages des sols agricoles, essentiellement sur la période 1960-1980, ce qui correspond à la mise en œuvre de la politique régionale de soutien au reboisement.





Traitements et réalisation : Thibaut Preux, Université Rennes 2, ECOFRICHE
Sources : Enquête de terrain Septembre-Décembre 2018

Figure 5.6. Répartition des surfaces agricoles abandonnées selon la date d'abandon

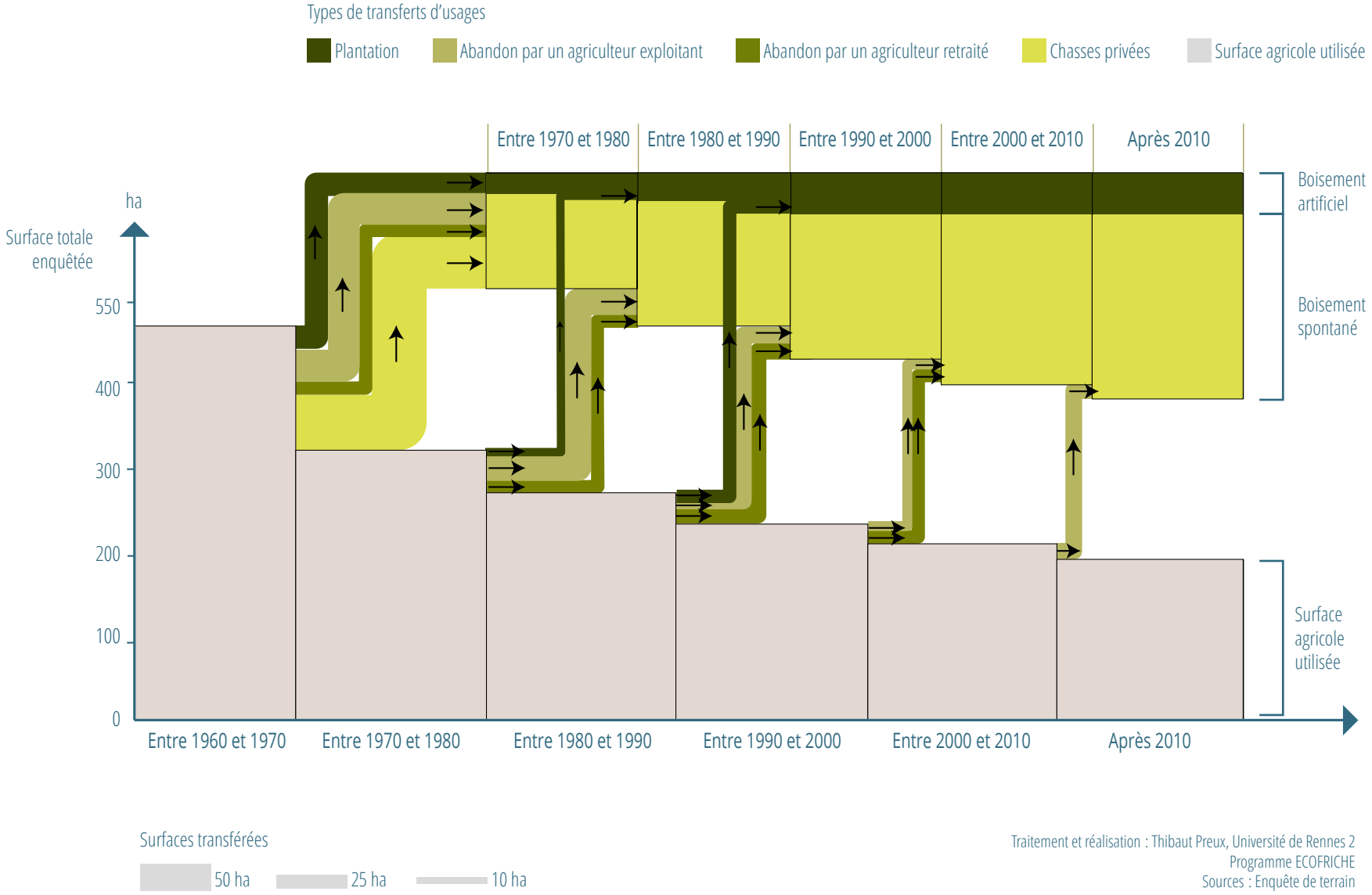


Figure 5.7 : Les transferts d'usages des sols entre 1956 et 2016 (Terres agricoles > Surfaces boisées)

5.4

Les facteurs EXPLICATIFS des changements récents

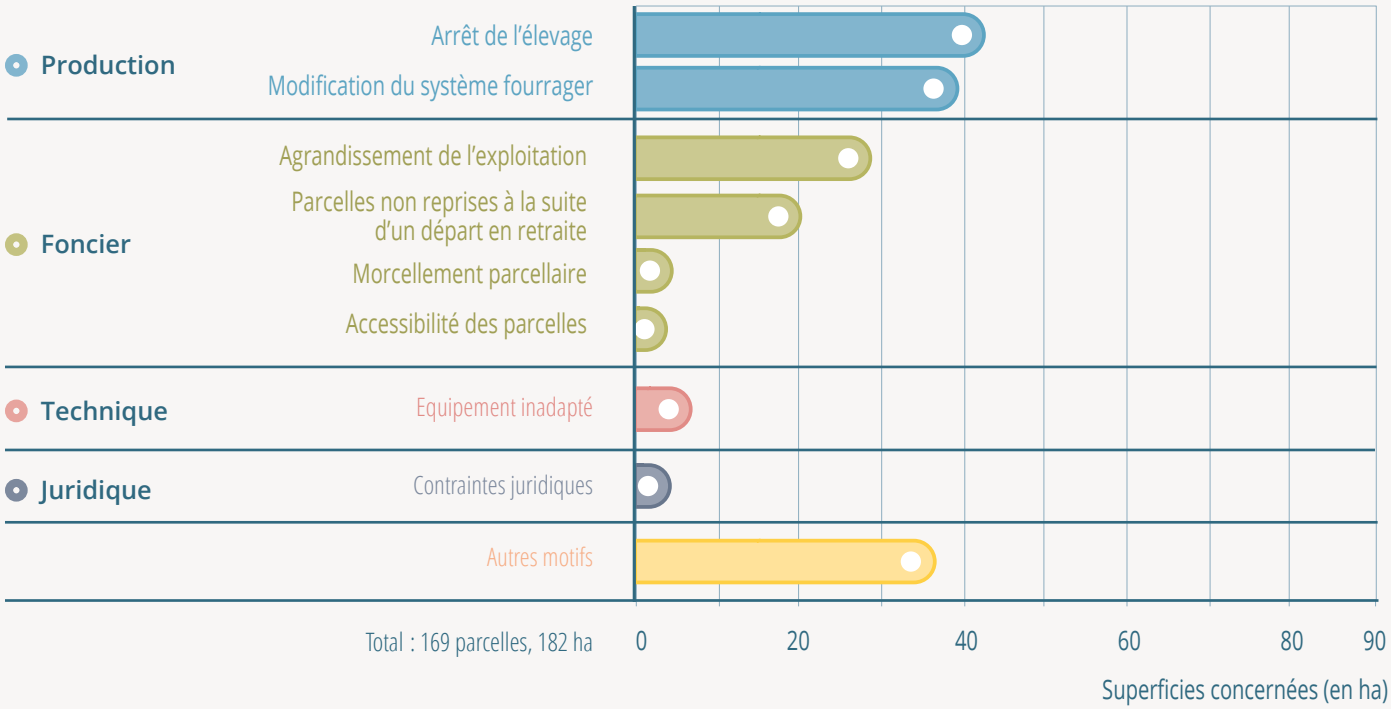
Derrière cette évolution assez linéaire des paysages agricoles, quels sont les raisons qui ont poussé les agriculteurs à abandonner progressivement leurs parcelles ?

Ces facteurs explicatifs évoluent t'ils avec le temps ?

Il s'agit désormais de distinguer les principaux facteurs explicatifs de l'abandon des parcelles agricoles, en s'appuyant sur les résultats de l'enquête (Figure 5.8).

Motifs d'abandon

(pour les parcelles abandonnées entre 1950 et 2015)



Traitements et réalisation : Thibaut Preux,
Université Rennes 2, ECOFRICHE

Figure 5.8. Motifs mis en avant par les enquêtés pour expliquer l'abandon d'une parcelle agricole. Le premier motif spontanément évoqué a été repris. Seules les parcelles enfrichées sont étudiées ici

5.4.1. Agrandissement des exploitations agricoles et intensification du travail

Jusqu'aux années 1980, la pression démographique reste assez forte et pèse sur le marché foncier. **Les parcelles cultivables sont particulièrement recherchées** car elles permettent d'intensifier la production fourragère, par le développement de la culture de la prairie artificielle et du maïs fourrager. Lorsqu'elles sont reprises, ces parcelles permettent aux agriculteurs de se séparer progressivement des prairies humides difficiles à exploiter :

« Je me rappelle, mes parents avaient récupéré les terres à Michel au début des années 1980. Quand tu récupères des terres ailleurs, tu as assez pour ne plus t'embêter avec ce genre de machins là (les prairies humides) [Enquêteur] Donc c'est après l'agrandissement de l'exploitation que ces parcelles ont été abandonnées ? [Luc L.] Oui, sûrement oui. Sûrement. Je me souviens, ils disaient : 'bon ben comme on a de bons terrains pour faire des cultures, on va plus s'emmerder avec ça !'» [Luc L., éleveur laitier de 46 ans à Inguiniel].

À partir des années 1980, l'agrandissement des fermes s'accélère en Bretagne, sous l'effet conjugué de la restructuration laitière et des évolutions de la PAC. Lorsqu'elle s'opère sans accroissement du collectif de travail, cette expansion foncière **conduit à un alourdissement considérable de la charge de travail de l'exploitant, partiellement compensé par des gains de productivité** (mécanisation de la production, simplification des assolements).

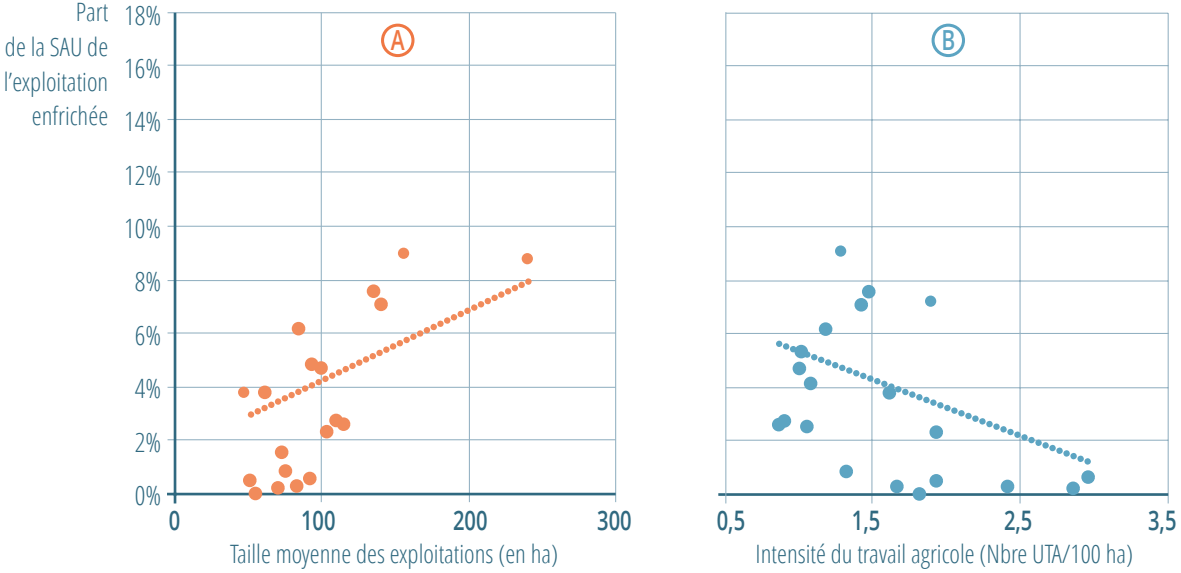
Les tâches les moins rentables, telles que l'entretien des haies ou l'exploitation des prairies humides, sont progressivement délaissées comme l'illustre Gilles L., agriculteur à Loguivy-Plougras :

« Il y a 25 ou 30 ans on pouvait trouver de la main d'œuvre à tarif raisonnable pour aller faire des clôtures ou du bois. Aujourd'hui, notre agriculture ne nous permet pas de payer du personnel pour faire ça. Donc si on ne peut pas aller avec de la mécanisation, ça s'enfriche. Tout simplement. »

Sabine L. et Monique D., agricultrices à Spézet vont dans le même sens :

[Sabine] « On baisse les bras...on baisse les bras ! Tout le monde fait plus de 60 heures par semaine...On est décalés par rapport au reste de la société. Et y'a un moment où... » [Monique] « On sature. On n'a pas de temps, on a pas les moyens... les moyens humains, les moyens financiers pour entretenir des terres comme ça qui ne porteront pas de fruits. »

L'analyse des relations entre la taille des exploitations, la productivité physique du travail agricole et le taux d'enfrichement des exploitations semble confirmer cette hypothèse (Figure 5.9).



Traitements et réalisation : Thibaut Preux, Université Rennes 2, ECOFRICHE
Source : Enquête de terrain (sept-déc. 2019)

Figure 5.9. Rapport entre la taille moyenne des exploitations **(A)**, l'intensité du travail agricole **(B)** et le taux d'enfrichement sur l'exploitation agricole. Échantillon : ensemble des exploitations utilisant au moins une parcelle dans un des sites étudiés

5.4.2. Deux moments clés pour l'enfrichement : les cessations d'activité et les changements de production

La fin de carrière des exploitants constitue une période particulièrement sensible à l'abandon de parcelles agricoles. En moyenne en France, en 2015, sur 100 hectares de terres agricoles libérées à la suite d'une cessation d'activité, 10 hectares sont urbanisés, 40 hectares sont destinés à l'installation d'un agriculteur et 50 hectares sont repris pour l'agrandissement d'exploitations existantes, selon la FNSAFER*.

Avec la diminution de la pression foncière, les repreneurs se montrent désormais plus sélectifs et n'hésitent pas à exclure les parcelles éloignées de leur siège d'exploitation, peu accessibles, morcelées ou difficiles à travailler. Lorsque l'exploitation est reprise entièrement, les repreneurs laissent fréquemment de côté les parcelles les plus difficiles à travailler.

L'exemple évoqué par Paul L., agriculteur retraité à La Chapelle Neuve, illustre cette forme de tri sélectif opéré lors des reprises-successions. Lorsqu'il cesse son activité en 1993, Paul L. ne trouve pas de successeur. Un voisin se porte acquéreur de la ferme pour s'agrandir. Ce dernier exclut néanmoins du lot trois prairies humides en bord de cours d'eau, afin de concentrer le pâturage autour de sa stabulation, dans un système laitier intensif reposant principalement sur l'ensilage du maïs fourrager et des prairies temporaires. Ne trouvant pas de repreneur pour ces parcelles isolées, l'agriculteur retraité fait le choix d'en boiser une partie, laissant le solde à l'état de friche.

Cet échange avec un agriculteur exploitant à Spézet, à propos d'un ensemble de prairies humides qu'il a repris en 2002 va dans le même sens :
« [Enquêteur] D'accord, et donc c'est à ce moment-là que vous avez acheté ces nouvelles parcelles ? [Christophe G.] Ça a été acheté avec d'autres. C'était un lot. Donc il fallait les prendre ! [Sandrine N.] C'est un monsieur qui partait en retraite. [Christophe G.] Ah oui, oui ! Celle-là est labourable, mais celle-là ne l'est pas ! Donc j'ai planté… [Enquêteur] Donc en fait, vous avez repris des lots et vous avez gardé ce qui pouvait être exploitable dans votre système ? [Christophe G.] Oui, c'est ça. Ce qui était exploitable, on gardait. Et ce qui n'était pas exploitable, c'est resté en friche ».
Les transferts fonciers dessinent donc un **paysage agricole mouvant** au gré des successions, reprises et abandons des exploitations.

Dans certains cas, ce ne sont pas les transferts fonciers qui sont en cause, mais les **changements de production** qui touchent plus particulièrement les élevages herbivores avec l'accélération de la restructuration laitière. Lorsqu'il ne conduit pas à une cessation d'activité, l'abandon de la production bovine s'accompagne d'une spécialisation vers les cultures céréalières, parfois associé à la construction d'ateliers hors-sol (élevages porcins et avicoles).

Dans ce type de trajectoires marquées par une forte intensification du travail, les parcelles non labourables sont souvent délaissées, comme en témoigne par exemple cet éleveur laitier à La Chapelle Neuve :
« J'étais en GAEC avec un associé. Quand on s'est dissociés, il a récupéré une partie de l'exploitation. Il ne fait pas de bovins. Depuis qu'il a arrêté, il n'a pas fauché ce qui est derrière chez lui […] Et pourtant c'est des bonnes prairies ! Quatre hectares ! C'était il y a cinq ans, et maintenant, c'est foutu ! »*

5.4.3. L'évolution des systèmes d'élevage* : intensification fourragère, réduction du pâturage et sélection génétique

La recherche constante de gains de productivité laitière et l'accroissement de la charge de travail des éleveurs ont conduit ces derniers **à réduire la place** du pâturage dans leur système fourrager. Cette évolution est particulièrement marquée dans l'ouest de la France, avec une forte progression du maïs fourrager au détriment des prairies permanentes [5.13]. Dans ce contexte, la place des prairies humides dans les systèmes fourragers est clairement remise en question par de nombreux agriculteurs.

La mise en place et l'entretien des clôtures constituent une activité particulièrement chronophage. François G., éleveur laitier de 38 ans à La Chapelle Neuve considère qu'*« aujourd'hui, tout le monde veut avoir des vaches dehors. Mais je vous garantis que faire des clôtures toute l'année, quand tu as 50 hectares d'herbe, c'est du boulot. Si tu n'as pas envie que tes bêtes soient en balade tous les jours, il faut tenir les clôtures propres »*. Il s'agit notamment de vérifier régulièrement le bon fonctionnement des clôtures pour empêcher la divagation du bétail, ce qui passe par le débroussaillage régulier de ses abords.

Les produits phytosanitaires utilisés jusqu'ici pour limiter le développement de la végétation au pied de la clôture ne sont plus autorisés, ce qui conduit quelques exploitants à renoncer à l'exploitation de certaines de leurs prairies :

« [Luc L.] Le problème, c'est qu'on fait plus de phytos autour. Donc comment on fait les fils ? On ne peut pas y aller à l'épareuse ! Heu (siffle)*...L'enfrichement, il va être là hein ! À ne plus faire de phytos du tout... Nous on a plus le temps quoi ! [Thierry L.] Ouais, et le boulot que tu as pour faire les fils. Moi je passe du temps hein ! Nous, on est bien équipés mais... Moi les miens j'arrive à faire le tour avec les tracteurs. [Luc L.] Ben moi ici, je ne peux pas. Si j'y vais, j'y reste. »*

Dans certaines situations, ce travail de surveillance du troupeau et d'entretien des clôtures est délégué à un membre de la famille proche du milieu agricole, ce qui retarde l'abandon de la parcelle. Cette configuration est évoquée par Jean C., agriculteur retraité (La Chapelle-Neuve), qui assure la surveillance et le soin d'un lot de trente génisses appartenant à son neveu, installé sur une ferme laitière à 5 kilomètres : *« Tant que je suis là pour faire les clôtures, m'occuper des génisses, ça m'occupe. Mais bon après, faut entretenir les fils et tout...Tant que les fils seront encore en place et qu'ils seront à peu près propres, ça ira. Mais quand je ne pourrai plus, il laissera tomber tout ça, parce que c'est trop loin, trop compliqué... »*.

L'évolution de la génétique animale et des besoins fourragers explique aussi en grande partie ce processus d'enfrichement. Les races rustiques (Bretonne Pie Noir par exemple) ont été progressivement substituées par des races productives aux exigences nutritionnelles plus affirmées (Prim'Holstein). Le discours développé par Jean-Luc M., agriculteur retraité à Inguiniel illustre ce basculement :

« Parce que le foin qu'on faisait dans ces prairies [prairies humides en bord d'un cours d'eau], était de petite qualité. Il y avait un peu de jonc avec, y'avait de tout. Et les derniers qui ont continué à utiliser ces terrains-là, c'était pour les génisses. Jusqu'au jour où on a commencé à dire : 'Oui, mais les génisses ont besoin d'une croissance comme-ci, comme ça ' [...] Parce qu'à une époque, la génisse était un peu le parent pauvre...Et puis au bout d'un moment, avec les performances d'élevage, la génisse a eu une alimentation équilibrée comme une laitière. C'est aussi l'époque où on est passés de la Bretonne Pie Noire à la Holstein qui a des exigences alimentaires bien plus fortes. »

De manière générale, les agriculteurs rencontrés mettent en avant les faibles rendements fourragers (en moyenne, entre 2 et 3 tonnes de matière sèche par hectare et par an, selon les exploitants rencontrés) pour expliquer l'abandon de l'utilisation de ces parcelles.

Dans ce contexte d'évolution de la génétique animale, les éleveurs portent une attention particulière **aux risques sanitaires liés au pâturage des zones humides** : *« En fait, même sur des mâles castrés, le pâturage n'est pas si évident que ça. Tu peux choper la douve , tu peux...Les conditions sanitaires sont pas forcément idéales. [...] Chez moi j'ai des parcelles à tiques, donc le pâturage on oublie. Et je ne peux pas faucher. Elles vont rester comme ça. Voilà, tout simplement. »* [Luc L., éleveur laitier de 46 ans, Loguivy-Plougras].

Le pâturage est pourtant considéré comme un des seuls moyens de valoriser les prairies humides, comme le souligne par exemple François L., éleveur laitier à La Chapelle Neuve :

« En fait, comme tu vas pour couper une fois par an, ben tu as une quantité de choses et c'est de l'herbe qui est très serrée, avec de la mousse dans le fond, très très compacte. Donc tu auras deux fois moins de rendement et c'est difficile à faucher. Le mieux, à l'époque c'était le pâturage sur ces parcelles-là. Parce que le pâturage maintenait quand même la propreté des près. Ah oui, c'était pâturé là ! ».

5.4.4. Quand l'enfrichement entraîne l'abandon de nouvelles parcelles

L'enfrichement d'une parcelle a des conséquences sur son environnement immédiat, tant sur le plan des dynamiques écologiques (voir Partie 4.1, p.27) que sur l'organisation du paysage. Au-delà d'un certain seuil, l'enfrichement d'une zone peut donc conduire les agriculteurs à abandonner les parcelles qu'ils exploitaient jusqu'ici, soit parce que l'enfrichement de parcelles attenantes réduit l'accessibilité de leurs champs, soit parce que l'abandon des infrastructures hydrauliques en dégrade les conditions d'exploitation.

Souvent écartées des aménagements fonciers, les parcelles humides étudiées sont encore majoritairement desservies par des chemins privés ou des servitudes de passage qui en compliquent l'accessibilité. Lorsqu'un chemin privé n'est plus entretenu par son propriétaire, les parcelles desservies sont davantage sensibles à l'abandon :

« [Marie L.] On sait plus où est le chemin... [François G.] Il n'y a plus de chemin parce que le bois a poussé. [Paul L.] Mais les passages étaient nettoyés de temps en temps par les gens de la commune...Mais c'est abandonné depuis longtemps ! ».

De même, l'enfrichement d'une parcelle « stratégique » peut conduire à l'abandon de l'ensemble des parcelles qu'elle dessert via des servitudes de passage, comme en témoigne Jean-Yves L. éleveur laitier de 52 ans à La Chapelle-Neuve, à propos d'une parcelle abandonnée par un de ses voisins :

« Le voisin me dit : 'Oh ben je n'en ai rien à foutre de ces zones-là !' Je lui ai dit : 'Et bien moi je tiendrais propre !' Parce que si je laissais sa parcelle j'avais du mal à accéder à la mienne après...Et donc je coupe un morceau qui n'est pas à moi. [...] Donc c'est une contrainte supplémentaire qui fait qu'à un moment donné, je n'irai plus. ».

L'abandon des infrastructures hydrauliques (fossés, rigoles, cours d'eau, buses...) entraîne une dégradation des conditions d'exploitation des terrains attenants, comme l'illustre par exemple ce retraité agricole à propos d'une parcelle abandonnée au début des années 1990 à La Chapelle-Neuve :

« Le passage de l'eau est complètement bouché par les feuilles mortes et puis tout le reste, les arbres tombés et la matière végétale, qui s'accumulent dans les buses. Donc l'eau va sur la prairie et aujourd'hui, y'a plus moyen d'aller. C'est inexploitable. Inexploitable ! ».

Par ailleurs, l'enfrichement de parcelles attenantes **multiplie les sources potentielles de boisement spontané**, ce qui exige un travail d'entretien plus fin des parcelles encore exploitées :

« Michaël D. a récupéré cette parcelle et il l'a laissé aller en friche. Le problème, ce sont les chardons quoi. Ces graines-là vont arriver dans les parcelles exploitées. Après, une fois que c'est pris, c'est mort. Ça prolifère et terminé ! ». Le vocabulaire employé relève généralement du registre martial et illustre la difficulté de cette lutte contre un ennemi jugé particulièrement agressif : *« Mais bon, la première année c'est la mort...plus personne va dedans...si tu oublies de les couper après c'est mort, c'est l'invasion ! ».*

Il existe donc un effet de seuil, au-delà duquel l'exploitation de parcelles devient trop difficile pour l'ensemble des exploitants d'une zone.

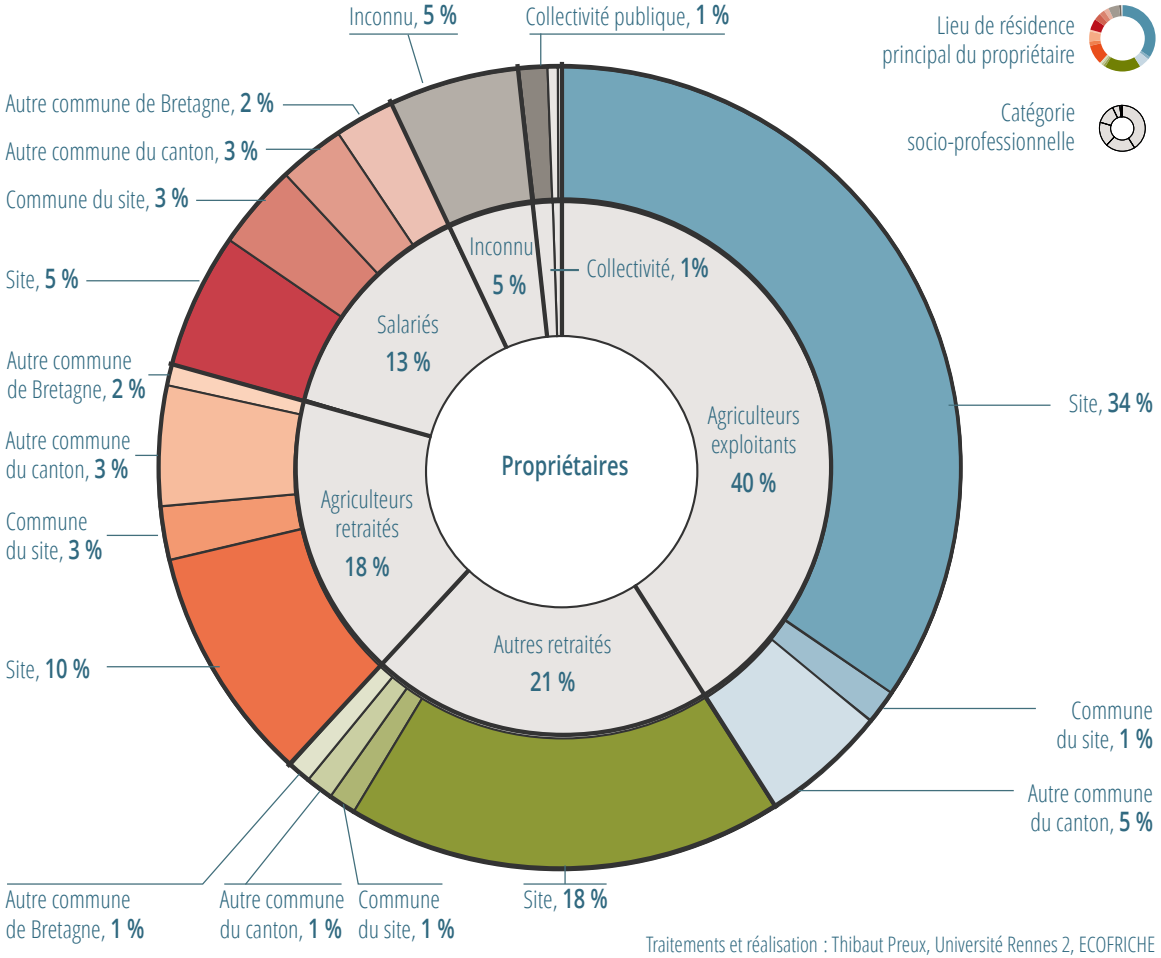
5.4.5. Le rôle ambivalent des propriétaires fonciers dans l'abandon des parcelles agricoles : diversité des stratégies patrimoniales

Dans les travaux portant sur la propriété foncière, les **stratégies patrimoniales** sont souvent mises en avant pour expliquer la dynamique d'enfrichement [5.14].
Ces stratégies peuvent par exemple prendre la forme de comportements spéculatifs (dans les espaces périurbains où certains propriétaires anticipent une plus-value liée à un changement d'usage des sols, par exemple), ou au contraire, d'un désinvestissement des propriétaires dans la gestion de leurs biens (des terrains à vocation agricole non gérés par des héritiers résidant loin de leurs biens, par exemple). Les enquêtes par jurys communaux ont permis de reconstituer les principales caractéristiques de la propriété foncière dans les zones étudiées.

5.4.5.1. Un morcellement parcellaire très prononcé

58 % des parcelles cadastrales enquêtées sont détenues par un agriculteur exploitant ou retraité (Figure 5.10), ce qui est comparable à la structure de propriété dans les campagnes de l'ouest de la France. Le poids des propriétaires âgés est important : les propriétaires de plus de 60 ans possèdent 56 % des parcelles étudiées et 61 % de la superficie totale.

Ces propriétaires résident majoritairement à proximité de leurs biens, ce qui constitue un point important dans la gestion du foncier [5.14]. Toutes catégories socio-professionnelles confondues, 77 % des parcelles appartiennent à des résidents des hameaux à proximité immédiate des sites étudiés et 7 % résident dans le reste de la commune étudiée. La part occupée par des salariés extérieurs au monde agricole et



Traitements et réalisation : Thibaut Preux, Université Rennes 2, ECOFRICHE
Sources : Enquête terrain, septembre - décembre 2019

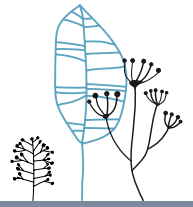
Figure 5.10. Caractéristiques des propriétaires fonciers des parcelles enquêtées (en % des surfaces). Le cercle intérieur décrit les caractéristiques socioprofessionnelles des propriétaires, le cercle extérieur détaille leur lieu de résidence.

résidant à distance de leurs biens (typiquement des héritiers partis vivre loin du foyer familial) est donc assez réduite. Cette photographie foncière témoigne du **faible degré d'ouverture du marché foncier** et est assez comparable d'un site à l'autre.

Pour les sites de l'Aulne et du Léguer, le **parcellaire cadastral est morcelé** entre de nombreux propriétaires (en moyenne 29 comptes de propriété pour 100 hectares), et la taille moyenne des lots cadastraux oscille entre 1 et 3 hectares selon les sites (Figure 5.11). Ce fort morcellement du parcellaire est le symptôme du délaissement des zones humides, dans la mesure où l'absence d'ouverture du marché foncier conduit généralement à la reproduction des situations foncières héritées, **mais aussi un facteur supplémentaire d'abandon** par les exploitants :
« *Parce que j'imagine que si moi je dois cultiver celui-là* (montre une parcelle isolée sur la carte) *et que je dois passer par je ne sais où pour y arriver, je n'irai même plus…Par contre si j'ai toute la bande, là* (montre un groupe de parcelles connexes). *Alors là, on parle d'autre chose !* »
Si ce critère ne semble pas déterminant pour expliquer la dynamique d'enfrichement sur les terrains étudiés, le morcellement parcellaire peut constituer un facteur supplémentaire justifiant leur abandon.

Précisons que les sites du Blavet font figure d'exceptions. À Glomel (BLA 3), ce faible niveau de morcellement est lié à une propriété châtelaine de 80 hectares conservée dans le temps sans démembrement, tandis qu'à Inguiniel, la réalisation d'un remembrement de type « table rase » en 1967 a permis de regrouper les parcelles cadastrales.

Pour deux communes dont le cadastre complet avait déjà fait l'objet d'études préalables, la comparaison montre que les caractéristiques foncières des prairies humides ne diffèrent pas de celles du reste de la commune.



Ⓐ Propriété foncière › principales caractéristiques

Site d'étude	Taille moyenne des parcelles cadastrales	Densité de propriétaires (nCP/100ha)	Nombre moyen de parcelles par CP*	Superficie moyenne des CP* (en ha)
BLA 3	4,5	4,6	3,8	21,3
BLA 5	13,1	4,8	1,4	20,6
AUL 1	0,5	49,2	3,8	1,9
AUL 3	0,8	33,3	3,4	2,9
LEG 3	0,5	16,0	6,3	0,9
LEG 4	1,0	16,3	6,1	0,9

*** CP = Compte de propriété**

Traitements et réalisation :
Thibaut Preux, Université Rennes 2, ECOFRICHE

Ⓑ Propriété foncière [ensemble des sites] › distribution statistique

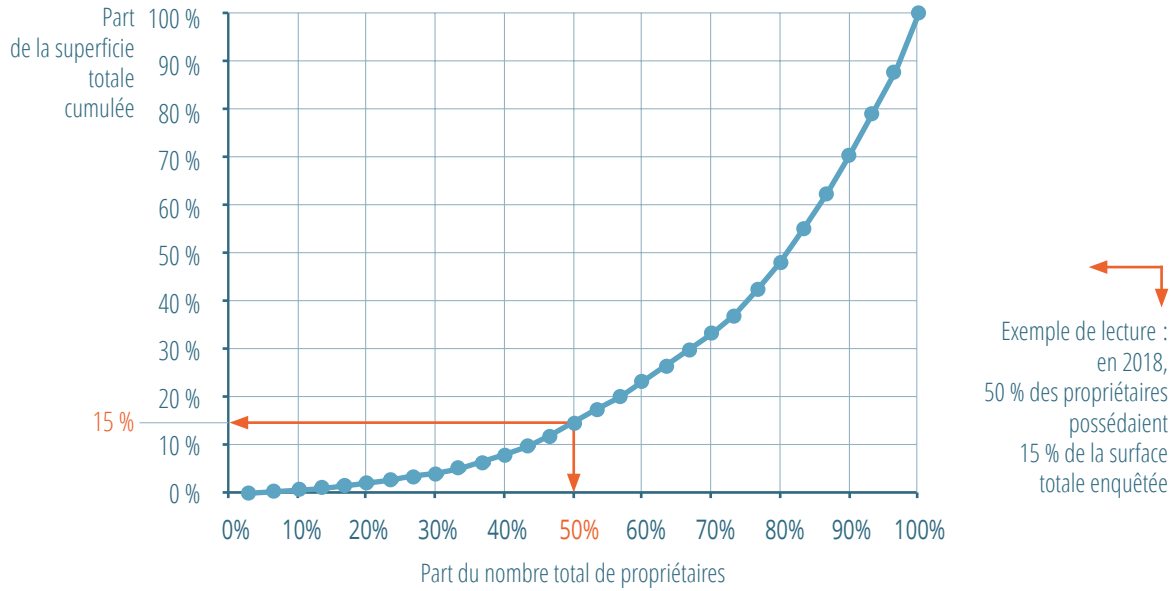


Figure 5.11. Principales caractéristiques de la propriété foncière dans les sites étudiés.

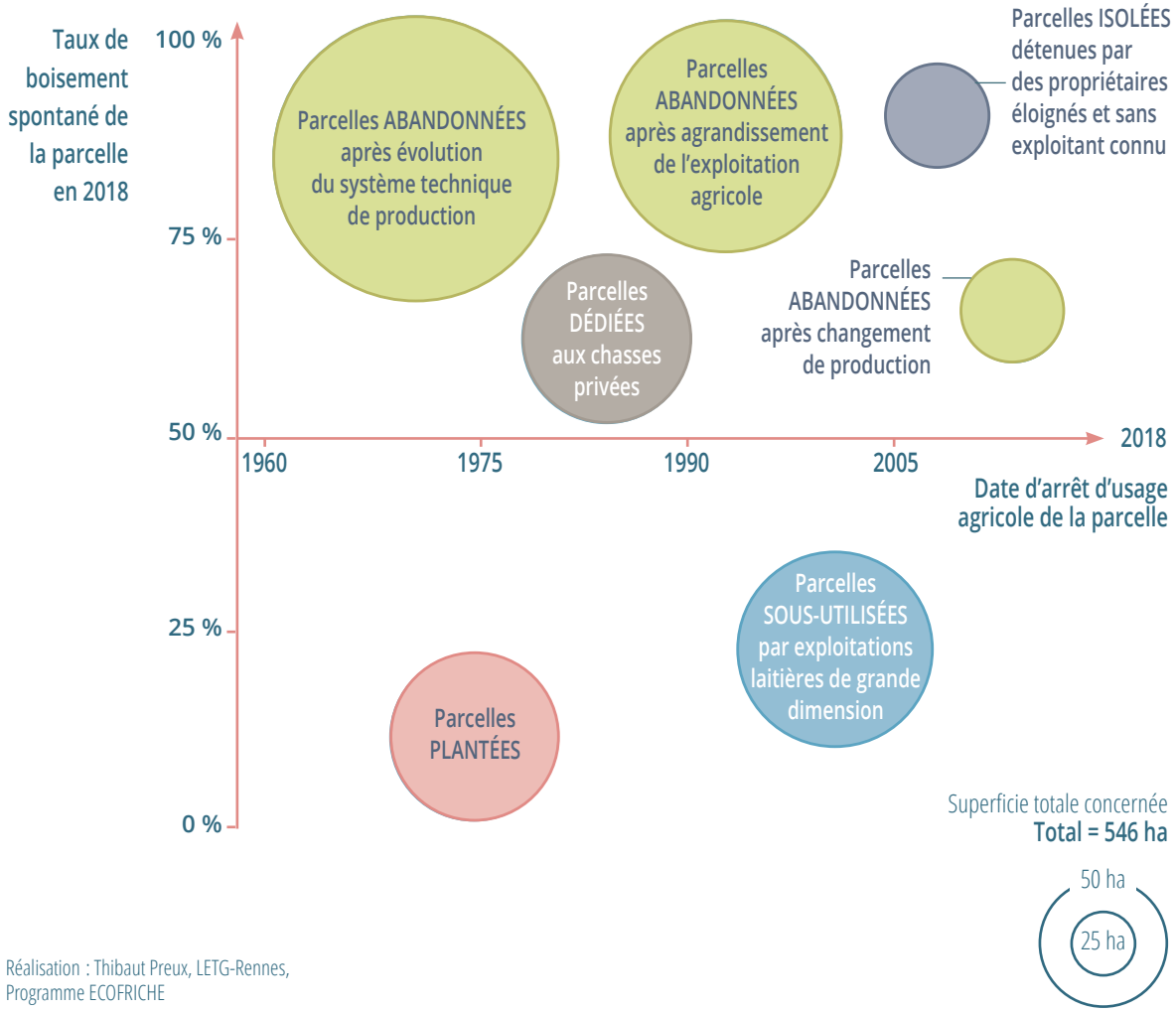
5.4.5.2. Des stratégies patrimoniales peu affirmées

Chez les anciens agriculteurs résidant à proximité des sites d'étude, la **stratégie foncière dominante est l'attentisme**. Quelques agriculteurs, constatant l'impossibilité de reprise de leur foncier ont boisé leurs terrains « par défaut ». Ce reboisement relève d'une volonté d'accorder un usage malgré « tout » aux terres agricoles et de l'affirmation d'une nécessaire maîtrise de l'espace rural :
« Quand j'ai vu que les frères A. n'allaient pas reprendre mes prairies, j'ai tout de suite planté. Parce que les parcelles sont à côté de la maison. Je ne me voyais pas passer tous les jours devant une friche. C'est trop... C'est le désert quoi...Alors j'ai mis des bouleaux ! ». [Jean C., agriculteur retraité de 86 ans, La Chapelle Neuve].

L'absence de stratégie foncière clairement établie est **fortement liée à la représentation de l'espace rural qu'ont ces anciens agriculteurs**, dont la carrière professionnelle coïncide avec la profonde transformation du modèle agricole breton. L'espace agricole est appréhendé à travers le prisme de la mécanisation, le potentiel agronomique d'une parcelle se mesurant essentiellement au regard de son potentiel cultural :
« On se dit que c'est l'évolution. Cette parcelle était exploitable, mais ça a été abandonné parce que c'est plus en phase avec l'évolution de l'agriculture. Je ne vois pas bien ce qu'un jeune pourrait en faire. »
Ce point explique sans doute l'absence de stratégie foncière alternative des propriétaires lorsqu'ils ne parviennent pas à céder leurs terrains lors de leur départ en retraite.

Dans quelques cas de figure, des propriétaires extérieurs au monde agricole ont acquis du foncier avec un projet particulier, principalement pour réaliser une plantation ou pratiquer des chasses privées.

Ces stratégies foncières particulières sont analysées dans la partie suivante.



Réalisation : Thibaut Preux, LETG-Rennes, Programme ECOFRICHE

Figure 5.12. Synthèse des trajectoires des parcelles qui ont cessé d'être exploitées dans un cadre agricole entre 1950 et 2015

5.5

Entre marginalité et intégration : DIVERSITÉ des USAGES actuels des parcelles en milieux humides

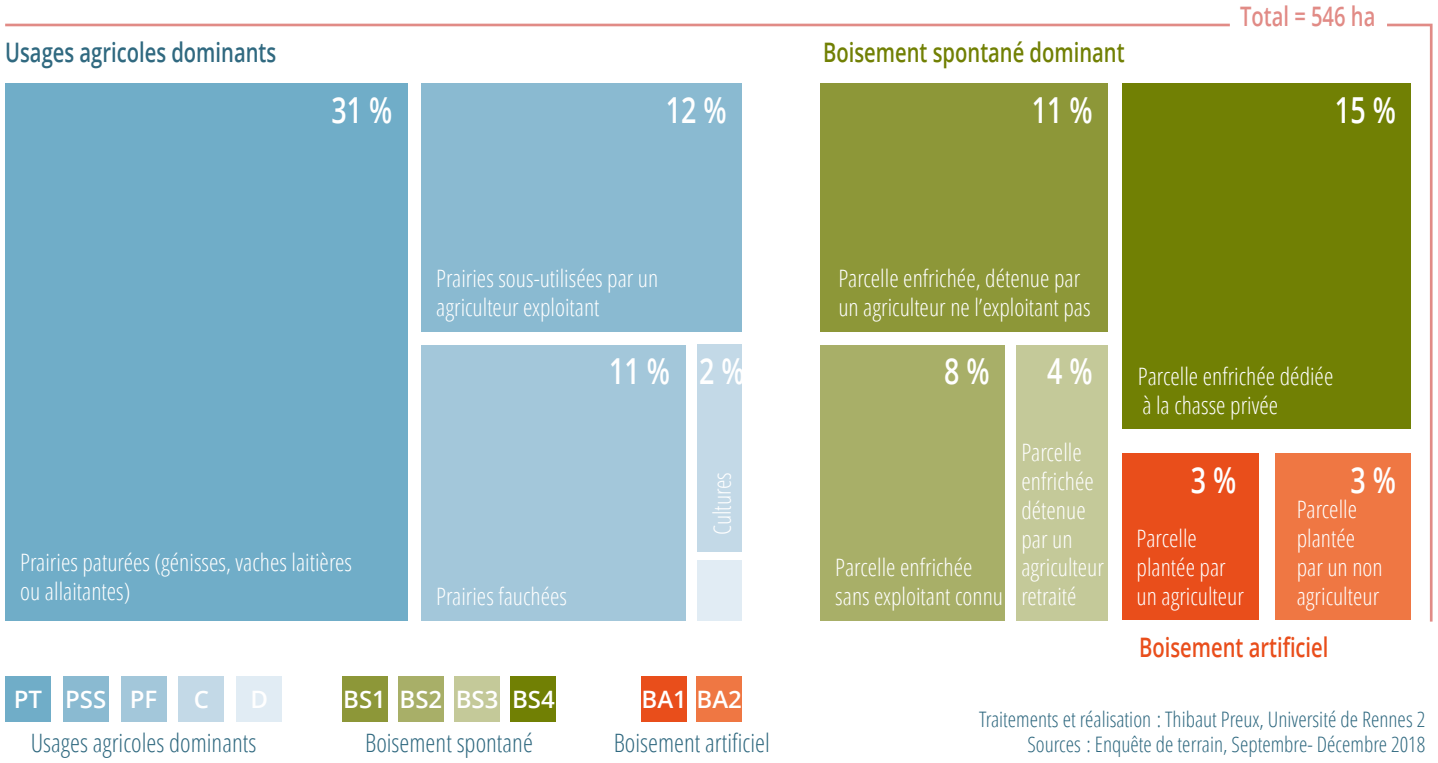
À l'issue de plusieurs décennies d'évolution, environ la moitié des surfaces enquêtées a été abandonnée. Derrière l'image d'une déprise inéluctable et massive des milieux humides, **l'examen attentif des usages actuels des parcelles enquêtées dessine une réalité bien plus nuancée**. L'enquête sur les matrices cadastrales souligne ainsi **l'hétérogénéité des usages des sols** dans les milieux humides des zones amont des cours d'eau (Figure 5.13).

Un peu moins de la moitié de la surface agricole étudiée est intégrée à la surface agricole utile, dont 31 % correspondent à des prairies pâturées, principalement par des génisses ou des vaches allaitantes, 11 % à des prairies fauchées une ou deux fois dans l'année, pouvant servir épisodiquement au pâturage du cheptel, notamment lorsque les réserves fourragères viennent à manquer. 12 % des parcelles font l'objet d'une exploitation plus aléatoire, conduisant à l'apparition de marques visibles d'enfrichement, mais sur laquelle au moins un usage a été constaté ces cinq dernières années.

38 % des parcelles ne font l'objet d'aucun usage connu : 11 % d'entre elles sont détenues par un agriculteur-exploitant, 4 % par des agriculteurs retraités et 8 % sont sans exploitant connu. 15 % des parcelles enfrichées sont dédiées aux chasses privées. Ce chiffre élevé est à relativiser en raison de l'importance occupée par le site de Glomel dans l'échantillon (Voir graphique p.56).

Enfin, 6 % des parcelles ont été boisées artificiellement, à parts égales entre les agriculteurs et les autres catégories socio-professionnelles.

Typologie des usages actuels des parcelles cadastrales enquêtées



Traitements et réalisation : Thibaut Preux, Université de Rennes 2
Sources : Enquête de terrain, Septembre- Décembre 2018

Figure 5.13. Répartition des usages actuels des parcelles cadastrales enquêtées (en % de la superficie totale)

5.5.1. La place des prairies humides dans le fonctionnement actuel des exploitations agricoles

Les prairies humides exploitées (en bleu sur la figure 5.13) font l'objet d'une grande diversité de pratiques agricoles, ce qui nous a conduit à scinder l'analyse en différenciant les systèmes de production selon leurs principales orientations techniques et productives.

5.5.1.1. L'intégration « à géométrie variable » des prairies humides dans les exploitations laitières « conventionnelles »

Environ trois-quarts des parcelles étudiées sont exploitées par des agriculteurs spécialisés dans une production laitière « conventionnelle ». Ce groupe très large intègre des structures d'assez grande dimension (généralement supérieures à 80 hectares), à haut niveau d'équipement et reposant sur des systèmes fourragers intensifs associant maïs fourrager, prairies temporaires et compléments alimentaires. Il s'agit généralement d'exploitants bien insérés dans les réseaux professionnels.

Dans ce type de système, les parcelles humides sont intégrées de manière hétérogène, selon l'organisation du parcellaire de l'exploitation, le type de système d'élevage et la représentation du paysage par l'exploitant.

L'organisation spatiale du parcellaire d'exploitation constitue l'un des premiers critères mis en avant par les agriculteurs pour expliquer l'intégration des parcelles humides, principalement la **distance** de la parcelle au siège de l'exploitation, la **taille des parcelles** et le **morcellement parcellaire**. L'argumentaire développé par Jean-Louis M., éleveur laitier de 52 ans à La Chapelle-Neuve va dans ce sens : *« Si j'emmène mes bêtes là-bas* (une prairie humide située à 4 kilomètres du siège d'exploitation), *elles restent 2-3 jours sur place et après, c'est de nouveau un déménagement à deux trois kilomètres. C'est trop petit et trop loin ! Alors non hein !* [Enquêteur] *Oui, donc ce que vous dîtes, c'est aussi que c'est morcelé ?* [Jean-Louis M.] *Morcelé et puis souvent des petites parcelles... ».*

À l'inverse, cet éleveur laitier de 56 ans à Loguivy-Plougras explique qu'il valorise ses prairies humides par le pâturage car elles sont bien groupées et accessibles depuis la stabulation :

« [Thierry H.] *Dans mon cas, mes génisses je m'en occupe tout seul. Avec mon chien.* [Enquêteur] *Mais parce qu'elles peuvent descendre de la ferme directement ?* [Thierry H.] *Oui, je fais tout au chemin. Tout le temps. Moi, c'est ce que j'aime. J'ai un parcellaire qui me permet de faire ça, c'est groupé et pas trop loin. C'est quand même un confort. ».* Gilles L. mobilise le même registre argumentaire pour expliquer qu'il continue à faucher une prairie humide *: « Ouais, là on accède par la route, sans problème, donc on continue à faucher ».*

Lorsque le matériel est adapté (épareuse, tondeuse à pâtures, broyeur de refus, machine pour faire les fils...), les techniques bien maîtrisées par l'exploitant et le cheptel habitué, **le pâturage permet de valoriser les prairies humides**. Selon l'organisation parcellaire, les prairies humides sont directement incluses dans le parcours de pâturage des vaches laitières, ou davantage dédiées au pâturage des génisses et des vaches taries, lorsqu'elles sont plus éloignées.

De nombreux agriculteurs ont par ailleurs souligné l'intérêt de ces parcelles dans un contexte de changement climatique, dont ils perçoivent les effets sur cette dernière décennie. Les périodes de sécheresses plus marquées permettent d'exploiter plus facilement les prairies humides, qui peuvent constituer **des réserves fourragères particulièrement intéressantes lors des périodes sèches**, notamment dans les systèmes d'exploitation reposant sur l'autonomie fourragère.

La question des aides a été évoquée spontanément par de nombreux intervenants.
Pour ces agriculteurs généralement bien insérés dans les réseaux professionnels, **les aides versées pour l'entretien des zones humides** (MAEC, contrats territoriaux…) constituent des arguments supplémentaires en faveur de l'exploitation des prairies humides, comme en témoigne cet échange entre agriculteurs exploitants à Loguivy-Plougras :
« [Nicole H.] C'est vrai qu'il faut du temps quoi. Et c'est pour ça que l'aide, on la prend parce qu'on fait un effort quoi…[Thierry H.] Je ne suis pas philanthrope quoi. J'ai besoin que l'aide couvre […] Parce que bon, ça fait 2,5 tonnes à 3 tonnes de matière sèche par hectare. [Gilles L.] Ouais, entre le peu d'herbe qu'elles pâturent et la litière que tu récupères quoi. Nous on a 30 hectares en MAE zones humides…donc voilà, ça nous oblige à continuer à y aller. Mais il faut un peu de courage quoi ! Si tu te retrouves sans courage, et ben ça reste à l'abandon ! ».

Ces mesures financières constituent des outils incitatifs pour les agriculteurs y souscrivant, mais impliquent que d'autres facteurs favorables à l'exploitation de prairies humides soient réunis.

Certains agriculteurs, occupant des fonctions électives ou exerçant des responsabilités syndicales, mettent en avant une conception plus politique du paysage rural, en soulignant notamment le rôle des agriculteurs dans l'entretien des paysages :
« Si un moment tu calcules tout au centime, il vaut mieux fermer le fil et on ne met pas les pieds dedans ! Par contre après tu peux avoir l'esprit un peu (mimant les guillemets) *'j'entretiens mon territoire'… Quitte à mettre un peu de sous pour aller dedans ». [Alain F., agriculteur de 49 ans, Glomel].*
Cet autre agriculteur, maire de sa commune explique continuer à faucher une parcelle humide *« Pour les pêcheurs. Pas pour moi. Parce qu'aller récupérer 5-6 bottes de* (mimant les guillemets) *'foin' dont je ne sais même pas quoi faire… » [François L.] « Comme le pré que j'ai en bas, à Kernévez, ben c'est pareil. Je continue à le couper pour les pêcheurs. Y'a du poisson. »*

Enfin, parmi ces exploitants « conventionnels », certains mettent en avant **un attachement personnel** aux parcelles qu'ils continuent à exploiter, en dépit de leur faible intérêt agronomique. Cet éleveur laitier nous confie par exemple continuer à faucher une prairie humide à proximité de sa ferme tous les ans :
« Moi, à Gouerrouz, je le fais parce que j'aime aller dedans ! J'ai été couper de l'herbe avec ma grand-mère ! C'est sentimental ! […] Mais ça va durer une génération à peine, malheureusement ! ».

Cet attachement est généralement plus marqué pour les parcelles transmises dans un cadre familial. Lorsque les anciens sont toujours présents, les agriculteurs peuvent intégrer une forme de pression sociale pour le maintien de l'exploitation de ces zones. La distension géographique des rapports familiaux, le développement des installations hors cadre familial et des mobilités conduisent à nuancer l'importance de ce dernier point.

Dans les exploitations laitières conventionnelles, **l'intégration des prairies humides dépend donc d'une multitude de facteurs** liés à l'organisation du parcellaire de l'exploitation, au système d'élevage et aux représentations professionnelles de l'agriculteur. Une étude élargie à un plus grand nombre d'enquêtés permettrait toutefois de saisir plus finement les facteurs de différenciation des attitudes de ce groupe professionnel face aux prairies humides.

5.5.1.2. Le rôle de systèmes agricoles alternatifs dans l'entretien des milieux humides

Une partie des exploitations enquêtées est tournée vers l'élevage bovin laitier ou allaitant, associant une forte intensité du travail sur des surfaces plus réduites et des systèmes herbagers, valorisant le pâturage et l'autonomie fourragère sur l'exploitation. Il s'agit d'agriculteurs à temps complet ou partiel, dont les objectifs et les pratiques diffèrent des exploitations conventionnelles décrites précédemment. Leurs exploitations reposent généralement sur des systèmes herbagers, économes en intrants et à faible intensité capitalistique (investissements matériels réduits, faible niveau d'équipement…), que ces agriculteurs compensent par la réduction des charges d'exploitation et une plus forte intensité de travail.

La valorisation du pâturage est centrale dans ces systèmes herbagers*, ce qui facilite l'intégration des prairies humides, comme en témoigne Thierry L., éleveur laitier à Loguivy-Plougras : « *Nous, il faut des 4 pattes-là* (les vaches), *ce n'est pas des tracteurs qu'il faut là. Et après on voit…On met le tracteur en second. On raisonne tout comme ça* ».

Les agriculteurs en marge du marché foncier peuvent trouver dans ces parcelles délaissées par l'agriculture « conventionnelle » un **moyen de sécuriser leur assise foncière et d'assurer leur pérennité économique**. Comme le décrit cet agriculteur de 56 ans, éleveur bovin en agriculture biologique depuis 1992 et travaillant seul sur son exploitation de 55 hectares :

« Mon système, c'est un peu ça : j'ai conforté mon système sur des terres que l'agriculture intensive ne voulait pas. Et j'ai conforté mon existence économique. Dans le système classique, j'étais condamné. [...] Et j'ai conforté mes moyens économiques en pratiquant ce type de milieux. [Enquêteur] Donc vous ne seriez pas là, ces terres auraient été abandonnées ? [Jean-Yves C.] Ah ben oui ! C'est certain ! ».

Les aides associées à l'entretien des zones humides occupent une place importante dans la formation du revenu de ces agriculteurs, leur permettant d'équilibrer leurs systèmes et d'assurer leur pérennité économique (MAE système, MAET...).

Enfin, les agriculteurs rencontrés ont en commun **le rejet de la culture techniciste liée au modèle agricole productiviste** et la mise en avant de la nécessaire adaptation des agriculteurs à leur environnement. Ils associent généralement la friche à l'agriculture conventionnelle, dont ils rejettent les principales orientations.

Des prairies humides intégrées au système d'exploitation : l'exemple de Jean-Yves C. éleveur de vaches allaitantes à Glomel

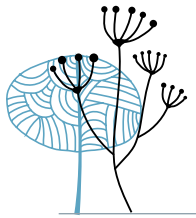
En dehors de ces exploitations professionnelles, **d'autres acteurs** (retraités agricoles, résidents secondaires, salariés...) **récupèrent des terrains** dont ils peuvent perpétuer l'exploitation en la renouvelant, ou par la relance de leur entretien.

Ces situations ne représentent qu'environ 5 % des surfaces étudiées et, contrairement à d'autres régions, ne semblent pas constituer un phénomène majeur en Centre-Bretagne. Dans ces cas de figure, la dimension ludique apparaît centrale, parfois adossée à une logique d'autoconsommation (élevage de moutons et de chevaux, vergers...).

« Jean-Yves C. s'est installé sur sa ferme en 1976, après le départ en retraite de ses parents. Il débute sa carrière en fauchant les délaissés communaux et les terrains abandonnés par les autres agriculteurs de la commune. Il parvient à consolider son exploitation, en se spécialisant dans l'élevage bovin allaitant labellisé en agriculture biologique depuis 1993 et en écoulant une partie de sa production en vente directe. Son exploitation herbagère de 58 hectares est partiellement située sur une zone de sources et comprend environ 20 hectares de zones humides sous contrat MAE depuis plusieurs années.

Afin d'assurer la meilleure adéquation possible entre les moyens techniques, la force de travail disponible et son environnement, Jean-Yves C. valorise le pâturage direct et l'autonomie de ses vaches allaitantes. Son système d'élevage est organisé en trois lots d'animaux répartis sur cinq parcours, intégrant pour chacun d'entre eux des parcelles à haute valeur alimentaire (ray-grass anglais et trèfle blanc) et quelques prairies humides. Ces dernières permettent de diversifier l'alimentation du cheptel (quelques espèces fourragères intéressantes y sont présentes, comme le trèfle violet des prairies) et leur environnement. Le faible chargement à l'hectare (en moyenne 1 UGB/ha) permet un équilibre de la flore prairiale et le rabattement des espèces dominantes, notamment le jonc qui reste ainsi appétant pour les animaux.

Pour l'éleveur, les prairies humides ne présentent pas de contraintes techniques particulières. Il souligne la nécessité de suivre le calendrier météorologique (fermeture des parcelles lors des épisodes pluvieux intenses, attente du ressuyage complet de la parcelle en fin d'hiver...) et d'avoir une surveillance régulière des animaux, facilitée ici par la contiguïté du parcellaire et la proximité au siège d'exploitation. »



5.5.2. De la friche vers l'exploitation

Le processus d'enfrichement n'est pas linéaire et présente un caractère réversible. Les observations de terrain ont conduit à identifier plusieurs situations de remise en valeur de parcelles enfrichées. Un premier ensemble comprend des **défrichements ponctuels**, réalisés par des agriculteurs exploitants afin d'améliorer l'organisation de leur parcellaire. Les travaux de remise en état sont alors réalisés par les agriculteurs eux-mêmes et ne concernent que de petites surfaces (reprise d'un bord de parcelle en voie d'enfrichement, élargissement d'une voie d'accès, défrichement d'un chemin)

Dans quelques cas de figure, les agriculteurs ont **remis en valeur des surfaces plus conséquentes** à la faveur d'une évolution du système de production (passage à un système herbager intégral, développement d'un atelier allaitant, arrivée d'un nouvel

associé) ou de la signature d'un contrat de gestion. Les parcelles concernées étaient généralement abandonnées depuis peu de temps ou sous-exploitées, ce qui limitait le montant des travaux à entreprendre pour leur remise en état.

Quatre parcelles très enfrichées **ont fait l'objet d'une remise en valeur complète par les exploitants**, dans le cadre d'opérations financées par les syndicats de bassins versants impliquant de lourds travaux de déboisement à l'aide de moyens techniques spécifiques (broyeurs d'arbres) déployés par des entreprises spécialisées. Dans les quatre cas de figures étudiés, les motivations de l'exploitant relevaient davantage des représentations paysagères (attraits pour les paysages « ouverts » et les cours d'eau…) et des conceptions personnelles de l'exercice de la profession agricole (en faveur de la multifonctionnalité agricole, rejet du technicisme…).

Si ces quelques exemples peuvent paraître anecdotiques au regard des faibles surfaces concernées (environ 5 % de la surface totale enquêtée), ils soulignent le caractère réversible du processus d'enfrichement et l'intérêt porté par certaines catégories d'acteurs au maintien de paysages ouverts.

5.5.3. Planter ou ne pas planter ?

6 % des parcelles enquêtées ont été plantées entre 1960 et aujourd'hui, chiffre comparable d'un terrain à l'autre.

La moitié de ces boisements correspondent à **des acquisitions foncières par des acteurs extérieurs au monde agricole**. La faible valeur foncière des terrains, liée au déclassement progressif de leur usage agricole, constitue alors une opportunité pour des acteurs extérieurs au monde agricole d'acquérir du foncier à peu de frais afin d'y réaliser des plantations. Les lots fonciers doivent être assez grands pour réaliser un plan de boisement cohérent, et accessibles pour assurer l'exploitation du bois. Ces boisements ont été réalisés dans les années 1970-1990, et ont bénéficié du soutien financier du plan forestier breton. L'exploitation de ces terrains est généralement confiée à une entreprise forestière.

Les parcelles plantées par des agriculteurs au moment de leur départ en retraite représentent l'autre moitié des reboisements. Les plantations réalisées sont plus petites que les boisements décrits précédemment, parfois morcelées en petites pièces (boisement en « timbre-poste »). Le boisement est réalisé « à l'économie » avec des essences peu productives qui ne couvrent pas toujours l'ensemble de la parcelle, selon la portance du terrain et la qualité des sols.

L'exploitation de ces boisements est très hétérogène, selon la taille des plantations, le niveau d'équipement des exploitants et leur appétence pour le travail du bois. Dans la majorité des situations, ces boisements sont exploités avec l'aide de membres de leur entourage ou sous la forme de travail à façon (quelques arbres abattus en fin d'hiver et prélevés en été, dès que la portance des terrains le permet). Les plantations les plus productives peuvent faire l'objet de ventes par lots à des forestiers de la région, qui prennent en charge l'abattage, l'exploitation et le débardage du bois. Enfin, dans quelques situations, la plantation n'est plus entretenue par les propriétaires et évolue vers des formes spontanées de boisement (bois mort ou sénescent, développement de ligneux…).

5.5.4. Le rejet majoritaire de l'exploitation de bois chez les agriculteurs

Les agriculteurs exploitants rejettent majoritairement l'exploitation des boisements spontanés. Cet éleveur laitier de 52 ans à La Chapelle-Neuve considère par exemple *« que ce n'est pas trop [son] métier. Parce qu'on est producteurs avant tout quoi. Moi je considère que mon métier c'est pas de faire du bois, je suis d'abord éleveur »*. La production de bois ne rentre pas **dans les représentations professionnelles** d'une majorité d'agriculteurs enquêtés, davantage marquées par les normes professionnelles du modèle agricole dominant (valorisation de la production agricole, vision techniciste du métier…) [5.15].

Au-delà des représentations professionnelles, l'exploitation du bois dans les zones humides présente **des contraintes techniques importantes**, qui obligent à exploiter le bois en été lorsque les terrains sont portants, alors que le calendrier agricole est particulièrement chargé à cette période de l'année : *« C'est clair que pour aller sortir du bois dans des endroits comme ça, y'a d'autres endroits meilleurs que ceux-là ! Avant que j'aille mettre un coup de tronçonneuse là, pour aller chercher du bois, je pense que…Ce n'est pas moi qui vais le faire ! ». [Daniel D., éleveur laitier de 59 ans à Inguiniel].*

Parmi les agriculteurs produisant encore du bois, les boisements spontanés sont en concurrence avec l'exploitation du bois de haies, plus productive et surtout plus facile à exploiter :

[Enquêteur] « Et justement, puisqu'on est sur le bois, vous c'est quelque chose qui vous intéresse en tant qu'agriculteur ? » [Luc L.] « Moi je fais beaucoup sur les haies. On a 43 km de haies sur l'exploitation. Je vends beaucoup, notamment sous la forme de bois-plaquette. Donc j'en ai à faire ailleurs, avant d'aller m'emmerder dans des zones comme ça ! » [Thierry B.] « On va par priorité ! » [Luc L.] « Et quand on fait faire, les gens vont peut-être préférer faire au bord de route, plutôt que de risquer de casser du matériel ».

Les enquêtés pointent également **l'absence d'une filière forestière locale** capable de valoriser les boisements dans les zones humides avec du matériel adapté et avec des débouchés spécifiques à ce type de bois. Cet agriculteur retraité de 59 ans (Spézet) considère par exemple que *« Si demain, je trouve du monde pour aller faire du bois, je leur dis :'Roulez !'. On n'entretient même pas… Personne ne veut du Chêne. Personne ne veut rien… » [Marie G.] « Si, moi je veux bien ! [Christophe G.] Oui, mais pour chauffer ! Mais moi je dis que du beau bois, du bois d'œuvre, eh bien personne n'en veut plus ! Personne ! Non, non. Les forestiers ne veulent plus s'embêter avec ce genre de coin. Ils viennent, cassent du matériel, s'enfoncent une fois, deux fois et après terminé, tu ne les vois plus ! ».*

D'une manière plus générale, l'effritement des solidarités locales, la diminution du nombre d'habitants et le vieillissement de la population rendent plus difficile l'organisation de chantiers collectifs d'exploitation du bois.

5.5.5. Chasse et pêche : des usages alternatifs à l'agriculture dans les milieux humides ?

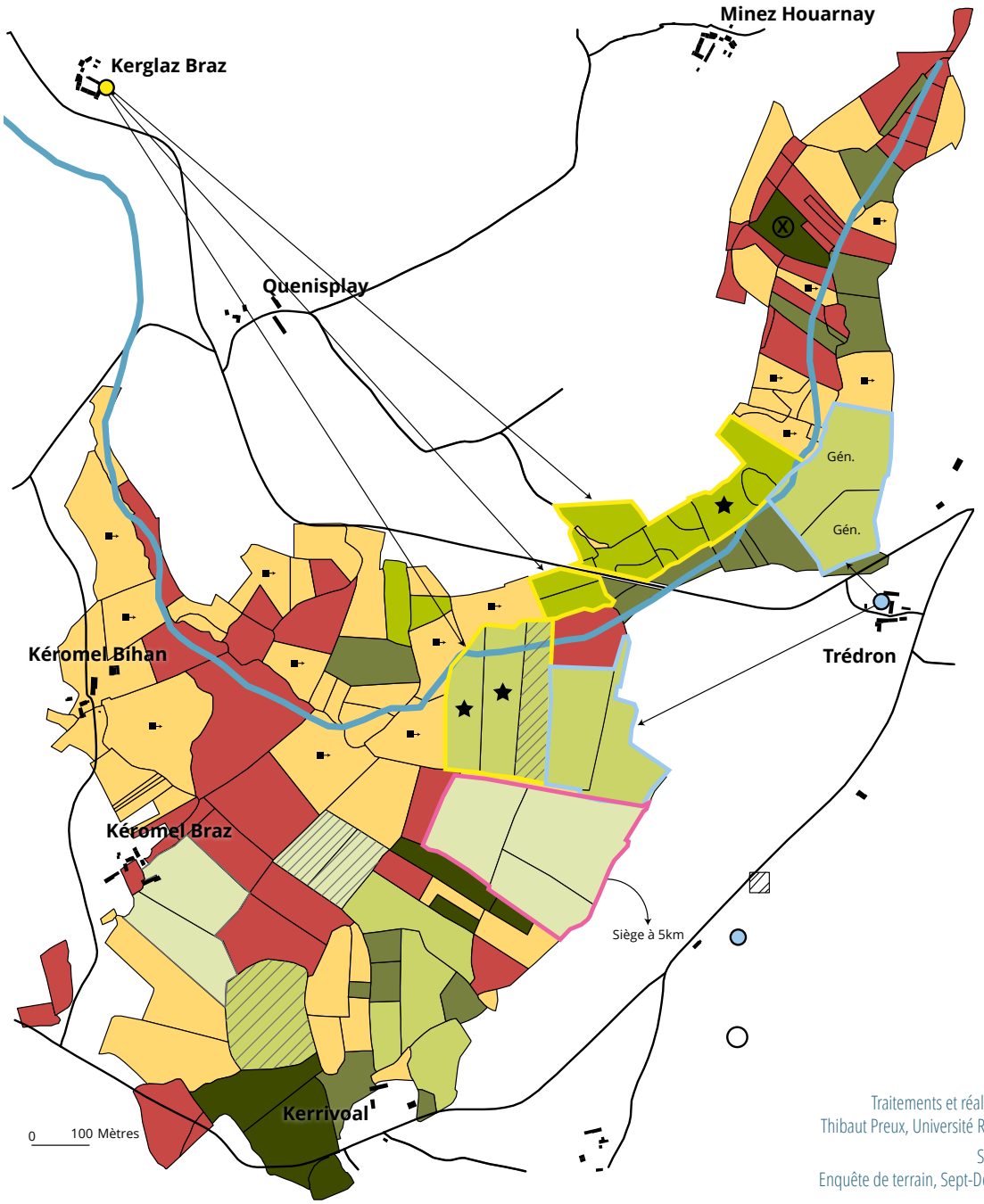
Dans les milieux humides, la présence de certaines espèces **suscite l'intérêt des chasseurs** et contribue parfois au développement d'un usage alternatif des parcelles concernées. À La Chapelle-Neuve, la présence de bécasses confère par exemple un intérêt cynégétique aux parcelles abandonnées. Les élus de la commune remarquent depuis plusieurs années la présence récurrente de chasseurs venus des grandes agglomérations de l'ouest de la France (Lorient, Nantes, Rennes…) pour pratiquer la chasse à la bécasse. Le même constat est réalisé à Loguivy-Plougras, où certains chasseurs

ont acquis une résidence secondaire et des terrains afin de bénéficier des droits de chasse à la société communale.

À Glomel, le propriétaire d'un ensemble parcellaire mêlant milieux humides et prairies pâturées a réservé 76 hectares de terres agricoles pour l'organisation de chasses privées.

D'autres exemples de ce type ont été retrouvés à Loguivy-Plougras. Ce type de transfert d'usage des sols concerne environ 10 % de l'ensemble des transformations identifiées entre 1950 et 2015. Les achats par des acteurs extérieurs au monde agricole sont toutefois très minoritaires en raison de la faible ouverture du marché foncier et portent généralement sur des lots de petite dimension, insuffisants pour organiser des réserves de chasse.

Enfin, **la pêche apparaît assez peu présente sur ces zones amont des cours d'eau**. En dépit d'un intérêt halieutique certain, la médiocre accessibilité des zones enfrichées décourage de nombreux pêcheurs. Certains agriculteurs continuent néanmoins à entretenir des prairies jouxtant les cours d'eau, dans le cadre d'accords tacites avec les pêcheurs ou la fédération de pêche.



Traitements et réalisation :
Thibaut Preux, Université Rennes 2

Sources :
Enquête de terrain, Sept-Déc. 2019

Figure 5.14. Cartographie de la diversité des usages parcellaires : exemple du site LEG 3 à La Chapelle Neuve

- L'analyse diachronique de l'utilisation des parcelles agricoles des sites enquêtés permet de **reconstituer le «film» de la dynamique d'enfrichement**.

  La majorité des parcelles a été abandonnée dès le début des années 1960 avec l'acquisition de nouveaux moyens techniques (tracteur, ensileuse, salle de traite...) et l'évolution des systèmes d'élevage (intensification fourragère, sélection génétique...).

  Après cette période, l'abandon des parcelles se poursuit de manière plus diffuse, sous l'influence de l'agrandissement des exploitations, qui entraine un tri «sélectif» dans l'utilisation de l'espace agricole.

A retenir

- Il existe une grande **diversité d'usages actuels des parcelles agricoles** en milieu humide. Cette diversité relève de plusieurs facteurs :

L'orientation productive

(présence ou non d'une activité d'élevage bovin) et le fonctionnement du système d'élevage de l'exploitation concernée (place du pâturage dans la stratégie de l'exploitant, type de système fourrager...).

L'organisation du travail

en lien avec la taille de l'exploitation et la productivité du travail.

L'organisation spatiale de l'exploitation

notamment la place des prairies humides dans le parcellaire de l'exploitation (distance, accessibilité et agrégation des prairies humides).

Les représentations personnelles et professionnelles

de l'agriculteur exploitant.

Il faut donc tenir compte de la **combinaison de ces différents facteurs dans l'espace** pour comprendre l'abandon des parcelles agricoles par certains agriculteurs.

- Certaines parcelles, qu'une lecture hâtive aurait rapidement condamné à l'abandon, font toujours l'objet d'usages agricoles. **Les systèmes en marge du modèle agricole dominant contribuent de manière déterminante à l'entretien de ce type de parcelles**, et peuvent trouver dans ces espaces «en marge» un moyen d'assurer leur subsistance économique.

- En l'absence de stratégies patrimoniales affirmées, les usages alternatifs à l'agriculture ne sont pas encore très développés dans les milieux humides, tandis que la chasse et la pêche peuvent constituer ponctuellement une forme de valorisation alternative.

Effets de l'enfrichement sur les fonctions écologiques des milieux aquatiques

Objectifs

- Sur la base d'une bibliographie compatible avec les contextes hydrogéomorphologiques de Bretagne, l'objectif est de réaliser un bilan des connaissances de l'effet de l'enfrichement sur :
  - les habitats, la flore (y compris les bryophytes*), la végétation et la faune dépendante des hydrosystèmes ;
  - les continuités écologiques*,
  - la chaîne trophique,
  - la régulation quantitative de l'eau,
  - la régulation qualitative de l'eau,
  - le stockage de carbone.

- L'objectif est également d'identifier les manques de connaissances sur le sujet.

Cette partie est basée sur un travail complémentaire de recherches bibliographiques et d'échanges avec différents référents scientifiques.

Questions

- Quel est l'effet de l'enfrichement sur les fonctions
  - biologiques
  - hydrologiques
  - biogéochimiques

  des milieux aquatiques*, en particulier à l'extrémité amont des cours d'eau ?

Points abordés

- Les fonctions des zones humides
- L'effet du développement de boisement spontané sur le cours d'eau
- Une synthèse de l'état des connaissances des effets de l'enfrichement sur :
  - la régulation quantitative de l'eau
  - la régulation qualitative de l'eau
  - le stockage de carbone
  - la diversité biologique et paysagère

6.1

Les FONCTIONS des zones humides

Les zones humides présentent principalement des fonctions hydrologiques, biogéochimiques et biologiques. Ces fonctions sont assurées avec différents degrés d'efficacité selon leurs caractéristiques (superficie, position dans le bassin versant, topographie, rugosité, ...).

Au travers de ces fonctions, les zones humides participent au bon état de l'environnement, notamment de la qualité de l'eau. Néanmoins, elles ne doivent pas être vues comme la solution unique aux problématiques environnementales actuelles, leur aménagement pour favoriser une fonction en particulier se faisant généralement au détriment des autres.

6.1.1. Fonctions hydrologiques

6.1.1.1. Fonctionnement hydrologique des zones humides connexes au cours d'eau : un fonctionnement lié à la position de la zone humide au sein du bassin versant

Dans le cadre du programme EcoFriche, ce sont les zones humides situées à l'interface entre les versants et le réseau hydrographique qui sont au cœur des questionnements. Elles sont qualifiées de zones humides rivulaires ou de zones humides liées au cours d'eau (6.1). Selon le fonctionnement hydrologique de la zone humide, certaines peuvent être saturées en eau toute l'année, alors que d'autres sont saturées seulement une partie de l'année.

Le fonctionnement hydrologique d'une zone humide en bord de cours d'eau dépend de sa position au sein du bassin versant (figure 6.1). **A l'amont (1), les écoulements (superficiels et souterrains) convergent principalement des versants vers les zones humides adjacentes aux cours d'eau. La zone humide constitue un lieu de transfert de la nappe du versant vers le cours d'eau et la contribution de ces zones humides à l'alimentation des cours d'eau dépend donc essentiellement des flux issus du versant.** A l'amont, le chevelu hydrographique est plus dense et les zones humides liées aux cours d'eau présentent une grande longueur d'interface entre milieux aquatiques* et milieux terrestres (i.e. bassin versant adjacent ; 6.2).

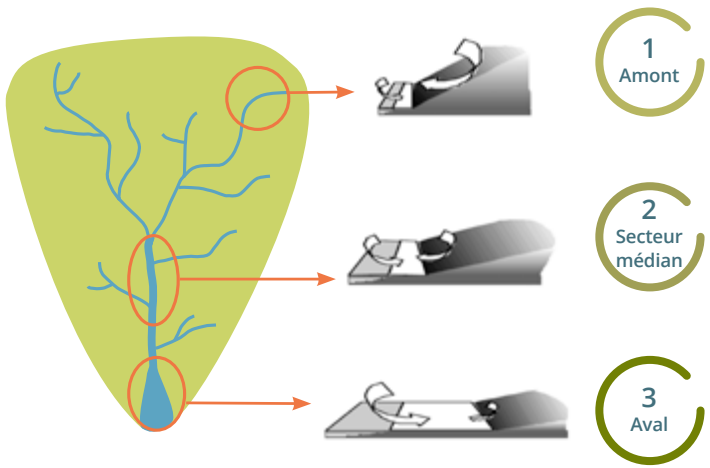


Figure 6.1 : Fonctionnement hydrologique des zones humides associées aux cours d'eau au sein du bassin versant, d'après TABACCHI et al., 1998

Dans le secteur médian (2), les écoulements qui transitent dans les zones humides proviennent à la fois du versant et de la nappe alluviale (nappe d'accompagnement du cours d'eau). Dans ces secteurs, l'alimentation de la zone humide peut être dominée par l'une ou l'autre de ces deux sources d'eau, selon le moment de l'année.

Enfin, dans la partie aval (3), la zone humide est alimentée essentiellement par la nappe alluviale ou directement par le cours d'eau lui-même en cas de débordement. Une plus faible proportion d'eau vient des versants (6.2 ; 6.3 ; 6.4).

A l'amont comme à l'aval, les relations entre la zone humide, la nappe et le cours d'eau peuvent varier au cours de l'année, notamment en fonction des évènements météorologiques. Par exemple, en période estivale, la baisse du niveau de nappe peut engendrer des flux d'eau du cours d'eau vers la zone humide.

6.1.1.2. La régulation des crues

Grâce au volume d'eau qu'elles sont capables de stocker et au ralentissement des écoulements, les zones humides de l'ensemble du bassin versant participent activement à la régulation des crues. Elles permettent d'atténuer et de retarder les pics de crue (figure 6.2).

L'infiltration en zones humides est possible jusqu'à saturation des sols. Une fois les sols saturés, leur efficacité dans la régulation des crues apparaît davantage liée à leur capacité de ralentissement et d'expansion des écoulements (6.5).

A l'amont, les zones humides ralentissent le transfert de l'eau principalement en provenance du versant : mise en charge, stockage puis décharge (6.6). A l'aval, les zones humides stockent l'eau amenée par la nappe d'accompagnement du cours d'eau, par un effet d'étalement.

La nappe occupe progressivement tout le volume du sol jusqu'en surface et peut déborder, provoquant ainsi une crue de nappe. A l'amont comme à l'aval, les zones humides favorisent le ralentissement physique des écoulements. Des hauteurs d'eau et des débits élevés sont généralement observés dans le cas de crues exceptionnelles par débordement du cours d'eau survenant plus communément à l'aval du bassin versant. A l'inverse, de petits écoulements de crue ou le ruissellement issu du versant sont généralement de faible débit et hauteur d'eau.

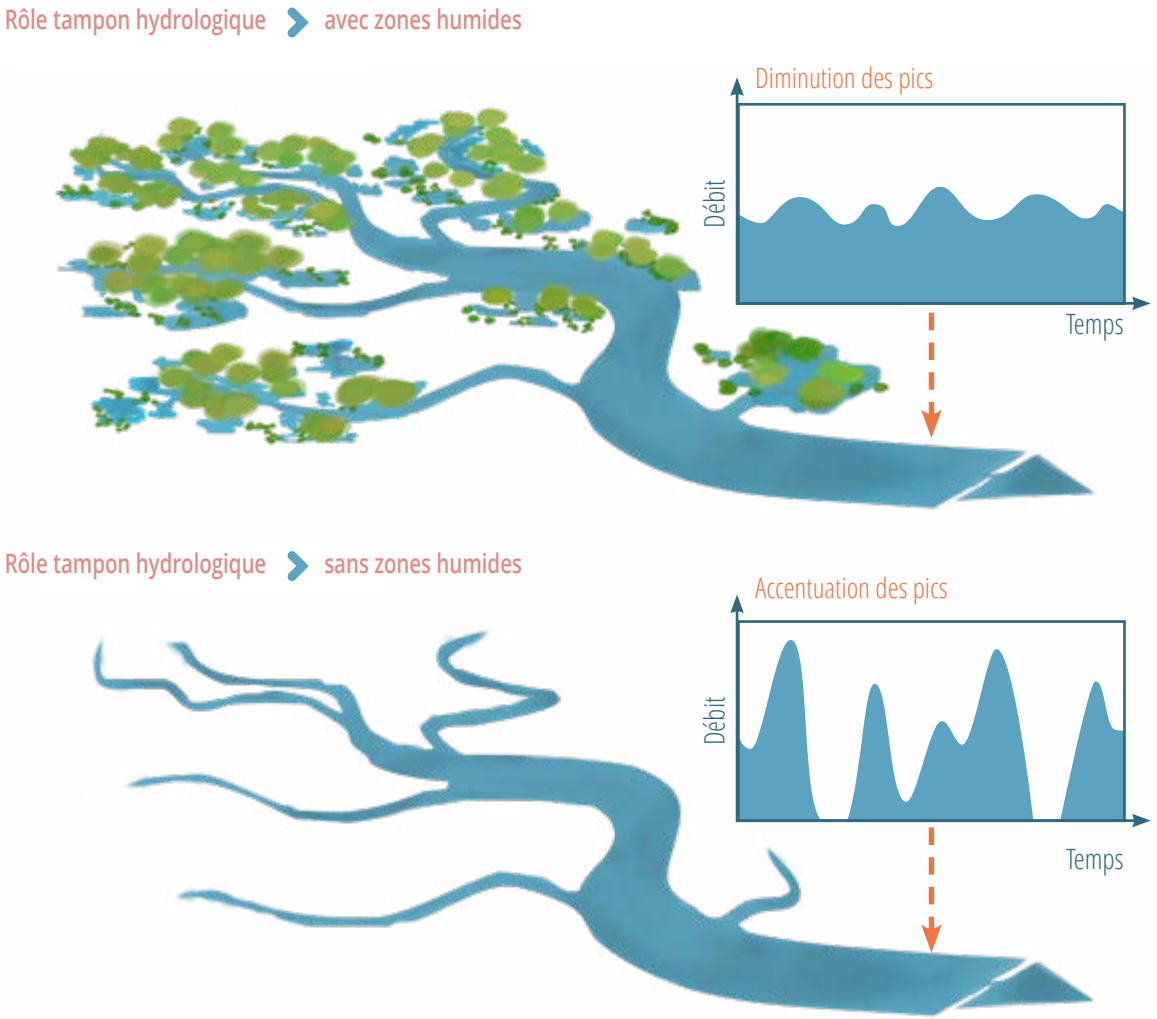


Figure 6.2 : Illustration du rôle tampon des zones humides amont vis-à-vis des crues d'après WELSH et al., 2001

6.1.1.3. Le soutien d'étiage

Les zones humides sont le plus souvent alimentées par l'eau souterraine. Par ailleurs, **certaines zones humides peuvent participer au soutien des débits d'étiage dans le cas où elles stockent de l'eau lors d'évènements pluvieux et qu'elles la restituent progressivement en période estivale.** Quand le niveau du cours d'eau diminue, il draine progressivement la nappe (soutien d'étiage) (6.1 ; 6.5).

Les zones humides liées au cours d'eau, mais déconnectées de la nappe souterraine (cas plus rares en Bretagne), soutiennent directement les étiages en alimentant les cours d'eau grâce à leur réserve.

6.1.1.4. La recharge de nappe

Certaines zones humides contribuent à la recharge de nappe souterraine par infiltration d'une partie des apports d'eau superficiels qui les parcourent. Une recharge de la nappe n'a lieu que dans le cas où le niveau de la nappe est inférieur à celui de la zone humide (6.1).

En Bretagne, les zones humides sont essentiellement des zones de résurgence ou d'affleurement de la nappe. Ainsi, l'eau s'y infiltre et peut participer à la recharge la nappe uniquement lorsque le sol n'est pas saturé en eau (nappe basse). Dans le cas plus fréquent où la zone humide est alimentée par la nappe du versant (zones humides drainantes), la contribution à la recharge de nappe reste généralement faible (6.5).

Plus rarement, les zones humides rivulaires peuvent alimenter la nappe par infiltration de façon continue (zones humides dites « infiltrantes »), notamment lorsqu'il y a beaucoup de relief ou dans le cas d'une zone humide perchée ou de dépression (6.7 ; Com personnelle C. COUSSEMENT, 2018). Dans ce cas, les apports d'eau sont principalement issus des précipitations (6.8).

6.1.2. Fonctions biogéochimiques

6.1.2.1. Interception des matières en suspension et régulation des flux de nutriments

La position des zones humides au sein du bassin versant leur confère un rôle tampon stratégique entre le versant et le cours d'eau. En favorisant les processus de stockage végétal, de piège à matière en suspension, d'adsorption de nutriments et de polluants ainsi que de dénitrification, **les zones humides participent activement à la régulation des flux de nutriments et de matières en suspension (MES) vers les cours d'eau et limitent les phénomènes d'eutrophisation* et de colmatage des milieux aquatiques*** (6.1).

6.1.2.2. La séquestration du carbone

Les zones humides ont des capacités importantes de séquestration du carbone du fait des faibles taux de décomposition de la matière organique associés aux sols saturés en eau. Elles constituent en général des puits de carbone et participent ainsi à la régulation et à l'atténuation du changement climatique.

6.1.3. Fonctions biologiques

A l'interface entre milieux terrestres et aquatiques, les **zones humides abritent et favorisent une grande biodiversité** (6.1) en permettant :

- la réalisation de tout ou partie du cycle de vie des espèces
- la participation au maintien de la continuité écologique*
- l'accueil d'espèces ou d'habitats à forte valeur patrimoniale
- l'existance de zones refuges, de reproduction et d'alimentation pour la faune, la flore et la fonge

6.2

Quelques points d'attention : L'IMPORTANCE du CONTEXTE

Le sujet d'EcoFriche est l'étude de l'effet d'un changement de végétation sur différentes fonctions des milieux aquatiques*.

D'autres éléments, ne faisant pas l'objet de cette étude, interviennent également sur ces fonctions, et souvent de manière prépondérante : le contexte climatique, topographique, pédologique, géologique du milieu étudié.
Par exemple, dans le cas d'une zone humide pentue, l'effet du type de couvert végétal serait moins marqué sur les écoulements, car le temps de résidence de l'eau dans le système est moins important que dans une zone humide plane.

De même, les effets du couvert végétal sur le cycle de l'eau pourront être d'autant plus importants que les contrastes saisonniers seront marqués, le déficit hydrique important en été, les réserves en eau du sol peu importantes et les précipitations fines et fréquentes (6.9).

On pourrait ainsi s'attendre à un effet plus marqué de ces changements de végétation dans l'est de la Bretagne que dans l'ouest, où le climat plus océanique atténue ces contrastes saisonniers.

Néanmoins, l'intégration du contexte géologique amène à nuancer ce propos car par exemple, les cours d'eau sur bassin schisteux présentent généralement une plus forte variabilité hydrologique au cours de l'année que les rivières des bassins granitiques (6.10).

Les **différents usages qui exercent des pressions sur la réserve en eau**, notamment les prélèvements, constituent également des paramètres pouvant influencer les effets de l'enfrichement sur les fonctions des milieux aquatiques*.

Enfin, il est possible que des effets liés au **changement climatique** se superposent à ceux associés au développement du boisement spontané, rendant difficile l'identification des effets spécifiques de ces deux processus sur les fonctions des zones humides.

Les éléments présentés dans ce document entendent donc comparer l'effet du changement de végétation, toutes choses étant égales par ailleurs.

6.3

EFFETS du développement de boisement spontané sur le COURS D'EAU

L'enfrichement des zones humides liées au cours d'eau s'accompagne de changements environnementaux sur le cours d'eau en lui-même.

6.3.1. Une diminution de luminosité et de température

Le développement du boisement spontané en bordure de cours d'eau (ripisylve) augmente l'ombrage et s'accompagne d'une baisse de la température de l'eau. Plus précisément, la ripisylve réduit les variations journalières de température et, en période estivale, limite le réchauffement des eaux en particulier sur les petits et moyens cours d'eau (6.11).

Sur les petits cours d'eau, le développement d'un boisement dense et homogène peut limiter voire stopper la photosynthèse, ce qui inhibe la croissance de la végétation aquatique et réduit ainsi la diversité des habitats pour la faune du cours d'eau.

6.3.2. Une augmentation des apports de matière organique

En comparaison avec une végétation basse*, le développement d'une ripisylve amène davantage de matière organique dans le cours d'eau. Cette matière organique présente des formes variables : arbres, troncs, branches, feuilles, litière*. C'est particulièrement le cas à l'amont, où l'ensemble du cours d'eau peut circuler sous le boisement, contrairement aux cours d'eau plus larges de l'aval où seules les berges sont concernées (6.12).

Les volumes et les quantités de bois apportés à la rivière dépendent de la proportion de cours d'eau bordé par un boisement. Une ripisylve peu développée sur le bassin versant apportera peu de bois vers la rivière.

L'âge de la ripisylve a également une influence dans la mesure où plus il est important, plus le bois entrant dans la rivière peut être abondant, s'accumuler et ainsi migrer lentement (6.13).

L'apport de bois en rivière permet notamment de diversifier les habitats pour la faune aquatique (6.14).

6.3.3. Une évolution morphologique

6.3.3.1. Quelques connaissances historiques en climat tempéré

En Europe, notamment dans la partie nord-ouest, des travaux sur les paléoenvironnement fluviaux montrent qu'avant le développement de l'agriculture, les cours d'eau étaient principalement des systèmes à lits multiples avec un fond de vallée couvert par la végétation ligneuse, et assez rarement des systèmes méandriformes actifs à chenaux uniques. Ces observations s'appliquent à la plupart des cours d'eau de petite ou de moyenne taille, ainsi qu'aux fleuves (6.15). Parmi ces travaux, les auteurs d'une étude sur la partie aval d'un cours d'eau de taille moyenne du massif armoricain normand (la Seulles), ont observé que cette rivière au départ méandriforme, a évolué en contexte d'expansion forestière, vers un cours d'eau à chenaux multiples circulant dans un milieu très végétalisé et boisé (6.16 ; 6.15). Des observations anciennes (XVIII^{ème} siècle) sur des cours d'eau non entretenus au nord-ouest des Etats-Unis (à forte énergie et de plaine) soulignent que ces rivières étaient marquées par de fortes accumulations de bois (6.11).

6.3.3.2. Des observations récentes sur les effets du bois en rivière

L'accumulation de bois en rivière peut agir sur la morphologie des cours d'eau et sur les écoulements. En se positionnant de différentes manières dans la rivière (voir par exemple la classification de WALLERSTEIN et al., 1997), le bois en rivière peut contribuer à (6.13 ; 6.14) :

- Accélérer la formation de chenaux de débordement
- Favoriser des défluviations* et des recoupements de méandres
- Influencer les phénomènes d'érosion ou de dépôt sédimentaires
- Former des îles boisées
- Augmenter la fréquence des débordements
- Augmenter la connexion hydraulique entre le lit mineur et le lit majeur
- Augmenter le niveau d'eau en amont de l'obstacle formé par le bois en rivière
- Diversifier les écoulements et les habitats
- Modifier la végétation rivulaire

6.3.3.3. Le cas des cours d'eau fortement anthropisés

La modification morphologique des rivières par les activités humaines est ancienne et importante, notamment à l'amont du réseau hydrographique (recalibrage, curage, déplacement, dérivation, enterrement, … ; 6.20). Les cours d'eau bretons ne font pas figure d'exception dans ce domaine. Ce contexte actuel peut rendre difficile les prévisions sur l'évolution morphologique des cours d'eau dans une dynamique d'enfrichement, notamment quand peu de retours d'expérience existent dans ce domaine.

A retenir

Au regard des observations précédentes et des constats de terrain, en contexte breton, la dynamique de boisement spontané entrainant l'apportde bois en rivière, devrait :

- **modifier la morphologie du lit vers des formes plus complexes (6.14),**
- **diversifier les largeurs de cours d'eau ainsi que les écoulements à l'échelle locale (6.1).**

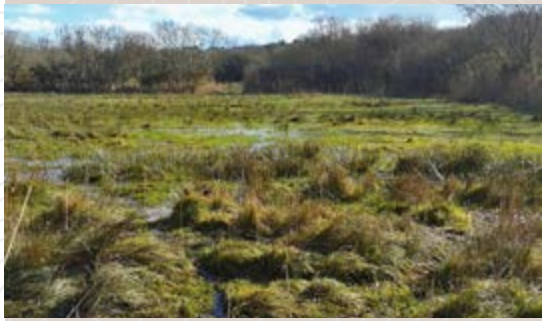
A l'amont, ces modifications ponctuelles de l'écoulement pourraient participer à la formation d'un lit de cours d'eau plus diffus (constats de terrain).

Ces évolutions amènent plus de diversité dans le fonctionnement hydromorphologique du cours d'eau, ce qui est bénéfique pour les écosystèmes aquatiques.

Par ailleurs, l'effet du bois en rivière sur l'évolution de la morphologie pourrait être réduit dans le cas de petits cours d'eau ayant subi des modifications anthropiques, comme l'augmentation de leur section d'écoulement.

6.4

EFFETS de l'évolution de la végétation sur la RÉGULATION QUANTITATIVE de l'eau



6.4.1. Processus liés au cycle de l'eau influencés par le type de couvert végétal

La végétation joue un rôle dans le cycle de l'eau principalement par sa consommation d'eau et par ses capacités de ralentissement des flux en surface. Au cours de l'enfrichement, la physiologie des plantes qui s'installent et leur fonctionnement saisonnier évoluent, de même que la structure de la végétation, modifiant leurs effets sur le cycle de l'eau. Selon le type de couvert végétal, ces caractéristiques vont agir de différentes manières sur le prélèvement, la rétention et l'infiltration d'eau.
Bien que les différences notées entre une végétation arborée et herbacée soient globalement reconnues dans la littérature, cette dernière souligne les difficultés de quantifier ces différences. Les valeurs qui ressortent des études ne sont pas généralisables, dans la mesure où elles sont rattachées à une diversité de contextes (6.9).

6.4.1.1. Une évapotranspiration plus importante du couvert arboré

Influence de l'architecture aérienne

L'évapotranspiration d'un sol végétalisé correspond à la somme de tous les flux de vapeur d'eau qui quittent ce couvert. Elle comprend la transpiration de la végétation via la surface des feuilles, l'eau évaporée par interception des pluies et l'évaporation du sol (6.21). **D'une manière générale, l'évapotranspiration d'un couvert arboré est plus importante que celle d'une végétation basse*** (6.22, 6.23). Cette différence s'explique principalement par des capacités plus grandes d'évaporation de l'eau interceptée, de prélèvements dans les réserves en eau du sol et de transpiration du couvert arboré (6.9 ; 6.22 ; 6.23 ; 6.24).

→ LA TRANSPIRATION VÉGÉTALE

Quand l'eau et l'énergie sont disponibles (6.13), les arbres ont une meilleure capacité à satisfaire la demande évaporatoire de l'atmosphère, par transpiration :

- La surface de feuilles par unité de surface de sol ou indice foliaire* (LAI, Leaf area index) est généralement plus élevée pour un couvert forestier que pour une végétation basse* entretenue (6.22 ; 6.23 ; 6.25). Cependant, il existe une grande variabilité parmi les espèces des différents types de couvert (6.23).

- Avec une couleur généralement plus foncée, une forêt présente une capacité d'absorption du rayonnement un peu plus importante qu'une prairie. Plus un couvert est foncé, plus il va absorber du rayonnement et stimuler l'évaporation (6.9).

- La végétation arborée multistrate (hétérogénéité de la structure) présente une forte rugosité qui augmente la turbulence de l'air. Elle utilise l'énergie issue de cette turbulence pour évaporer l'eau (6.9).

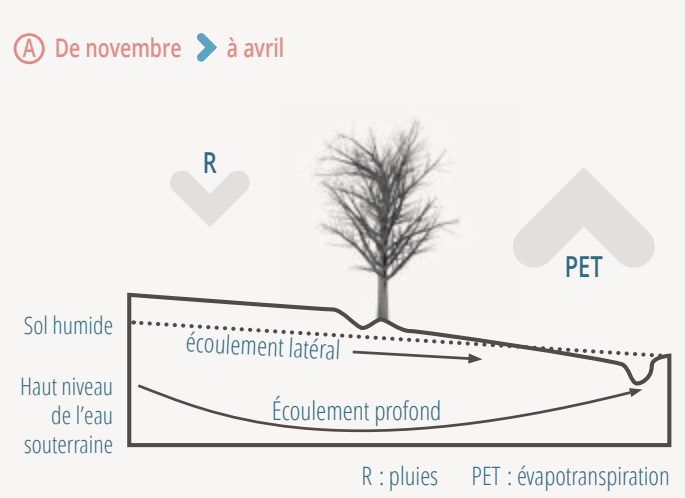
NOTE : dans le cas d'une culture ou d'une prairie exploitée (fauche et/ou pâturage), les pratiques auront une influence sur l'intensité d'évapotranspiration notamment au travers d'une diminution de la surface foliaire après les fauches ou les récoltes (6.23 ; 6.21).

→ INTERCEPTION ÉVAPORÉE DES PLUIES

En hydrologie, l'eau évaporée par interception des pluies correspond à l'évaporation de l'eau liquide à la surface des feuilles pendant et après la pluie. Les arbres ont généralement des pertes par interception des pluies plus importantes qu'une végétation basse*, notamment car leur rugosité est plus grande (6.23 ; 6.21) et leur indice de surface foliaire généralement plus élevé. L'interception est plus importante lorsque les pluies sont abondantes et de faible intensité (6.26).

Influence de l'architecture souterraine sur les prélèvements d'eau

D'une manière générale, le système racinaire des arbres a la capacité de se développer sur une plus grande profondeur de sol (6.22) **que celui d'une végétation basse*** (6.23). Cette capacité est principalement fonction de l'épaisseur du sol (6.25) : le développement racinaire augmente avec la profondeur du sol (6.27).



En milieux humides, des essences comme les Aulnes ou les Saules sont capables de pénétrer profondément dans les couches de sol complètement inondées même dans le cas de sols à gleys compacts (6.28).

Bien que les prélèvements d'eau par la végétation herbacée s'étendent sur une période plus grande de l'année que celle des arbres à feuilles caduques, **la végétation arborée présente généralement une potentialité d'utilisation des réserves en eau du sol plus élevée qu'une végétation herbacée** (6.9, 6.25 ; 6.23). Pour qu'une différence de prélèvement d'eau entre végétation arborée et herbacée soit notable et présente un effet dans le bilan d'évaporation, le sol doit être assez profond. Dans ce cas, les arbres seront en capacité de se développer sur une épaisseur de sol plus grande que ne le ferait une végétation basse* (6.9).

En période estivale, ce prélèvement de la végétation arborée peut impliquer une baisse du niveau de nappe un peu plus importante et/ou une consommation de la réserve utile* plus élevée (6.13 ; 6.28), que sous une végétation herbacée. En année humide, l'abaissement de la nappe peut devenir négligeable (6.28) si l'alimentation en eau compense l'évaporation.

Par ailleurs, le développement d'une végétation ligneuse peut accélérer les phénomènes de rabattement de nappe et entrainer ainsi un atterrissement des milieux humides (baisse du niveau de nappe), notamment en contexte tourbeux (6.29).

Influence du fonctionnement saisonnier

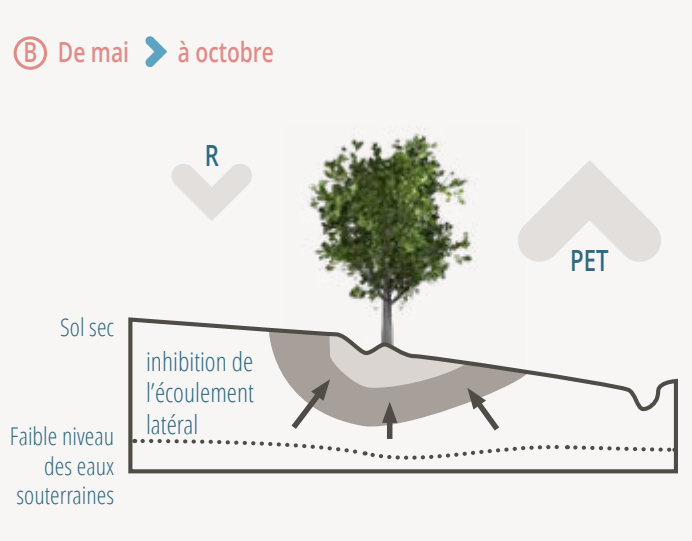
En se basant sur la bibliographie des haies de ceinture de bas-fond, il est possible de noter différents effets du couvert arboré sur les transferts d'eau en provenance du versant en fonction des périodes de croissance et de repos de la végétation (6.30 ; 6.24 ; 6.31 ; 6.21) :

→ DE NOVEMBRE À AVRIL

Période humide avec plus de précipitations (évapotranspiration < pluies ; figure 6.3) :

- Les arbres entrent en période de repos végétatif, perdent leurs feuilles, ce qui réduit l'interception, et arrêtent de transpirer et de prélever de l'eau dans le sol.
- Par infiltration et remontée de nappe, le sol devient très humide voire saturé d'eau.
- L'absence de prélèvements d'eau en période hivernale, quand les arbres ont perdu leurs feuilles, et l'augmentation des précipitations permettent à la nappe de remonter vers la surface (6.25 ; 6.30).
- Dans cette situation, il y a peu de différences entre les types de végétation arboré et herbacé.

Figure 6.3 : Illustration schématique de l'impact d'une haie sur le bilan hydrique pendant la période de dormance (A) page 91 et végétative (B) page 92 d'après GHAZAVI et al., 2008



R : pluies PET : évapotranspiration

Figure 6.3 (suite) : Illustration schématique de l'impact d'une haie sur le bilan hydrique pendant la période de dormance (A) page 91 et végétative (B) page 92 d'après GHAZAVI et al., 2008

→ DE MAI À OCTOBRE

Période sèche avec moins de précipitations (évapotranspiration > pluies ; figure 6.3) :

- Les arbres entrent en période végétative, les prélèvements d'eau et l'évapotranspiration augmentent et de manière préférentielle sous les couverts arborés.
- Avec un couvert arboré, le sol peut s'assécher davantage et la nappe peut être un peu plus basse que sous un couvert herbacé.
- La végétation arborée peut capter, voire inhiber, une part importante des écoulements provenant du versant et ralentir la réhumidification du sol (6.30).

La traduction de ces processus liés au fonctionnement saisonnier dans la morphologie du sol sera longue, l'hydromorphie, et plus précisément les traits rédoxiques, étant quasiment permanents (hydromorphie fossile). En l'absence de remaniement mécanique du sol, la bioturbation (mélange de la terre sous l'action des organismes vivants) pourra conduire à terme (plusieurs années à plusieurs décennies) à une différence d'hydromorphie.

En effet, la réduction du niveau de nappe plus importante sous une végétation arboré pourra par exemple faire évoluer la morphologie du sol d'un gley à un pseudogley.

Néanmoins, il n'y aura pas de différence d'un point de vue réglementaire, les traces d'hydromorphie perdurant dans le temps (hydromorphie fossile ; Com. Perso. Blandine LEMERCIER, 2018).

Influence de l'âge du boisement

Généralement, l'importance des parties aériennes, du système racinaire, du sous-étage et de la strate herbacée **augmentent avec la maturité de la végétation**, jusqu'à un certain âge variable en fonction des espèces (6.32 ; 6.33). Ainsi, l'évapotranspiration, la capacité d'infiltration et la rugosité varient avec l'âge de la végétation.

Un couvert d'arbres adultes a tendance à évapotranspirer davantage qu'un peuplement jeune. À partir d'un certain âge, 60 ans pour le chêne par exemple, l'évapotranspiration diminue puis tend à se stabiliser (6.33 ; 6.27). Cela est notamment dû à l'interception évaporée qui augmente avec l'âge du peuplement puis diminue (6.33).

De même, **la capacité d'infiltration augmente lorsque la végétation se développe et que le sol s'enrichit en matière organique** (humus). Mais elle peut se réduire si le couvert vieillissant présente un développement et/ou une densité plus faible (6.34).

6.4.1.2. Une infiltration et une rétention d'eau favorisées par le couvert arboré

D'une manière générale, la végétation arborée à racines profondes favorise davantage l'infiltration et la rétention de l'eau par rapport à une végétation basse*, grâce à un sol généralement plus organique, aéré et meuble (6.12 ; 6.34 ; 6.35 ; 6.36 ; 6.28).

L'infiltration de l'eau dans le sol varie **en fonction du degré d'humidité et du type de sol** (6.27). Dans le cas de sols hydromorphes (peu perméables), un couvert forestier permet d'augmenter la capacité de rétention de l'eau et l'infiltration (6.36).

Influence de la structure racinaire

Le système racinaire des arbres augmente la porosité du sol en favorisant sa fissuration et sa décompaction grâce au développement d'un réseau de larges et nombreux canaux pouvant coloniser une plus grande profondeur et des sols très compacts (6.35 ; 6.28 ; 6.35).

En système prairial, la plupart des graminées* ont un système racinaire dense qui peut colmater la surface du sol (6.35).

Influence de la matière organique du sol

La dynamique végétale du couvert (chute des feuilles hivernales, mort d'un individu, ...) entraîne le dépôt de matière organique en décomposition (feuilles, débris végétaux) qui s'accumule en surface et dans le sol (litière*, humus).

Cet apport de matière organique augmente la capacité de rétention en eau du sol (6.22 ; 6.28 ; 6.33) **et sa porosité.** Globalement, la teneur en matière organique d'un sol forestier est légèrement supérieure à celle d'une prairie (6.23 ; 6.37).

6.4.1.3. Le ralentissement des écoulements en surface : des effets variables du type de couvert végétal en fonction des conditions d'écoulement

Une zone humide joue un rôle dans le ralentissement de l'écoulement principalement au travers de sa rugosité. La rugosité est d'abord liée à la « complexité topographique » de la zone. La végétation est un facteur qui intervient dans un second temps (6.8). Le caractère rugueux du couvert correspond aux diverses aspérités et irrégularités qu'il forme et qui entrainent une résistance plus ou moins forte à l'écoulement de l'eau ou au vent. La rugosité végétale dépend de la flexibilité de la végétation, sa taille, sa densité et son âge. L'effet de la végétation sur les flux d'eau dépendra par ailleurs de la hauteur de la lame d'eau et du degré de submersion de la végétation.

Les arbres, souvent plus espacés que la végétation herbacée, sont surtout efficaces sur la résistance à l'écoulement lorsque les débits sont très élevés et les hauteurs d'eau importantes (6.8 ; 6.11)**. Généralement plus denses, les strates arbustive et herbacée sont plus résistantes à l'écoulement avec une faible lame d'eau** (6.8) **et des débits peu élevés** (6.34).

Plus la densité de tiges et/ou le nombre d'individus sur pied est importante et plus la rugosité augmente (6.34 ; 6.38). En ce sens, en période végétative, la végétation est plus rugueuse et résiste mieux à l'écoulement.

Le boisement spontané amène une rugosité supplémentaire en alimentant en débris ligneux (branches, troncs, matière organique grossière, ...) la zone humide, et le cours d'eau. Ces éléments constituent des freins supplémentaires aux écoulements (6.8) et ralentissent le transport de l'eau vers l'aval, que ce soit au sein de la zone humide ou bien dans le cours d'eau, ce qui a tout particulièrement son importance à l'amont du bassin versant. De même, la litière* en surface impose un chemin d'écoulement plus tortueux à l'eau, ce qui, lorsque la quantité de litière* est suffisante, peut ralentir le ruissellement (6.12). Ainsi, la présence d'une strate herbacée ou de litière* et de bois mort sous les arbres favorise l'infiltration et le ralentissement des écoulements de manière assez similaire (6.12).

A long terme, deux phénomènes se contrebalancent. D'un côté, la réduction de la densité de tiges liée au vieillissement des arbres semble diminuer la résistance à l'écoulement (6.39) et de l'autre, le boisement spontané mature amène généralement plus de bois mort et ainsi plus de rugosité.

6.4.2. Synthèse des effets du couvert végétal sur les fonctions hydrologiques des milieux aquatiques

Les éléments présentés ci-après concernant les effets du type de couvert végétal sur les fonctions hydrologiques n'intègrent pas les cultures. Ce couvert rassemble une diversité de types de cultures et de pratiques (périodes de semis, récolte, densité...) rendant difficile son intégration dans le cadre de cette étude. De plus, en Bretagne, il semble que la majorité des zones humides en contexte agricole soient des prairies (Voir Partie 4.1.2.1, p. 31).

Les tableaux de synthèse de cette partie sont issus de l'analyse des connaissances exposées dans les parties précédentes (Voir Partie 6.4.1, p. 90).

Pour résumer ces conclusions : en été, avec le développement de boisement spontané, la nappe pourra descendre un peu plus bas que sous un couvert herbacé, si l'alimentation en eau de la zone humide ne compense pas la demande en eau plus importante des arbres (figure 6.4).

NOTE :
les effets de la strate arborée sur la régulation quantitative de l'eau seront moins marqués à long-terme (entre 50 et 100 ans) et en période de saturation de la zone humide (Voir Partie 6.4.1.1, p. 90).

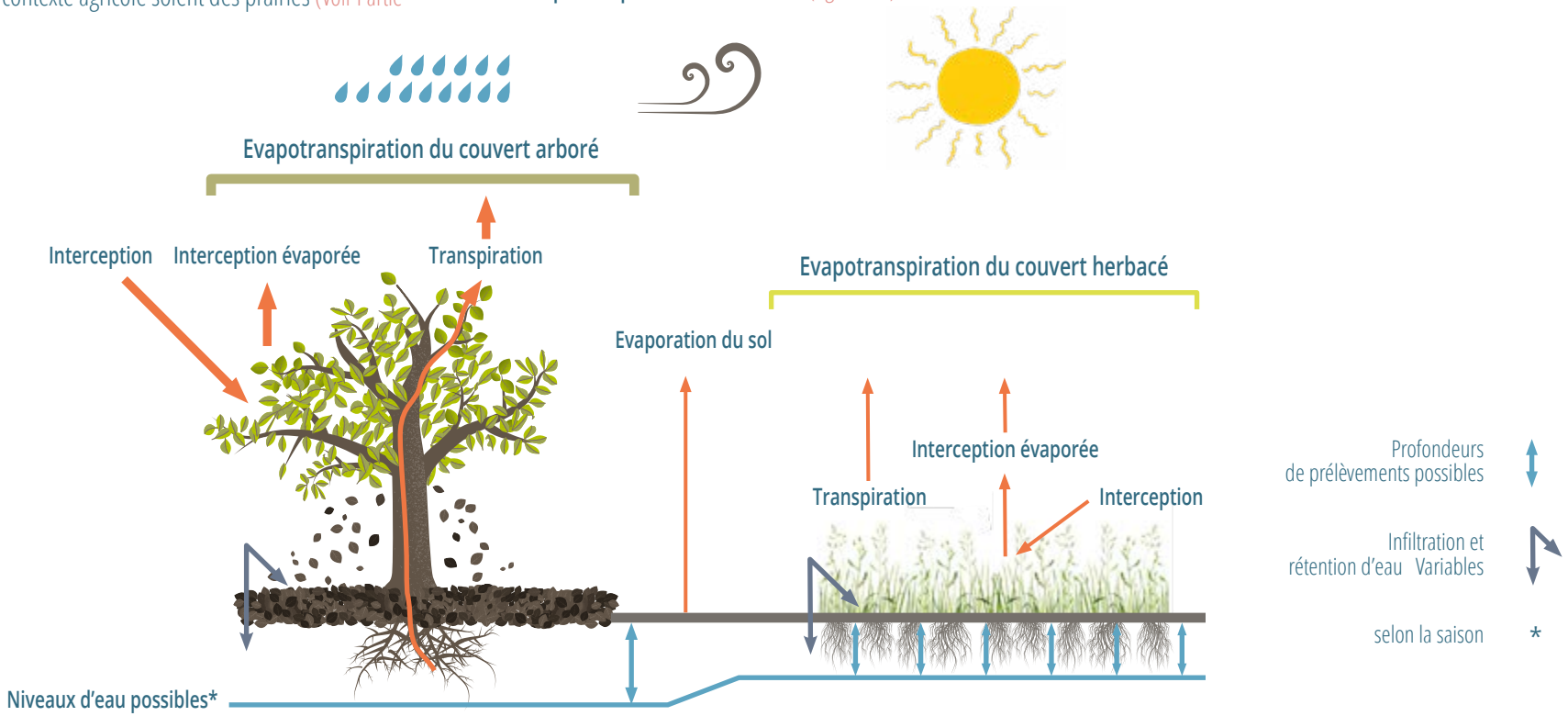


Figure 6.4 : Effet du couvert végétal sur le prélèvement d'eau, FMA, 2018

6.4.2.1. Effets du type de couvert végétal sur la régulation des crues

Le ralentissement des écoulements de surface

La rugosité du type de couvert végétal permettant le ralentissement physique des écoulements présente des effets variables en fonction des conditions d'écoulement (Voir Partie 6.4.1.3, p. 93). Ces dernières sont généralement liées à la position de la zone humide sur le bassin versant. Les arbres sont surtout efficaces vis-à-vis des crues avec un niveau d'eau important se produisant plutôt à l'aval du bassin versant et la végétation herbacée est généralement plus résistante à l'écoulement de faible hauteur d'eau issu par exemple du ruissellement (6.8 ; 6.34).

L'évolution de la morphologie en contexte d'enfrichement vers des lits de cours d'eau à formes plus complexes et diversifiées, offre une plus grande résistance à l'écoulement que les cours d'eau rectilignes (6.1).

Le stockage temporaire et la réduction du volume d'écoulement

Pendant la période végétative, l'assèchement du sol en fin d'été lié à une évapotranspiration plus importante du couvert arboré (Voir Partie 6.4.1.1, p. 90), pourra retarder la saturation du sol en début d'hiver. Ainsi, ce recul de la mise en charge de la zone humide pourra réduire le risque d'inondation et le pic de crue, en retardant la période critique pour les crues et la reprise de l'écoulement (Voir Partie 6.4.1.1., p. 90 ; 6.30). D'après ces observations, en comparaison avec une végétation basse*, **la végétation arborée en zone humide aura tendance à accentuer l'effet tampon vis-à-vis de l'écrêtement des crues en début de période hivernale**.

Si la zone humide n'est pas entièrement saturée, un couvert arboré favorisera davantage l'infiltration et la rétention d'eau, ce qui permettra de réduire le volume d'écoulement issu du ruissellement ou du débordement du cours d'eau (Voir Partie 6.4.1.2, p. 93 ; 6.34).

Enfin, en période de crue, les boisements en bordure de cours d'eau ont sensiblement les mêmes capacités de stockage que les végétations herbacées. (6.13).

Lorsque le cours d'eau déborde, la forêt diminue les vitesses moyennes d'écoulement et ralentit la propagation des crues (6.11). Localement, la végétation ligneuse rivulaire dense ralentit les écoulements entre le chenal et la plaine inondable et plus largement, la ripisylve et le bois en rivière participent au « ralentissement dynamique » des écoulements à l'aval (6.40).

Synthèse de l'effet du type de couvert végétal sur la fonction de régulation des crues en zone humide

Le tableau de synthèse issu de l'analyse de la bibliographie montre une différence peu marquée des effets du type de couvert végétal sur la régulation des crues par les zones humides amont (tableau 6.1).

	Amont et aval (faible lame d'eau)		Aval en crue (niveau d'eau important)	
Type de couvert	Prairie	Boisement spontané non entretenu*	Prairie	Boisement spontané non entretenu*
① Ralentissement des écoulements				
② Réduction du volume d'écoulement**				
③ Stockage en surface				
Régulation des crues (bilan des processus 1, 2 et 3)				

Le gradient de couleur compare le bénéfice du type de couvert par rapport à la fonction ou au service rendu par la zone humide (plus la couleur est foncée, plus le couvert est favorable pour la fonction de la zone humide).

* Structure multistrate et/ou présence de litière* et de bois mort
** Si la zone humide n'est pas entièrement saturée

Tableau 6.1 : Synthèse de l'effet du type de couvert végétal sur la fonction de régulation des crues en zone humide

6.4.2.2. Effets du type de couvert végétal sur le soutien d'étiage

En période estivale, l'évapotranspiration d'un sol végétalisé est plus intense avec un couvert arboré qu'avec une végétation basse* (Voir Partie 6.4.1.1, p. 90). **Dans le cas où le soutien d'étiage n'est pas réalisé par remontée de nappe profonde (cas assez rare sur les zones humides étudiées) le couvert arboré pourrait diminuer l'écoulement qui transite par la zone humide, et par conséquent réduire les capacités de soutien d'étiage** (tableau 6.2 ; 6.9 ; 6.27). Il s'agira de prêter attention à cet effet du boisement vis-à-vis du changement climatique prévoyant de futurs étés plus secs.

L'effet des prélèvements de la végétation arborée rivulaire sur les eaux souterraines sera peu sensible pour un cours d'eau à gros débit.
A l'inverse, cet impact pourra être plus important dans le cas des très petits cours d'eau ayant des zones contributives restreintes et parfois des débits très limités en période d'étiage (6.13). **Ainsi, cet effet sera probablement plus marqué à l'amont sur des petits cours d'eau à faible débit qu'à l'aval** (tableau 6.2).

Type de couvert	Prairie	Boisement spontané non entretenu*
Soutien d'étiage		

Le gradient de couleur compare le bénéfice du type de couvert par rapport à la fonction ou au service rendu par la zone humide (plus la couleur est foncée, plus le couvert est favorable pour la fonction de la zone humide).

Structure multistrate et/ou présence de litière et de bois mort.

Tableau 6.2 : Synthèse de l'effet du type de couvert végétal sur la fonction de soutien d'étiage en zone humide

6.4.2.3. Effets du type de couvert végétal sur la recharge de nappe

La végétation arborée présente une meilleure capacité d'infiltration qu'un couvert herbacé, ce qui vient compenser, vis-à-vis de la réserve en eau du sol, l'évapotranspiration plus importante. **Dans le cas de zones humides dites « infiltrantes »** (Voir Partie 6.1.1.4, p. 86, **peu fréquentes en Bretagne**, 6.5)**, cette meilleure infiltration des eaux est favorable pour la recharge de nappe. Cette différence est également valable pour les autres zones humides hors saturation, même si la fonction reste minime** (tableau 6.3).

Type de couvert	Prairie	Boisement spontané non entretenu*
Recharge de nappe		

Le gradient de couleur compare le bénéfice du type de couvert par rapport à la fonction ou au service rendu par la zone humide (plus la couleur est foncée, plus le couvert est favorable pour la fonction de la zone humide).

Structure multistrate et/ou présence de litière et de bois mort.

Tableau 6.3 : Synthèse de l'effet du type de couvert végétal sur la fonction de recharge de nappe en zone humide

6.5

EFFETS de l'évolution de la végétation sur la régulation QUALITATIVE de L'EAU en zones humides

Les nutriments (phosphore, azote) et les éléments polluants dissous ou adsorbés aux matières en suspension (MES) sont transportés depuis les bassins versants jusqu'aux cours d'eau par les eaux de ruissellement, de subsurface et par les fossés et drains (6.41).
Quand ces eaux ne sont pas court-circuitées par des drainages notamment, elles transitent par les zones humides qui peuvent contribuer par différents processus à l'amélioration de la qualité de l'eau arrivant au cours d'eau.
Cela est également le cas pour les eaux de débordement en cas de crue des rivières.
La contribution de la zone humide à l'amélioration de la qualité de l'eau dépend de nombreux facteurs, dont notamment le type de végétation qui s'y développe.

6.5.1. Effets du type de végétation sur la rétention des matières en suspension par les zones humides

6.5.1.1. Les processus de rétention des MES dominants en zone humide, en lien avec le type de couvert végétal

Les matières en suspension (MES) correspondent à des particules solides, généralement fines, minérales ou organiques et en suspension dans l'eau. En grande quantité, elles peuvent avoir un effet néfaste sur les écosystèmes aquatiques. Leur présence augmente la turbidité de l'eau, ce qui limite la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau entraînant une réduction de la photosynthèse. Elles engendrent également, un colmatage des fonds du cours d'eau (notamment les zones de frayères) et véhiculent de nombreux polluants (glossaire eaufrance ; 6.38).

Les deux principaux processus qui favorisent l'interception des MES dans les zones humides sont (6.34 ; 6.38 ; 6.12) :

- Le ralentissement des écoulements grâce à la rugosité du couvert (Voir Partie 6.4.1.3, p. 93).
- L'infiltration qui diminue le volume du ruissellement et sa capacité de transport (Voir Partie 6.4.1.2, p. 93).

Ces deux processus permettent aux MES de sédimenter et d'être ainsi retenues par la zone humide.

La rétention des MES est favorisée par des écoulements lents et un long temps de résidence de l'eau qui permettent une meilleure sédimentation et l'infiltration de l'eau. La topographie de la zone humide, les aménagements (talus de ceinture de zones humides) et la connectivité avec le cours d'eau sont des facteurs importants qui régulent ce processus (6.41). La sédimentation varie ainsi de manière hétérogène au sein de la zone humide.

Influence de la rugosité du couvert végétal sur la sédimentation : des effets variables du type de couvert en fonction des conditions d'écoulement

Dans la majorité des cas, les MES transportées par un ruissellement de faible hauteur d'eau, généralement issu du versant, sont piégées plus efficacement par un couvert herbacé que par un couvert arboré, tout particulièrement s'il est constitué de Graminées* (Voir Partie 6.4.1.3, p. 93 ; 6.34 ; 6.35). La densité de tiges de Graminées augmente la rugosité du couvert et favorise la sédimentation des particules (figure 6.5). Néanmoins, dans le cas où la zone humide est large et avec un faible relief, cette différence se réduit car les caractéristiques physiques de la zone pourront compenser la présence d'une végétation arborée moins efficace pour capter les sédiments. Ainsi, une zone tampon boisée large et plate pourra se révéler tout aussi efficace qu'une végétation herbacée pour retenir les MES transportées par un écoulement peu épais (6.34).

A l'inverse, lorsqu'il s'agit d'une inondation avec une hauteur d'eau importante, un couvert arbustif et arboré sera plus efficace (6.34 ; 6.11).

Par ailleurs, le bois mort et la litière* apportés par la végétation dans la zone humide permettent également de piéger des MES (6.12).

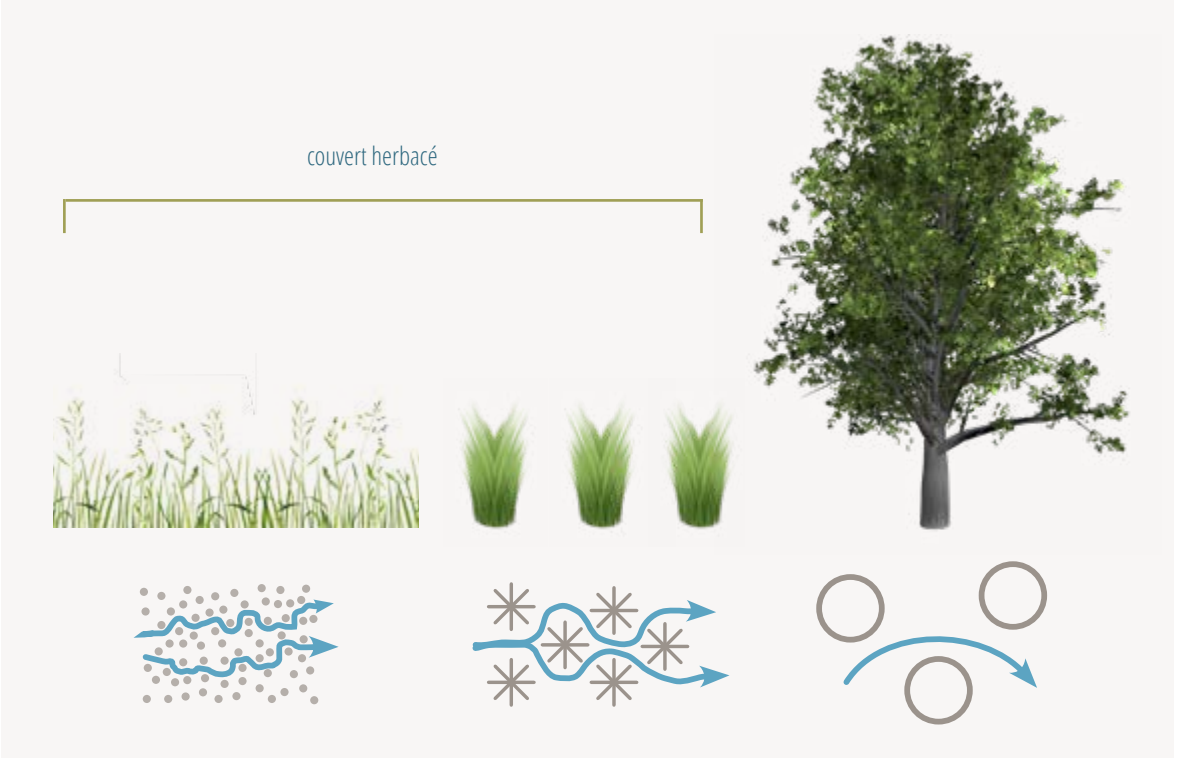


Figure 6.5 : Effet de la densité du couvert végétal sur le piégeage des MES d'après KARSSIES et al., 1999 (6.42).

Des capacités d'infiltration limitées en zones humides, mais favorisées par un couvert boisé

Bien que la capacité d'infiltration des sols hydromorphes des zones humides reste en général assez limitée (6.24), un couvert arboré avec une litière* suffisante favorisera davantage l'infiltration de l'eau dans la zone humide (si le sol n'est pas saturé), ce qui sera bénéfique pour la rétention des MES (Voir Partie 6.4.1.2, p. 93).

Note : le surpâturage peut amener un tassement du sol et réduire ses capacités d'infiltration (6.34).

6.5.2. Effets du type de végétation sur la régulation des flux de phosphore par les zones humides

6.5.2.1. Les formes de phosphore

Quand il est dans l'eau, le phosphore peut exister sous deux formes (6.34) :

- Une forme dissoute (secondaire) constituée des ions phosphates, directement assimilables par la végétation.
- Une forme particulaire (principale), notamment dans le cas de pollutions diffuses où le phosphore est adsorbé ou précipité sur des particules solides.

Le phosphore passe d'une forme à l'autre et peut s'accumuler de façon plus ou moins prolongée dans le sol, selon les conditions physico-chimiques du milieu.

La balance entre l'adsorption et la désorption du phosphore maintient l'équilibre entre les phases solide et liquide du sol. Les conditions du milieu et la nature des sols conditionnent les capacités de stockage du phosphore (6.34).

Le phosphore est également présent dans l'environnement sous forme organique au sein de la biomasse végétale.

En quantité excessive, le phosphore participe aux phénomènes d'eutrophisation* des milieux aquatiques* (6.34 ; 6.43).

6.5.2.2. Les processus dominants d'abattement du phosphore en zone humide et l'influence du type de couvert végétal

En raison d'une composante gazeuse peu significative au sein de son cycle, le phosphore ne peut pas être éliminé de l'eau par des processus physico-chimiques. La diminution des teneurs en phosphore dans le milieu ne pourra résulter que de son adsorption ou de sa précipitation sur les particules du sol ou sa consommation par les végétaux.

Le phosphore dissous peut être immobilisé par précipitation avec du fer, de l'aluminium ou du calcium ou par adsorption sur les argiles des composés organiques ou des oxydes métalliques qui composent le sol (6.8). Les fluctuations de nappe qui contrôlent la fréquence de mise en saturation du sol et la durée des périodes d'engorgement prolongé, sont des paramètres importants des mécanismes de libération de phosphore dissous en zone humide. La mise en saturation et/ou l'engorgement prolongé de la zone font apparaître des conditions anaérobies* favorables au relargage de phosphore dissous (6.34 ; 6.44; 6.45). Néanmoins, les processus physico-chimiques qui influencent la précipitation ou l'adsorption du phosphore en zones humides sont complexes et encore difficiles à évaluer (6.46).

Le phosphore dissous peut également être stocké par les plantes et les micro-organismes. Le stockage du phosphore par les plantes est plus important lors de la saison végétative (6.47). Le phosphore peut être stocké à plus ou moins long terme dans le milieu ou être exporté par prélèvement de biomasse (6.45). A la mort des organismes, leur décomposition entraîne le retour d'une partie du phosphore sous forme soluble par lixiviation*. Ainsi, la végétation ne supprime pas durablement le phosphore du milieu. Elle permet en réalité d'augmenter son temps de séjour en réduisant sa mobilité par stockage temporaire et régule ainsi les flux de phosphore à destination des cours d'eau.

Il est à noter que le prélèvement de biomasse par pâturage restitue une partie du phosphore dans le milieu sous forme de fèces et d'urine. Le pâturage constitue généralement une source de contamination phosphorée notamment quand les animaux ont accès au cours d'eau ou en cas d'événement pluvieux par lessivage (6.34).
Les formations boisées stockent tout particulièrement le phosphore (6.41 ; 6.48). La litière* ligneuse est généralement plus difficile à décomposer et un couvert arboré a tendance à stocker du phosphore sur le long terme, alors qu'une prairie accumule du phosphore à plus court terme (6.12 ; 6.48). **Le devenir du phosphore particulaire est fortement lié à celui des MES** (6.38 ; 6.34) et sa rétention suit les mêmes processus (Voir Partie 6.5.1.1, p. 97).

6.5.3. Synthèse de l'effet du type de couvert végétal sur la fonction de régulation des flux de MES et de Phosphore

Les sols hydromorphes des zones humides ont une capacité limitée d'interception du phosphore particulaire et des MES par le biais de l'infiltration. Néanmoins, **la position des zones humides au sein du bassin versant leur confère un rôle tampon stratégique dans la régulation des flux de phosphore et de MES vers les cours d'eau**.

Le tableau de synthèse (tableau 6.4) **issu de l'analyse de la littérature permet de déduire qu'il existe un effet peu marqué du type de couvert végétal sur le piégeage des MES et l'abattement du phosphore par les zones humides de l'amont du bassin versant** (Voir Parties 6.5.1, p. 97 et 6.5.2, p. 99)**.**

Le phosphore est majoritairement retrouvé sous forme particulaire dans le cas de pollutions diffuses. Son abattement suit donc préférentiellement les processus liés aux MES. Un approfondissement des connaissances sur les processus d'adsorption et de précipitation du phosphore dissous permettrait d'affiner les conclusions.

La présence d'une végétation toute l'année sera favorable dans tous les cas. Le type de gestion a également une influence importante. L'export de matière par fauche ou coupe de bois permettant d'éliminer le phosphore du milieu de manière durable apparaît particulièrement bénéfique.

Dans un boisement non entretenu (pas d'export de bois), une partie du phosphore sera restituée au milieu ponctuellement lors de la décomposition de la matière organique.

Néanmoins, la fonction de régulation des flux de phosphore sera toujours effective. Par ailleurs, il faut prêter attention aux effets moins bénéfiques qui accompagnent le pâturage (non comptabilisés ici dans le tableau).

	Amont et aval (faible lame d'eau)		Aval en crue (niveau d'eau important)	
Type de couvert	Prairie	Boisement spontané non entretenu*	Prairie	Boisement spontané non entretenu*
(1) Ralentissement des écoulements				
(2) Réduction du volume d'écoulement par infiltration**				
(3) Stockage végétal				
(4) Exportation de biomasse par fauche				
(5) Absorption ou précipitation	NA	NA	NA	NA
Rétention des MES et du Phosphore particulaire (bilan des processus 1 et 2)				
Rétention du Phosphore (bilan des processus 1, 2, 3 et 4)				

Le gradient de couleur compare le bénéfice du type de couvert par rapport à la fonction ou au service rendu par la zone humide (plus la couleur est foncée, plus le couvert est favorable pour la fonction de la zone humide).

NA : pas applicable par manque de connaissances
Structure multistrate ou présence de litière et de bois mort
**Quand le sol n'est pas saturé.

Tableau 6.4 : Synthèse de l'effet du type de couvert végétal sur la fonction de régulation des flux de MES et de phosphore par les zones humides

6.5.4. Effets du type de végétation sur la régulation des flux d'azote par les zones humides

Selon le contexte hydromorphologique, les chemins d'écoulement varient et c'est d'abord **l'hydrologie** qui contrôle les capacités de rétention d'azote de la zone humide. **La nature de la végétation** apparaît comme un facteur secondaire si la quantité et la qualité de carbone qu'elle apporte au milieu sont suffisantes (6.2).

6.5.4.1. Les formes d'azote

Les apports azotés en provenance des milieux adjacents et transférés vers les milieux aquatiques* s'effectuent sous deux formes :

Organique provenant de la décomposition de la matière organique du sol avec ce qui est issu des résidus de culture ou de fèces animales,

Minérale essentiellement sous forme de nitrates NO_3^- et plus faiblement sous forme d'ammonium NH_4^+.

En général, les nitrates transitent par les écoulements de subsurface et souterrain (nappe) car l'ion nitrate est très soluble et faiblement retenu par le sol (6.49 ; 6.34 ; 6.38).

L'azote organique et l'ammonium sont plutôt transportés dans les eaux de ruissellement (6.38).
Tout comme le phosphore, le nitrate peut entraîner des phénomènes d'eutrophisation* des milieux aquatiques* (6.43) et des problèmes de potabilité de l'eau quand les concentrations deviennent trop élevées. Les ions ammonium sont toxiques pour les organismes aquatiques (6.34).

6.5.4.2. Cycle de l'azote simplifié en zone humide

En zone humide, les variations de niveau d'eau du sol au cours de l'année font alterner conditions aérobies* et anaérobies*, et entraînent des processus de transformation entre les différentes formes d'azote (figure 6.6).

En conditions aérobies*, l'azote organique peut être minéralisé sous forme de nitrate au travers des processus biologiques d'ammonification puis de nitrification, réalisés par des bactéries. L'ammonium se transforme rapidement en nitrate en présence d'oxygène.

En conditions anaérobies*, l'ammonification est toujours possible, mais ralentie et l'ammonium n'est plus nitrifié. Les nitrates présents dans le milieu peuvent être dénitrifiés en l'absence d'oxygène. Dans ces conditions, les bactéries vont utiliser le nitrate comme source d'oxygène.

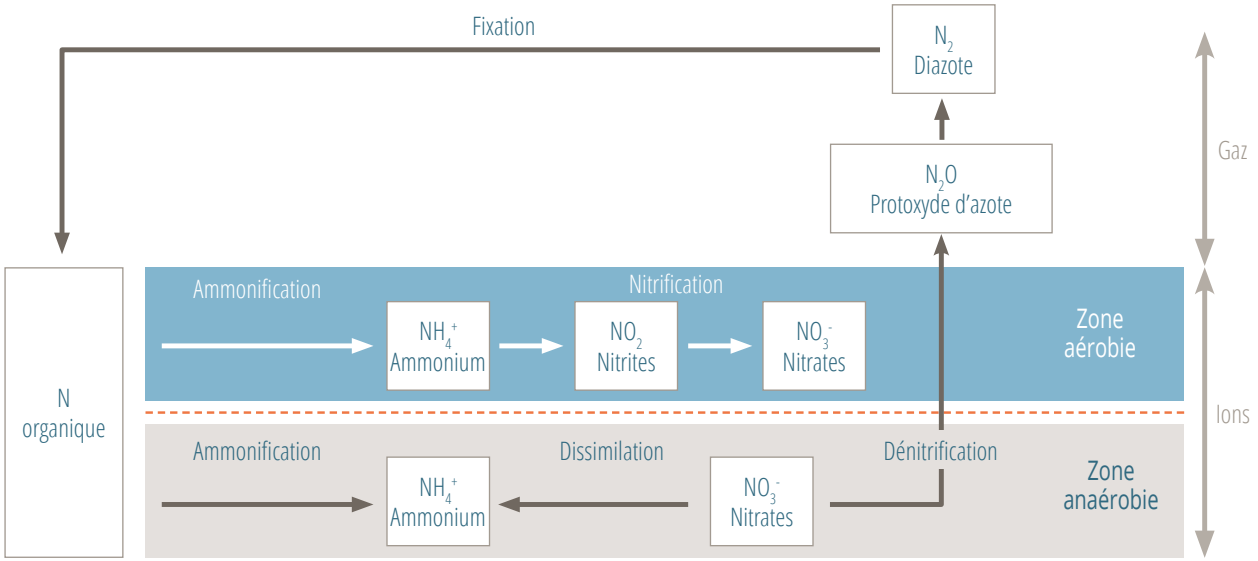


Figure 6.6 : Cycle de l'azote simplifié en zone humide d'après REDDY et PATRICK, 1984 in CLEMENT, 2001

6.5.4.3. Les processus dominants d'abattement d'azote en zone humide et l'influence du type de couvert végétal

Le stockage végétal

Le stockage végétal est un processus de rétention temporaire qui permet de stocker sous forme organique, l'azote prélevé sous forme minérale.

Au cours de sa vie, la plante restitue dans le sol ou dans l'eau via la litière* et les exsudats racinaires, une partie de l'azote assimilé en proportion plus ou moins variable selon son état de développement.

Ces différentes formes organiques seront minéralisées plus ou moins rapidement.

Ainsi, la végétation n'élimine pas l'azote du milieu, mais elle permet d'augmenter son temps de séjour en réduisant sa mobilité par stockage temporaire et, régule les flux d'azote.

D'après différentes études et synthèses, **un couvert arboré et sa litière* ont tendance à mobiliser et à stocker plus d'azote** qu'un couvert herbacé du fait de la quantité de biomasse produite, du taux de décomposition de la litière* généralement plus lent et des racines plus profondes des arbres leur permettant de prélever de l'azote sur un plus grand volume de sol (6.50 ; 6.34 ; 6.12).

La biomasse peut également être exportée pour faire du fourrage ou du bois : il y aura alors une élimination nette de l'azote présent dans le milieu.

Néanmoins, les différences d'abattement d'azote entre arbres et herbacées observées dans la littérature ne sont pas généralisables. Il existe différents facteurs d'influence (cf. partie suivante).

→ LES CARACTÉRISTIQUES DE LA VÉGÉTATION

La rétention d'azote par stockage végétal dépend notamment des **espèces** présentes et de leur **stade de développement**. Les espèces annuelles ne réalisent qu'un stockage saisonnier alors que les espèces pérennes herbacées, arbustives ou arborées garantissent un stockage à plus long-terme au sein de leurs racines, rhizomes, branches et troncs (6.8).

Par ailleurs, les peuplements végétaux avec une diversité de composition et de structure favoriseraient un meilleur prélèvement d'azote (6.51 ; 6.52) grâce au développement de systèmes racinaires sur des épaisseurs de sol variées.

Enfin, l'âge de la végétation est également un facteur de modulation. Un couvert d'arbres âgés aura tendance à moins assimiler d'azote qu'un couvert en croissance (6.50).

→ LA VITESSE DE DÉCOMPOSITION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE

Les conditions du milieu et le type de matière organique constituent des caractéristiques pouvant jouer sur la vitesse de décomposition. Les matières les plus difficiles à dégrader sont souvent issues de tissus structurels des végétaux comme les tiges, le bois ou les grosses racines (www.supagro.fr). Le taux de décomposition de la matière organique est notamment favorisé par une température et une humidité élevée sans être saturante.

L'ombrage serait un facteur qui diminuerait le taux de décomposition de la litière* et qui expliquerait le taux de décomposition plus lent sous un couvert arboré (6.50).

Finalement, c'est autant la quantité d'azote qui retourne au sol par la production de litière*, que sa vitesse de décomposition qui va jouer sur la quantité d'azote libérée (6.2) et potentiellement transférée vers les cours d'eau.

→ LE MODE DE GESTION

La fauche et le pâturage peuvent stimuler la croissance des herbacées et augmenter la quantité d'azote absorbée (6.34), pouvant alors atteindre un prélèvement équivalent à un couvert arboré.

Un prélèvement régulier de la biomasse, que ce soit sous forme herbacée ou boisée, contribue ainsi considérablement à l'élimination de l'azote du milieu (6.12). Si le boisement spontané n'est pas entretenu, il n'y a pas d'export de biomasse et une partie de l'azote sera restituée au milieu au cours de la vie de l'arbre, notamment via la décomposition de la matière organique.

Comme pour le phosphore, le pâturage entraîne la restitution d'une partie de l'azote dans le milieu sous forme de fèces et d'urine. Ces formes sont très rapidement minéralisées et peuvent entraîner une source de pollution vers les cours d'eau, notamment dans le cas de pâturage en berge (6.34).

La dénitrification bactérienne

La **dénitrification bactérienne** est un processus biologique qui transforme le nitrate en azote gazeux grâce à l'utilisation du carbone comme source principale d'énergie. Le nitrate se transforme d'abord en protoxyde d'azote (N_2O) puis si le processus est complet en diazote (N_2).

Ce processus permet une élimination définitive de l'azote du milieu sous forme gazeuse. Il se déroule essentiellement dans les sols saturés en eau, mais aussi dans des microsites anaérobiques de sols non saturés. Il est à noter que dans certains cas (présence d'oxygène, forte acidité du milieu, apports élevés de nitrates), le N_2O, qui constitue un puissant gaz à effet de serre, peut constituer le composé final dominant de la réaction.

D'une manière générale, **le type de végétation, herbacé, arbustif ou arboré ne semble pas entraîner de variations significatives des capacités dénitrifiantes** de la zone humide (6.2 ; 6.50). Cela, dans la mesure où la quantité et à la qualité du carbone organique issu de la végétation et rendu disponible pour les bactéries dénitrifiantes, sont suffisantes (6.2 ; 6.50 ; 6.53 ; 6.54).

Seules les litières* produites par les résineux semblent moins favorables à la dénitrification (forte acidité, faible dégradabilité de la matière organique ; 6.34).

Comme évoqué, la présence d'arbres permet le prélèvement d'azote en profondeur et sur un plus grand volume d'eau souterraine. Le développement généralement plus important des racines du couvert arboré entraîne l'apport d'une plus grande quantité de matière organique en profondeur que la végétation herbacée, notamment via les exsudats racinaires. Cela permet d'apporter une source de carbone facilement utilisable pour supporter la dénitrification plus en profondeur (6.50).

6.5.4.4. Différences entre amont et aval du bassin versant

En lien avec le fonctionnement hydrologique des zones humides au sein du bassin versant (Voir Partie 6.1.1.1, p. 84), la contribution d'une zone humide à l'abattement d'azote allochtone augmente de l'amont vers l'aval à mesure que la relation nappe-zone humide augmente (6.1). En effet, le temps de résidence de l'eau dans la zone humide augmente en allant de l'amont vers l'aval du bassin versant.

Néanmoins, d'un point de vue quantitatif, à l'échelle du bassin versant, la dénitrification pouvant se produire sur une distance de quelques mètres à l'intérieur d'un milieu humide, en termes d'efficacité, c'est davantage le linéaire de contact entre le versant et la zone humide que la surface de celle-ci qui intervient.

De ce fait, les zones humides situées à l'amont des bassins versants, proche des sources d'azote dans les zones agricoles, ont un intérêt capital. En effet, à l'amont, le chevelu hydrographique est plus dense et les zones humides liées aux cours d'eau présentent une grande longueur d'interface entre milieux aquatiques* et milieux terrestres (6.8 ; 6.2).

6.5.4.5. Synthèse de l'effet du type de couvert végétal sur la fonction de régulation des flux d'azote par les zones humides

Le tableau de synthèse (tableau 6.5) **issu de l'analyse de la littérature permet de déduire que le type de végétation a un faible impact dans l'efficacité globale d'abattement de l'azote** (6.55) **en zone humide rivulaire** (Voir Parties 6.5.4.1, 6.5.4.2, 6.5.4.3, 6.5.4.4, p. 101-103)**. La dénitrification constitue le processus majeur d'abattement de l'azote en zones humides** (6.52) **alors ce processus compte davantage dans la synthèse. Le type de gestion a également une influence importante. En effet, l'export de matière par fauche ou coupe de bois permettant d'éliminer l'azote du milieu de manière durable est particulièrement bénéfique. Dans un boisement non entretenu, une part de l'azote remobilisé par dégradation de la matière organique pourra être dénitrifiée sur place.**

Comme pour les parties précédentes, il faut prêter attention aux risques de fuite d'azote induits par le pâturage, dont une grande part est restitué dans le milieu sous forme rapidement minéralisable (non comptabilisés ici dans le tableau).

Type de couvert	Prairie	Boisement spontané (structure multistrate et/ou présence de litière* et de bois mort
① Stockage sous forme de matière organique		
② Exportation de biomasse par fauche		
③ Dénitrification		
Rétention d'azote (bilan des processus 1, 2 et 3)		

Le gradient de couleur compare le bénéfice du type de couvert par rapport à la fonction ou au service rendu par la zone humide (plus la couleur est foncée, plus le couvert est favorable pour la fonction de la zone humide).

Tableau 6.5 : Synthèse de l'effet du type de couvert végétal sur la fonction de régulation des flux d'azote par les zones humides

6.5.5. Effets des apports de matières organiques sur la qualité de l'eau

L'augmentation des apports de matière organique dans le cours d'eau liée au développement de boisement spontané pose question vis-à-vis de son effet sur la qualité de l'eau et notamment la potabilité de l'eau.

En effet, d'après la bibliographie, **la matière organique issue des feuillus en bordure de cours d'eau peut influencer la qualité chimique des eaux.**
Pour les eaux courantes comme les rivières, l'impact de cette matière organique sur la qualité chimique est **généralement modeste et saisonnier**, et sans aucune mesure avec celui dû aux apports de matière organique d'origine anthropique (6.11).

6.6

EFFETS de l'évolution de la végétation sur le STOCKAGE de CARBONE

6.6.1. La place des zones humides dans le cycle du carbone

Le cycle du carbone correspond à la circulation du carbone, sous ses différentes formes, entre l'atmosphère, la biosphère terrestre, les océans et les sédiments. A l'échelle de la biosphère terrestre, des échanges de carbone s'effectuent entre l'atmosphère, la végétation et le sol.

La végétation assimile du carbone via la photosynthèse en consommant du CO_2 et en relarguant de l'oxygène, pour former ses tissus végétaux. La respiration autotrophe et hétérotrophe libère du CO_2 dans l'atmosphère. D'autres processus comme la décomposition de la matière organique, la fermentation ou la méthanogenèse émettent du carbone. La somme des quantités nettes de carbone absorbées ou émises permet de savoir si un système constitue un puit ou une source de carbone (6.46). **Comparée à d'autres milieux, les zones humides sont généralement reconnues comme étant des puits de carbone, notamment leur sol.** (6.56 ; 6.57, 6.46). Elles sont particulièrement efficaces pour le stockage de carbone grâce aux conditions anaérobies* qui inhibent la décomposition de la matière organique dans leur sol (6.56 ; 6.58), à une productivité de biomasse assez importante et à l'apport élevé de matières organiques. Plus les horizons organiques du sol forment une épaisseur importante, plus le stock de carbone est élevé. Néanmoins, dans certaines conditions, les zones humides peuvent émettre d'autres gaz à effet de serre (6.46 ; oxyde nitreux et méthane notamment).

6.6.2. Effet de l'évolution de la végétation en zone humide sur la séquestration de carbone

La végétation et le sol des zones humides participent à l'atténuation et à la régulation du changement climatique grâce au stockage de carbone sous forme de matière organique. **D'une manière générale, les zones humides forestières et les tourbières séquestrent davantage de carbone que les prairies humides** (6.59 ; 6.57 ; 6.46 ; 6.60 ; 6.61 ; 6.62). Une étude française récente réalisée en zone humide rivulaire a montré que la transition de zones humides herbacées vers des zones humides forestières favorise la séquestration du carbone dans la biomasse aérienne vivante (6.57).

En ce qui concerne le compartiment du sol, les facteurs suivants peuvent moduler la capacité de stockage du carbone (6.46) :

Le degré d'hydromorphie

Un sol très hydromorphe inhibe la décomposition de la matière organique et permet un stockage important de carbone dans le sol (6.63 ; 6.56).

La température

De faibles températures limitent la dégradation de la matière organique car elles affectent les capacités des micro organismes (6.63).

Globalement, les stocks de carbone des sols forestiers et prairiaux apparaissent assez similaires et particulièrement élevés (6.57 ; 6.64 ; 6.65). La présence de litière* et de bois mort sous couvert arboré peut néanmoins participer à augmenter le stock de carbone total (6.57 ; 6.60 ; 6.66).

Enfin, pour les sols tourbeux, l'apparition de boisements peut entrainer une baisse de niveau d'eau un peu plus importante en période estivale (Voir Partie 6.4.1.1, p. 90), pouvant favoriser la décomposition de la tourbe et le relargage ponctuel de carbone stocké sous forme de tourbe dans le sol (6.59 ; 6.56). Néanmoins, une tourbière même boisée restera globalement un puit de carbone.

6.6.3. Synthèse de l'effet du type de couvert végétal sur la fonction de séquestration du carbone

Globalement, l'évolution d'une prairie vers un boisement apparaît favorable pour la fonction de séquestration du carbone en zone humide rivulaire (tableau 6.6 ; Voir Partie 3.6.2, p. 105)**. Ce développement de boisement spontané sera bénéfique dans la perspective de réguler le climat à court terme** (6.59 ; 6.61)**.**

A plus long-terme, si la densité de biomasse est suffisamment élevée (structure multistrate), les forêts anciennes sont également en capacité d'être des puits de carbone. Elles accumulent régulièrement du carbone pendant plusieurs siècles. En effet, bien que la mort des arbres soit relativement rapide, leur décomposition peut prendre plusieurs décennies. Le CO_2 émis lors de la décomposition du bois mort est libéré dans l'atmosphère pendant plusieurs décennies alors que la régénération naturelle ou la croissance se déroule sur une plus courte échelle de temps (6.60).

Type de couvert	Prairie	Boisement spontané (structure multistrate et/ou présence de litière* et de bois mort)
(1) Stockage dans la biomasse		
(2) Stockage dans le sol		
Séquestration du carbone (bilan des processus 1 et 2)		

Le gradient de couleur compare le bénéfice du type de couvert par rapport à la fonction ou au service rendu par la zone humide (plus la couleur est foncée, plus le couvert est favorable pour la fonction de la zone humide).

Tableau 6.6 : Synthèse de l'effet du type de couvert végétal sur la fonction de séquestration du carbone en zone humide

6.7

EFFETS de l'enfrichement sur la diversité biologique et paysagère des milieux aquatiques

Sur la base d'échanges avec des spécialistes faune-flore et de recherches bibliographiques, l'objectif du travail suivant est de réaliser un état des connaissances sur l'évolution de la diversité biologique et paysagère des milieux aquatiques* en contexte d'enfrichement.

L'étude de la diversité biologique intègre une **logique d'échelle**. Les changements de diversité biologique s'observent à la fois au niveau de l'habitat et plus largement au niveau du paysage (bassin versant ou région). En fonction de ces échelles d'étude, **une diversité de conclusions, parfois contradictoires** peut être formulée. En effet, au sein du paysage, il peut exister des espaces présentant différents stades de succession et types de gestion. Chacun de ces stades et types favorise potentiellement la richesse maximum pour un groupe taxonomique ou un type d'espèce (6.22).

Chaque milieu présente un cortège d'espèces qui lui est propre. Le développement de végétation spontanée amène un **changement de biodiversité et d'habitats** au sein des zones humides et des cours d'eau associés. Une modification des conditions de vie est observée principalement au travers de l'ombrage, de la température, de la structure des habitats, de la matière organique, du degré d'humidité et de la richesse en nutriments (6.67, Voir Parties 4.1, p. 28, 6.3.1 et 6.3.2, p. 88). **Ainsi, en contexte d'enfrichement, des espèces spécialistes des milieux ouverts laissent leur place à des espèces adaptées aux milieux fermés** (6.22). En d'autres termes, il y a à la fois une perte et un gain de biodiversité. Plus précisément, selon la structure du paysage dans lequel la dynamique d'enfrichement est observée, une perte de biodiversité à l'échelle de la parcelle n'induira pas forcément une perte de biodiversité au niveau du bassin versant, et inversement.

L'enfrichement sera donc à la fois favorable pour certaines espèces et défavorable pour d'autres et cela, au sein d'un même groupe taxonomique. Ces observations s'illustrent particulièrement au sein des différents groupes biologiques associés aux zones humides et aux cours d'eau (cf. voir les parties suivantes).

6.7.1. Evolution de la flore, des champignons et des lichens associés aux zones humides, en contexte d'enfrichement

6.7.1.1. La flore vasculaire

En contexte d'enfrichement, le nombre d'espèces de la flore vasculaire* diminue à l'échelle de l'habitat (6.68 ; 6.37 ; 6.69). En effet, les actions de fauche et de pâturage permettent d'augmenter la richesse en espèces en diminuant la compétition inter-spécifique*, en réduisant la dominance et en favorisant le renouvellement des espèces (6.68 ; 6.37 ; 6.69).

A plus large échelle, l'arrêt de l'entretien des prairies peut également se traduire par **une diversification des groupements végétaux, permettant la réapparition ou l'extension de communautés végétales transitoires et de stades matures disparus ou en forte régression en Bretagne**. Les Aulnaies rivulaires, qui avaient presque disparu des paysages bretons, se développent par exemple dans les stades les plus âgés. (6.69).

Sur le plan des espèces et habitats à enjeu conservatoire, d'après la liste rouge de la flore vasculaire* bretonne et l'évaluation de la responsabilité biologique régionale (RBR) de la Bretagne vis-à-vis de sa flore vasculaire*, **les espèces associées aux milieux ouverts, notamment humides, constituent la plus forte proportion des espèces menacées de la région,** sachant que la flore disparue, menacée ou quasi-menacée représente 22 % de la flore indigène (en ne tenant pas compte des taxons hydrides et des taxons douteux qui n'ont pas été évalués, 6.70 ; 6.71). 23 espèces de prairies humides ont notamment été identifiées sur la liste rouge, comme par exemple la Fritillaire damier (figure 6.7) ou la Gratiole officinale (6.71).

De même, **une attention particulière doit être portée aux espèces des milieux oligotrophes*** dont certaines sont rares et menacées dans la plupart des régions en Europe (6.68). En ce sens, il est à noter que, parmi les boisements humides présents en Bretagne, certains sont reconnus comme habitats d'intérêt communautaire prioritaire. C'est notamment le cas de la Bétulaie tourbeuse (6.29).

Figure 6.7 : Fritillaire damier

L'enfrichement réduit le nombre d'espèces liées à la flore vasculaire* à l'échelle de l'habitat. Selon le contexte du paysage (ouvert ou fermé), la diminution de richesse floristique à l'échelle de l'habitat peut être compensée par une augmentation de la richesse en espèces à l'échelle d'un sous-bassin versant ou d'un bassin versant (6.68 ; 6.72 ; 6.37).

En termes de conservation des espèces au niveau régional, les prairies humides sont identifiées comme des secteurs à enjeux, en particulier les prairies humides oligotrophes* (6.73).

6.7.1.2. Les bryophytes, les champignons et les lichens

D'une manière générale, les bryophytes* affectionnent particulièrement les milieux humides. Elles ne sont généralement pas affectées par l'ombre et trouvent **dans un boisement, une potentialité d'accueil** (diversité d'habitats et micro-habitats) **un peu plus grande que dans d'autres milieux,** à travers la présence de bois en décomposition, d'écorces de plantes vivantes et tout particulièrement de l'humus forestier où les peuplements de bryophytes* sont généralement les plus abondants (9.74).

Par ailleurs, les milieux prairiaux et boisés présentent tous deux des potentialités d'accueil d'espèces de bryophytes* remarquables. Par exemple il est possible de retrouver la mousse *Straminergon stramineum* (figure 6.8) en prairies tourbeuses oligotrophes* diversifiées ou l'hépatique *Aneura mirabilis* dans son habitat « type » au sein des bois tourbeux : Boulaies et Saulaies*-Boulaies tourbeuses (6.75 ; 6.76).

Figure 6.8 : *Straminergon stramineum*

Enfin, une grande part de la biodiversité en champignons et lichens se trouve en forêt car elle présente un potentiel d'habitat plus important pour ces taxons, notamment au travers du bois mort (6.77 ; 6.32).

Bien que la diversité en lichens, en champignons et en bryophytes* associée aux milieux boisés soit reconnue, ces taxons apparaissent encore mal connus actuellement en Bretagne (6.73).

6.7.2. Evolution de la faune associée aux zones humides en contexte d'enfrichement

6.7.2.1. Les mammifères

Le milieu boisé joue un rôle important pour la diversité en mammifères notamment, car la Bretagne est une région relativement peu boisée actuellement (17,4 % en 2015 ; Voir Partie 3, p.11). En effet, il constitue des zones de gîte et de chasse pour bon nombre de mammifères, comme par exemple le Murin de Bechstein ou de Natterer (espèces de chauve-souris quasi menacées). Les boisements vont favoriser des zones de refuge pour la Loutre d'Europe (responsabilité biologique régionale élevée) et les boisements humides semblent constituer un habitat de choix pour la Crocidure bicolore (espèce vulnérable de musaraigne). **Ce constat est néanmoins à relativiser car l'enfrichement est défavorable pour certaines espèces de milieux ouverts,** comme le Campagnol amphibie (responsabilité régionale élevée et espèce quasi menacée notamment par la fermeture des milieux à l'abandon). **Pour d'autres espèces, il y a un intérêt fort ou supposé à conserver des prairies, haies et lisières, composant une mosaïque de milieux notamment favorable à la diversification des sources d'alimentation.** Il s'agit par exemple du Grand rhinolophe (espèce en danger et à responsabilité régionale très élevée), de la Barbastelle d'Europe (espèce quasi menacée, figure 6.9) ou du Muscardin (quasi menacée, 6.79 ; 8.80).

Figure 6.9 : Barbastelle d'Europe

Sur le plan des espèces et habitats à enjeu conservatoire, les espèces de mammifères identifiées comme quasi menacées ou à responsabilité régionale sont rattachées au bocage, aux milieux aquatiques*, humides ou frais et aux milieux forestiers, et une bonne part appartient au groupe des chiroptères (6.70).

> **Globalement, l'enfrichement des zones humides liées aux cours d'eau, conduisant à l'apparition de boisement spontané, apparaît plutôt favorable aux mammifères. Cependant, la conservation concomitante d'une mosaïque de milieux bocagers semble nécessaire. En effet, dans le cas où l'amont et l'aval des zones humides liées aux cours d'eau se boiseraient complètement, il est probable que cette situation devienne problématique pour plusieurs espèces, particulièrement dans les secteurs très cultivés avec peu de prairies.**

6.7.2.2. Les oiseaux

La structure de l'avifaune est très influencée par la dynamique végétale (6.78). Quand le boisement se développe en zone humide par patch, il y a un changement de structure dans le paysage de l'oiseau. **Cette modification est particulièrement défavorable pour les espèces inféodées aux zones humides ouvertes entretenues par fauche et/ou pâturage,** comme par exemple le Tarier des près (responsabilité régionale très élevée et espèce en danger critique d'extinction).

Pour d'autres espèces d'oiseaux qui affectionnent les milieux ouverts à semi-ouverts, l'apparition de stades intermédiaires de l'enfrichement (stades 1 et 2, Voir Partie 4.1.1.1, p. 28**) pourrait présenter un intérêt pour leur habitat.** Cette mosaïque de milieux ouverts et semi-ouverts (prairies, Mégaphorbiaies*, fourrés, haies, lisières) peut par exemple constituer un habitat potentiel pour la Bouscarle de Cetti (figure 6.10). Enfin, **au stade de boisement pionnier installé présentant surtout des Saules ou des Aulnes, des espèces plus ubiquistes seront potentiellement favorisées**, comme le Troglodyte mignon (6.81). Néanmoins, quelques espèces à enjeux de conservation pourraient tout de même y trouver un habitat potentiel. Cela pourrait être le cas du Bouvreuil pivoine par exemple (espèce vulnérable et à responsabilité régionale élevée).

Enfin, **il faudra attendre plusieurs années et l'apparition de Chênes pour que ces boisements constituent des habitats potentiels des espèces spécialistes de la forêt**. Ces types de boisement en zones humides sont pour le moment assez rares en Bretagne (6.82). En revanche, si les chablis laissent place à des Saules, ce sont surtout des espèces ubiquistes qui pourraient être présentes.

Globalement, l'apparition de boisement spontané sur les zones humides liées aux cours d'eau se traduit par une disparition des oiseaux spécialistes des espaces ouverts ou semi-ouverts, particulièrement identifiés comme menacés ou à responsabilité biologique régionale. La présence de boisements humides matures dans le paysage pourrait amener des habitats potentiels pour des espèces plus ubiquistes dans un premier temps et spécialistes des forêts à long terme. Néanmoins, les connaissances nécessitent d'être approfondies sur ce sujet de l'effet de l'enfrichement sur l'avifaune des zones humides liées aux cours d'eau en Bretagne.

NOTE : la forte productivité biologique des boisements bordant les rivières accompagnées par la présence de bois en rivière fournit aux oiseaux et aux mammifères (musaraignes, chiroptères, loutre), de multiples et abondantes ressources alimentaires : invertébrés, baies, poissons, ... (6.83).

Figure 6.10 : Bouscarle de Cetti

6.7.2.3. Les amphibiens et les reptiles

La mosaïque d'habitats aquatiques et terrestres du paysage bocager et des landes (haies, bosquets, landes, prairies humides, mares, ...) est considérée comme particulièrement favorable à l'herpétofaune* et constitue par l'exemple l'habitat du Lézard vivipare (quasi menacé), de la Grenouille rousse, ou de la Grenouille agile (6.70).

L'apparition de boisement spontané sera potentiellement favorable pour des espèces comme le Triton marbré ou le Triton alpestre (espèce quasi-menacée).

Quand il n'y a pas ou peu de prédation par la faune piscicole, l'enfrichement à l'amont du réseau hydrographique peut également favoriser des zones refuges pour les amphibiens (6.84). Par exemple, la Salamandre tachetée (figure 6.11) peut précisément être retrouvée dans ce type d'habitat (6.85).

Globalement, l'apparition de boisement spontané sur les zones humides liées aux cours d'eau sera plus ou moins favorable pour l'herpétofaune* selon leur contribution à la mosaïque d'habitats déjà présents.

Figure 6.11 : Salamandre tachetée

6.7.2.4. Les invertébrés terrestres

Le groupe des invertébrés terrestres est très varié. **En fonction des taxons, et au sein même de ces taxons, les cortèges d'espèces présentent une diversité de réponses vis-à-vis de l'évolution de l'habitat en contexte d'enfrichement,** à la fois en termes de diversité spécifique et d'espèces à enjeu de conservation. Par exemple, les milieux ouverts présentent des potentialités d'accueil généralement plus importantes pour des groupes comme les orthoptères* (6.86) ou les rhopalocères* (Gretia, planete.manche.fr/katuvu) avec des espèces spécialistes de ces milieux comme le Criquet ensanglanté (figure 6.12) ou le Damier de la succise. Les rhopalocères* fréquentent également une grande diversité de milieux boisés et des orthoptères* sont notamment retrouvés au niveau de mares intraforestières, comme c'est le cas du Criquet à corselet allongé (6.86).

L'installation d'un milieu fermé offrira également de nouveaux habitats potentiels à des espèces qui affectionnent notamment la litière*, l'écorce ou le bois en décomposition. Il s'agit notamment des invertébrés saproxyliques*, dont les habitats sont parmi les plus menacées en Europe (6.77). Ce groupe des invertébrés saproxyliques* est très diversifié et rassemble notamment

des espèces issues de plusieurs ordres d'insectes (coléoptères*, diptères*, hyménoptères*, lépidoptères*). Les milieux boisés abritent notamment des invertébrés patrimoniaux comme le Carabe à reflets d'or (figure 6.13) ou l'Escargot de Quimper.

Globalement, comme pour d'autres taxons, l'apparition de boisement spontané sur les zones humides rivulaire sera plus ou moins bénéfique pour les invertébrés terrestres selon leur contribution à la mosaïque d'habitats déjà présents dans le paysage.

Figure 6.12 : Criquet ensanglanté

Figure 6.13 : Carabe à reflets d'or

6.7.3. L'enfrichement des cours d'eau amont : effet sur la biodiversité d'amont en aval

Le développement de boisement spontané en bordure des petits cours d'eau situés à l'amont du réseau hydrographique transforme l'habitat du cours d'eau. Sur les cours d'eau de petite taille, la canopée couvre généralement une grande partie voire toute la rivière. Ces caractéristiques transforment l'habitat de ces systèmes principalement en réduisant les apports de lumière et en augmentant ceux de matière organique (Voir Parties 6.3.1 et 6.3.2, p. 88). Ainsi, en milieu tempéré, ces systèmes ont naturellement une productivité primaire limitée avec un fonctionnement énergétique basé sur la dégradation de la matière organique (6.84).

Dans un contexte similaire, à l'aval, la lumière pénètre sur une plus grande largeur de cours d'eau et permettra toujours un fonctionnement basé sur la production primaire.

6.7.3.1. La flore aquatique

Par la réduction de l'apport en lumière qu'il entraîne, **le boisement spontané restreint le développement des plantes aquatiques vasculaires et des algues**. Ainsi **les bryophytes* aquatiques, plus tolérantes à l'ombre, sont communément associées à ces conditions d'habitat** de l'amont des cours d'eau (6.84).

6.7.3.2. Les invertébrés aquatiques

Les apports importants de matière organique (feuilles et bois morts) alimentent les invertébrés consommateurs, comme les déchiqueteurs et, dans un second temps, les collecteurs, qui récupèrent la matière organique transformée par les déchiqueteurs. Ces deux groupes sont ainsi présents de manière prépondérante dans les cours d'eau amont en contexte boisé alors que les invertébrés racleurs d'algues et de biofilm sont généralement moins abondants (6.84). En plus d'être une source de nourriture pour certains groupes, le bois en rivière et la litière* constituent des habitats favorables pour les invertébrés (6.87). Les bryophytes* constituent également un habitat important pour beaucoup d'espèces d'invertébrés (6.84).

De plus, en retenant une partie des matériaux organiques, le bois en rivière favorise leur dégradation plus complète par les déchiqueteurs et rend disponible des particules plus fines pour d'autres groupes alimentaires fonctionnels (6.87), ce qui influence positivement la chaîne trophique.

La dynamique de boisement spontané entraînant l'apport de bois en rivière pourra complexifier la morphologie du cours d'eau, notamment par la création de zones de mouilles* et de chutes d'eau. Ces modifications morphologiques créent une diversité d'habitats pour de nombreux taxons (6.87).

Enfin, les abris comme le bois en rivière et le chevelu racinaire sont déterminants pour le maintien des écrevisses à pattes blanches (6.70) , dont l'habitat refuge est actuellement situé à l'amont des cours d'eau. D'après ces éléments, l'apparition de boisement spontané à l'amont des rivières apparaît plutôt favorable à cette espèce particulièrement menacée (en danger et responsabilité biologique régionale très élevée).

Globalement, l'enfrichement de l'amont du réseau hydrographique favorise les communautés d'invertébrés qui affectionnent le bois mort et la litière* en tant qu'habitat, ainsi que celles liées à la dégradation de la matière organique.

De plus, le processus de fragmentation de la matière organique en éléments plus petits permet de supporter le réseau trophique à l'aval. L'augmentation de l'ombrage qui restreint le développement des plantes aquatiques vasculaires et des algues, pourra réduire les potentialités de colonisation des invertébrés aquatiques strictement inféodés à ces habitats. D'autre part, les bryophytes* aquatiques généralement associées aux conditions des cours d'eau boisés de l'amont pourront constituer un nouvel habitat potentiel pour certains invertébrés.

6.7.3.3. Les poissons

D'une manière générale, la petite taille des cours d'eau amont ne permet pas d'accueillir de nombreuses espèces de poissons. Ainsi, ce sont surtout des espèces de petites tailles comme le chabot (figure 6.14), le vairon (figure 6.15) ou des juvéniles de truite (espèce parapluie) qui peuvent être trouvées dans ces systèmes.
Certaines espèces trouvent également refuge de manière saisonnière, ou à certaines périodes de leur cycle de vie, dans ces systèmes. Pour plusieurs raisons, l'effet du boisement spontané apparaît plutôt favorable à la faune piscicole qui fréquente ces milieux :

› L'augmentation de l'ombrage réduit les variations journalières de température et, en période estivale, limite le réchauffement des eaux (6.11) et donc la diminution d'oxygène dissous. Ainsi, les espèces de poissons sensibles aux variations de température peuvent y trouver refuge à certaines périodes de l'année.

› Les systèmes amont boisés soutiennent tout le réseau trophique à l'aval en l'alimentant, via des processus de fragmentation de la matière organique, en éléments plus petits et en proies, notamment des invertébrés forestiers tombés accidentellement dans le cours d'eau (6.84 ; 6.87).

Le bois en rivière fournit aux poissons, de la nourriture, des refuges en période de hautes eaux, une protection pour se cacher des prédateurs, tout en augmentant la disponibilité et la diversité des structures d'habitat pour les différents stades de leur cycle de vie (6.87 ; 6.32).

Figure 6.14 : Chabot

Les systèmes qui présentent du bois en rivière abritent généralement un peuplement piscicole plus diversifié et des individus plus nombreux (6.87).

Enfin, les racines des arbres peuvent également constituer des habitats favorables à la faune piscicole et diversifient les habitats du cours d'eau.

Néanmoins, le développement de boisement spontané sur les parties les plus en amont du réseau hydrographique peut parfois réduire la taille de l'habitat piscicole avec l' apparition ponctuelle d'un lit plus diffus (Voir Partie 6.3.3, p. 89).

De plus, dans des configurations où le bois occupe la totalité du cours d'eau, il peut devenir une contrainte pour le déplacement piscicole.

Globalement, l'apparition de boisement spontané au niveau des zones amont du réseau hydrographique apparaît assez favorable à la faune piscicole qui fréquente ces milieux et indirectement à celle de l'aval, notamment en termes de nourriture.

Figure 6.15 : Vairon

6.7.4. Effets de l'enfrichement sur la structure du paysage

6.7.4.1. Effet de l'enfrichement sur l'hétérogénéité du paysage

A l'exception des résultats présentés dans la partie 4.2, il ne semble pas exister d'études particulières sur l'effet de l'enfrichement des zones humides liées au cours d'eau sur la structure du paysage. Néanmoins, d'après les conclusions apportées par des travaux portant plus généralement sur la déprise agricole (6.78 ; 6.69) et celles de la partie 4 (voir Partie 4.2.3.2, p. 49), il est possible de formuler certains éléments.

L'arrêt de l'exploitation de parcelles humides associées aux cours d'eau se traduit souvent par l'apparition de différents types de végétation (Voir Partie 4.1.1.1, p. 28) le long du réseau hydrographique. **Ainsi, dans un premier temps l'hétérogénéité spatiale de ces milieux et la diversité des habitats humides augmentent.**

Si cette dynamique d'enfrichement se généralise à l'ensemble des zones humides adjacentes au cours d'eau, elle pourra alors entrainer à terme **une homogénéisation des milieux humides du paysage**. Il n'y aura plus que des zones humides boisées aux alentours des cours d'eau et cette homogénéisation va participer plus globalement à diminuer l'hétérogénéité du paysage dans lequel s'insèrent ces milieux et ces espèces, par exemple à l'échelle d'un bassin versant. L'homogénéisation du paysage s'accompagne donc d'une baisse du potentiel d'accueil de la diversité biologique liée aux zones humides. En d'autres termes, le paysage n'est plus fonctionnel pour l'ensemble des espèces pouvant potentiellement le coloniser.

6.7.4.2. Effet de l'enfrichement sur la connexion des habitats

L'apparition de boisement spontané le long du réseau hydrographique permet d'assurer la continuité écologique* entre les massifs forestiers éloignés (effet corridor écologique) et la circulation des migrateurs forestiers à petites étapes, comme les passereaux (6.83). En effet, les ripisylves constituent l'un des derniers corridors exploitables par la biodiversité forestière en Bretagne (6.73).

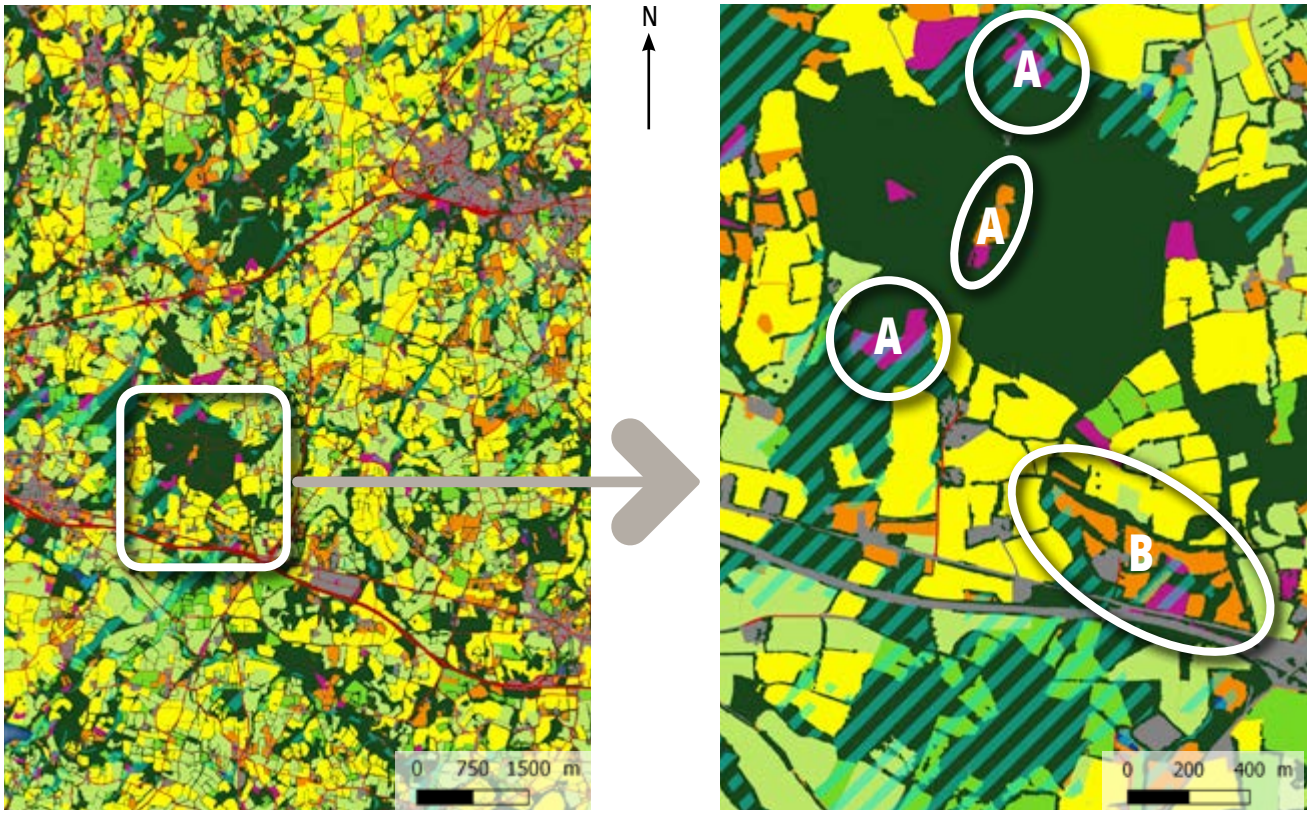
Le bois en rivière peut aussi améliorer la connectivité entre les habitats, en facilitant le déplacement de certains mammifères de part et d'autre des cours d'eau. Néanmoins, l'enfrichement des zones rivulaires peut également réduire la perméabilité du paysage pour les espèces inféodées aux milieux ouverts, comme certains papillons, ou pour la chasse de certains chiroptères ou oiseaux (6.84).

En fonction du contexte paysager, l'étude du caractère structurant des milieux vis-à-vis des continuités écologiques* et des populations d'espèces concernées, permettrait de mesurer la plus-value de conserver certains espaces ouverts et d'autres fermés. (figure 6.16).

Ainsi, il s'agit à la fois d'identifier les zones de sources d'espèces et les éléments du paysage permettant, la recolonisation d'un habitat potentiel et le maintien d'échanges génétiques entre les populations, parfois au travers de plusieurs générations.

Figure 6.16 : Exemples d'orientation de gestion des milieux en fonction de différents potentiels d'accueil de biodiversité et fonctionnalités paysagères (source : Timothée Scherer, Lanion-Trégor Communauté)

Potentiel d'accueil de biodiversité et de fonctionnalité paysagère différents entre les exemples 1 et 2.



Zones humides
Urbain

VÉGÉTATION LIGNEUSE
Boisements
Landes et friches

MILIEUX AGRICOLES
Prairies permanentes
prairies temporaires
Terre agricole non prairiale
Milieux agricoles privés

1

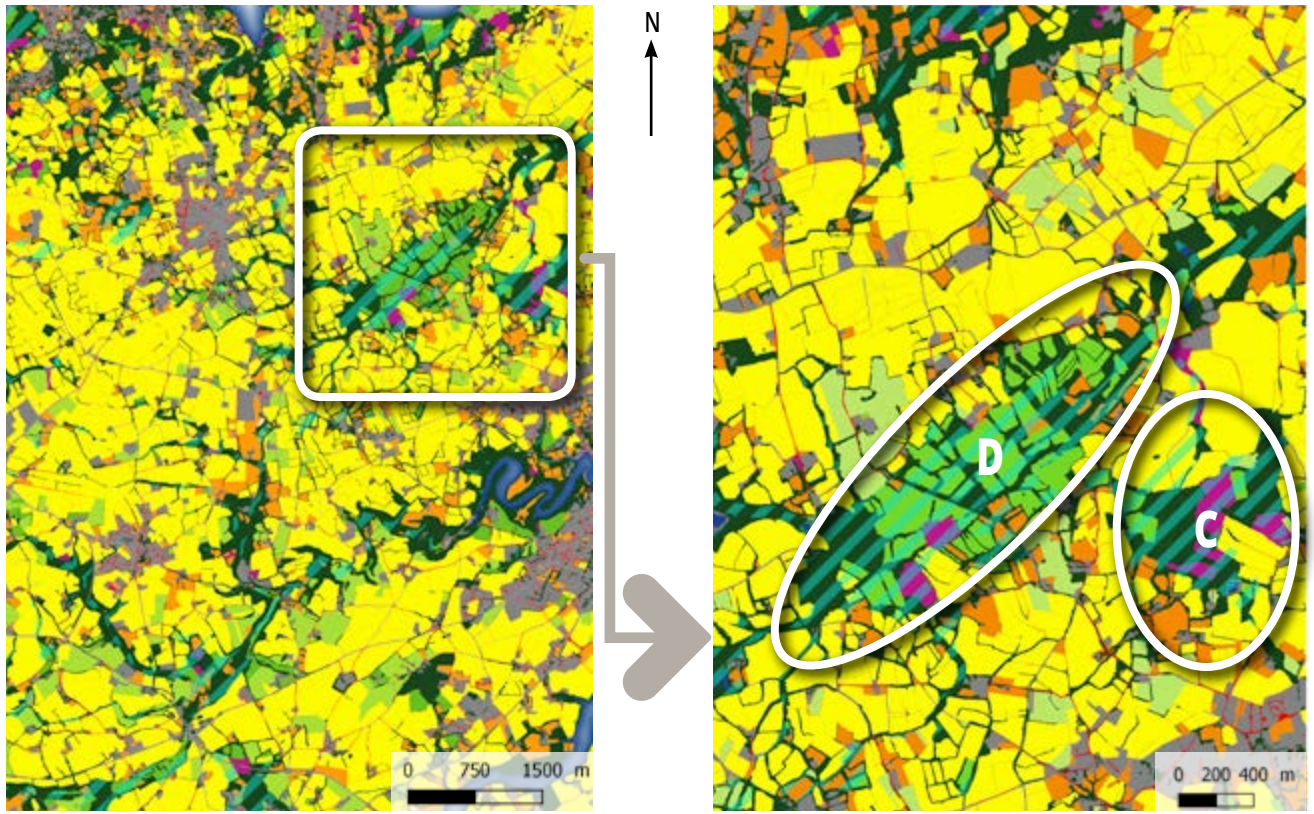
EXEMPLE 1

Espace très diversifié avec beaucoup de boisements et de prairies.

Espace fonctionnel pour les espèces forestières et prairiales.

(A) Dans ce cas par exemple, l'enjeu serait de maintenir des landes ou des boisements selon la qualité de l'habitat car ces zones sont très difficilement accessibles pour les espèces prairiales.

(B) Dans ce deuxième cas, l'enjeu serait de maintenir ces milieux ouverts car ils s'intègrent dans un corridor prairial au sein d'une trame forestière déjà fonctionnelle.



Zones humides
Urbain

VÉGÉTATION LIGNEUSE
Boisements
Landes et friches

MILIEUX AGRICOLES
Prairies permanentes
prairies temporaires
Terre agricole non prairiale
Milieux agricoles privés

2

EXEMPLE 2

Espace homogène avec peu de boisements et de prairies.

Espace très peu fonctionnel pour les espèces forestières et prairiales.

C Dans ce troisième cas, l'enjeu de conserver ces milieux ouverts est faible car, en s'enfrichant, ils vont participer à la formation d'un corridor pour les espèces forestières au sein d'une trame forestière actuellement peu fonctionnelle.

D Dans ce dernier cas, la zone est plus complexe en termes d'intégration paysagère : il s'agit d'un habitat prairial très isolé des autres.

D Suite

- Faut-il le garder alors qu'il est dans un paysage peu fonctionnel pour les espèces prairiales en l'état actuel ?
- L'enfrichement de cette zone renforcerait une trame forestière par ailleurs présente : faut-il abandonner la gestion ?
- Quels sont les acteurs sur ce territoire ? Sont-ils attachés à ces prairies ?
- Quels moyens et quelles capacités a-t-on pour conserver cet espace ouvert ?
- Faut-il restaurer des milieux ouverts aux alentours pour connecter ce cœur d'habitat prairial ?
- Par exemple en mettant en place des bandes enherbées en interface de cultures ? Ou en favorisant l'installation de prairies ? Ou restaurer des zones humides dégradées dans ce paysage ?

A retenir

- L'enfrichement fait évoluer la biodiversité des milieux aquatiques* à différentes échelles spatiales et temporelles. Bien que l'hétérogénéité des connaissances sur la biodiversité bretonne soit importante (6.73), l'analyse précédente met en évidence qu'**il n'existe pas de réponse homogène d'un groupe biologique vis-à-vis de l'évolution de l'habitat en contexte d'enfrichement**.

- L'effet de l'enfrichement sur la biodiversité des milieux aquatiques* est à considérer avec précaution en fonction notamment :
  - de l'échelle spatiale (habitat, bassin versant, région),
  - du contexte global du secteur observé au-delà des milieux aquatiques* (zone très agricole, zone très forestière...),
  - de la temporalité des successions écologiques (habitats transitoires, stades intermédiaires),
  - des groupes considérés et des connaissances associées,
  - du poids des représentations et des usages dans les orientations de gestion.

- L'analyse précédente permet de retenir :
  - qu'à l'échelle de la région, il y a une forte responsabilité vis-à-vis d'espèces rares et menacées justifiant le maintien d'habitats humides ouverts et une forme de gestion conservatoire.
  - qu'une mosaïque paysagère d'habitats humides est globalement favorable pour la diversité spécifique de la faune, la flore et la fonge.
  - qu'une approche écosystémique et fonctionnelle des milieux apparaît plus adaptée pour aborder l'effet de l'enfrichement sur la biodiversité des milieux aquatiques*, et construire des choix de gestion. Certaines espèces peuvent intégrer ces aspects et être bio-indicatrices.
  - le besoin de développer des outils d'analyse et d'aide à la décision notamment reliés au contexte paysager et aux enjeux de conservation locaux.

6.8. Outils de diagnostic mobilisables pour évaluer les fonctions des milieux aquatiques en contexte d'enfrichement

D'après l'analyse de la bibliographie, il n'existe pas de méthode ou d'outils de diagnostic pour évaluer directement les fonctions des milieux aquatiques* en contexte d'enfrichement. Néanmoins, la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides intègre des aspects relatifs au type de végétation dans ses indicateurs et ses diagnostics. Ces éléments pourraient constituer une base de travail pouvant contribuer à la mise en place d'outils de diagnostic pour évaluer les fonctions des milieux aquatiques* en contexte d'enfrichement (6.88).

Synthèse

7

L'enfrichement des zones humides est **une des conséquences paysagères de la transformation des systèmes agricoles bretons** et soulève des questions qui tiennent à la fois **à l'avenir des espaces ruraux et aux conséquences écologiques** de ce processus.

Dans l'ouest de la France, l'évolution spontanée de la végétation heurte une culture ancienne de maîtrise de l'espace agricole.

La première phase de recherche du projet EcoFriche retranscrite dans ce document visait à répondre aux préoccupations de gestionnaires observant sur le terrain une progression du boisement spontané dans les paysages :

- Quels en sont les facteurs explicatifs de l'enfrichement ?

  Ce processus est-il en train de s'intensifier ?

- L'enfrichement est-il un problème pour le fonctionnement des zones humides et des cours d'eau ?

  Quels sont ses effets sur les fonctions biologiques, biogéochimiques et hydrologiques ?

Que retenir de la première phase du programme ECOFRICHE ?

Une dynamique d'enfrichement significative et hétérogène en Bretagne.

- Le travail réalisé a permis de mettre en évidence **une augmentation significative du boisement spontané** ces dernières décennies (+8,7 % entre 1985 et 2015 en Bretagne). En 2015, les boisements spontanés occupaient environ 400 000 hectares en Bretagne, soit 17,4 % de la surface régionale totale.

- Ce processus d'enfrichement **est plus marqué dans les zones humides** (+12,6 % entre 1985 et 2015, contre +8,7 % dans l'ensemble de la Bretagne), sans que des différences entre l'amont et l'aval des bassins versants ne soient mises en évidence.

- Ce processus d'enfrichement touche plus particulièrement le **centre-ouest de la Bretagne**, le long d'un axe Lannion-Carhaix-Lorient, où le boisement spontané a progressé de +15 à +20 % entre 1985 et 2015. Cet ensemble géographique présente des spécificités socio-économiques, démographiques et agricoles qui peuvent expliquer la dynamique observée (solde démographique négatif, fort agrandissement des exploitations agricoles...).

Modèles d'organisation spatiale et trajectoires paysagères associées au processus d'enfrichement.

L'analyse de la dynamique locale du boisement spontané au sein de 15 sites d'étude, d'une centaine d'hectares en moyenne et situés à l'amont des bassins de l'Aulne, du Blavet et du Léguer, a permis d'affiner ce constat régional :

- Au début des années 1950, le **boisement spontané est quasiment absent des paysages agricoles**. Les premières traces d'enfrichement apparaissent entre 1950 et 1985, et cette dynamique s'accélère sur une période plus récente, avec un taux d'évolution du boisement spontané de +1,05 % par an en moyenne sur les sites enquêtés, entre 1985 et 2015. L'intensité du processus d'enfrichement varie fortement d'un site à l'autre.

- La diffusion du boisement spontané au sein des parcelles agricoles s'opère **par colonisation périphérique ou par mitage, en fonction des successions végétales impliquées.** Elle conduit dans un premier temps à une augmentation de l'hétérogénéité de la mosaïque paysagère, puis à une homogénéisation par la fermeture du paysage.

- **La dynamique de boisement spontané dans les zones humides coïncide fortement avec les limites du parcellaire cadastral,** ce qui suggère l'existence d'un lien fort entre l'évolution des usages dans ces espaces et le processus d'enfrichement.

De l'abandon agricole à l'enfrichement : diversité des trajectoires socio-économiques et des usages des milieux humides.

- L'enquête a permis de **décrire un modèle d'exploitation des zones humides**, dont les principes d'organisation ont perduré jusqu'au début des années 1960. Il reposait sur la combinaison de fortes densités rurales, de systèmes de production de polyculture élevage adaptés à la diversité des milieux et de techniques hydrauliques permettant d'exploiter les zones humides.

- Après les années 1960, **ce modèle se recompose** avec l'évolution des systèmes techniques (mécanisation et motorisation de la production), des systèmes d'élevage (intensification fourragère, sélection génétique et réduction du pâturage) et des structures agricoles (concentration foncière et agrandissement des exploitations). Ces transformations sont **irrégulières dans l'espace et discontinues dans le temps**.

À l'issue de cette période d'intenses recompositions, il subsiste **une grande diversité de pratiques agricoles associées à l'exploitation des zones humides**. L'intégration des prairies humides au fonctionnement des exploitations conventionnelles est très inégale selon les systèmes d'élevage, l'organisation spatiale de l'exploitation ou les représentations paysagères de l'agriculteur. **La présence de nombreux systèmes agricoles alternatifs**, pouvant trouver dans ces espaces en marge un support foncier pour le développement de leurs projets agricoles, est déterminant pour assurer le maintien de paysages ouverts dans les milieux humides.

Si l'agriculture continue d'occuper la majorité des milieux humides, **le développement d'autres activités** (chasse, pêche, exploitation forestière, activités équestres) constitue un phénomène notable.

Cette diversité d'usages structure **une mosaïque paysagère complexe** et en évolution, composée de prairies ouvertes, de boisements spontanés, et de parcelles en cours d'enfrichement.

L'enfrichement : des changements environnementaux et biologiques qui n'affectent globalement pas les fonctions des zones humides et des cours d'eau.

L'analyse de la bibliographie a permis de mettre en évidence **le caractère fragmenté et lacunaire des connaissances** sur le sujet de l'enfrichement. Il est cependant possible de formuler certaines conclusions et de proposer des éléments de réflexion. S'il n'existe pas d'étude précise et exhaustive des effets de l'enfrichement sur les fonctions écologiques des zones humides et des cours d'eau adaptée au contexte breton, il est possible d'appréhender les principales conséquences de l'enfrichement sur les fonctions à travers d'autres problématiques (effet du type de végétation sur le cycle de l'eau, sur l'abattement d'azote...).

L'enfrichement des zones humides et des cours d'eau entraîne **des changements environnementaux et biologiques**. De multiples paramètres et processus doivent être pris en compte pour analyser l'effet de ces changements sur les fonctions des zones humides. Le travail comparatif entre prairies humides et boisements spontanés humides met en évidence **les interactions complexes qui existent entre les caractéristiques des milieux et les processus associés à leurs fonctions**. Cette analyse comparée des effets sur les fonctions **montre une diversité de réponses potentielles selon les fonctions et les contextes d'étude**.

Au regard de cette analyse, l'enfrichement **ne semble globalement pas affecter les fonctions des zones humides et des cours d'eau** (tableau 7.1).

Dans le cas d'écoulement d'eau en zone humide avec un niveau élevé (par exemple lors de crue de grande importance), le boisement spontané apparaît globalement plus favorable pour les fonctions de régulation des crues, de rétention des matières en suspension et du phosphore particulaire.

La dynamique d'enfrichement entraîne également des **changements de biodiversité**, dont l'interprétation des effets varie en fonction de la structure du paysage, des échelles spatiales et temporelles, ainsi que des groupes taxonomiques étudiés. Au sein des groupes biologiques, certaines espèces sont plus ou moins favorisées par l'évolution de l'habitat liée au processus d'enfrichement. C'est finalement une **mosaïque paysagère d'habitats humides ouverts et fermés qui sera globalement favorable pour la biodiversité**.

	Amont et aval (faible lame d'eau*)	
Type de couvert	Prairie	Boisement spontané non entretenu**
Régulation des crues		
Soutien d'étiage		
Recharge de nappe		
Rétention des matières en suspension et du Phosphore particulaire		
Rétention du Phosphore		
Rétention d'azote		
Séquestration du carbone		

Tableau 7.1 : Synthèse de l'effet du type de couvert végétal sur les fonctions des zones humides

Le gradient de couleur compare le bénéfice du type de couvert par rapport à la fonction ou au service rendu par la zone humide (plus la couleur est foncée, plus le couvert est favorable pour la fonction de la zone humide). Ce tableau de synthèse est issu de l'analyse des connaissances présentées dans la partie 6 (voir Partie 6, p. 83) et doit être interprété avec précaution.

* Dans le cas d'écoulement de faible hauteur d'eau en zone humide (par exemple du ruissellement).
** Structure multistrate et/ou présence de litière* et de bois mort.

Les manques de connaissances identifiés et les approfondissements nécessaires

La première phase de ce programme de recherche s'est concentrée **sur les milieux humides de l'amont des cours d'eau**, ce qui limite les possibilités de généralisation à d'autres types de contextes, tant sur l'appréhension des conséquences de l'enfrichement sur les fonctions écologiques des milieux humides, que sur la diversité des usages des zones humides.

Par ailleurs plusieurs limites et manques ont été identifiés sur les différentes thématiques abordées dans le cadre de ce programme :

Sur les fonctions écologiques des zones humides et des cours d'eau

- Les éléments synthétisés ne permettent **pas de différencier les effets de l'enfrichement selon les types de prairie ou de boisement spontané**, alors que l'enquête socio-économique a souligné la diversité des usages et pratiques agricoles des prairies humides (intensité de pâturage, pratiques de fertilisations, drainages…), et que l'analyse des dynamiques paysagères a mis en avant **la diversité des formes de boisement spontané**.

Par ailleurs, certaines fonctions écologiques n'ont pas été intégrées à l'analyse par manque de temps, notamment en ce qui concerne les transferts de polluants (effets de l'enfrichement sur la régulation des transferts de produits phytosanitaires, pharmaceutiques ou de métaux lourds).

- Sur le plan des fonctions écologiques, **l'analyse bibliographique souligne les limites des recherches existantes**, qui sont à la fois peu adaptées au contexte agricole breton, tout en étant cloisonnées en de nombreuses approches thématiques.

La majorité des conclusions est basée sur la synthèse bibliographique et non sur des expérimentations *in-situ*. Ce programme s'est concentré sur l'analyse de l'effet de l'enfrichement sur les fonctions des zones humides et des cours d'eau, **sans prendre en compte leurs interactions**. Cela supposerait la mise en place d'une approche interdisciplinaire de grande ampleur sur un temps long.

À plus court terme, une clarification des objectifs de gestion environnementale permettrait de cibler plus précisément les besoins réels de connaissances sur des fonctions particulières.

- Enfin, **les connaissances sur la biodiversité bretonne restent très hétérogènes**. Aussi, la diversité des successions de végétation en milieu humide breton, l'évolution morphologique des cours d'eau non entretenus et l'effet de l'enfrichement sur l'abattement du phosphore demandent à être mieux étudiés. De plus, l'effet du boisement spontané sur les fonctions à très long terme (plus de 100 ans) est globalement mal connu.

Néanmoins, plusieurs projets en cours en Bretagne (projet d'Acquisition de références sur les leviers limitant les transferts en zones humides initié par la CRAB*, le CNRS*, l'INRA*…) vont permettre de combler une partie de ces manques de connaissances.

Sur les usages et représentations des zones humides

La première phase de ce projet a permis d'étudier la diversité des usages actuels des parcelles en milieu humide, à partir de six sites d'étude localisés à l'amont des bassins versants.

Cette **typologie pourrait être enrichie** en élargissant l'enquête à d'autres types de contextes et de milieux. Cela permettrait notamment d'appréhender le rôle du milieu physique dans la dynamique d'enfrichement :

• En dehors des milieux humides de l'amont des bassins versants, existe-t-il d'autres situations d'enfrichement ?

• A quels types de trajectoires socio-économiques correspondent-elles ?

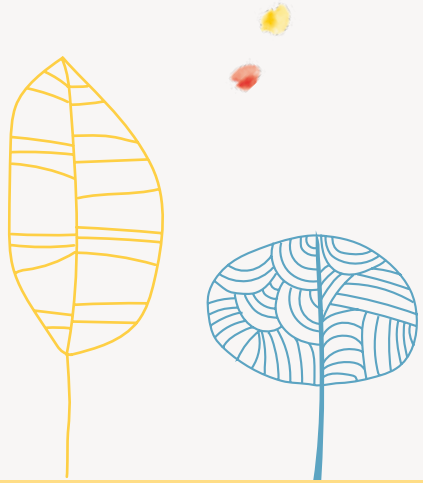
Il nous semble par ailleurs important de **saisir la diversité des pratiques agricoles*** mises en œuvre par les agriculteurs, afin de comprendre l'hétérogénéité des modalités d'intégration des parcelles humides au fonctionnement des exploitations agricoles :

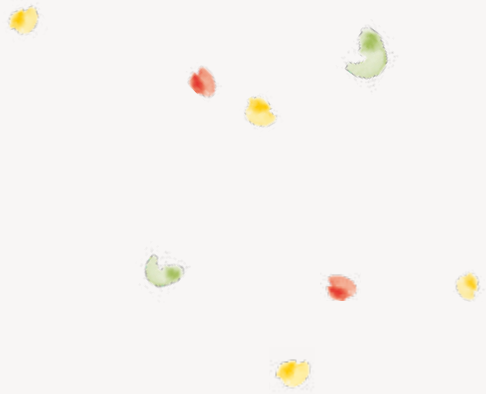
• Quelles pratiques sont mises en œuvre par les agriculteurs qui continuent d'exploiter des prairies humides ?

• Quelles sont leurs motivations ?

• Ces pratiques sont-elles transposables à d'autres espaces et selon quelles modalités ?

Il conviendra de prêter une attention particulière aux systèmes d'élevage, en examinant les solutions techniques mises en œuvre par les agriculteurs pour assurer l'exploitation de ces zones, tant pour la fauche que pour le pâturage.





L'enquête souligne enfin la pluralité de regards portés sur la « friche », sans toutefois permettre de distinguer des types de représentations spécifiques.

Comme le souligne le géographe Augustin BERQUE : *« Les individus perçoivent l'espace en fonction des aménagements qu'ils en font et l'aménagent en fonction des perceptions qu'ils en ont. »* (A. BERQUE, 1992).

L'analyse des représentations de la friche par les usagers de l'espace rural à l'échelle communale ou intercommunale, nous semble un axe de recherche important pour bâtir des politiques publiques locales adaptées.

Que faire de ces résultats ?

La dynamique d'enfrichement pourrait se poursuivre dans les années à venir…

L'accélération de la restructuration du secteur laitier et la poursuite du processus de concentration foncière, sans perspective favorable au développement de l'emploi agricole, contribuera à **alimenter la dynamique d'enfrichement des zones humides dans les années à venir**.

Dans cette perspective, les parcelles mises en valeur par l'agriculture conventionnelle présentent **une probabilité d'abandon particulièrement élevée**, en raison de leur intégration précaire au fonctionnement des exploitations. La dynamique d'enfrichement dans les années à venir dépendra également de la capacité des systèmes agricoles alternatifs à assurer leur reproduction économique et sociale.

… selon des modalités nouvelles ?

- L'évolution de la sociologie agricole (développement d'installations « hors cadre familial », carrières professionnelles instables…) et les transformations sociales plus générales (évolution du marché du travail, crises économiques et sociales…) pourraient toutefois modifier sensiblement la composition socio-économique et la structure foncière des campagnes. Comment ces évolutions socio-économiques vont-elles se traduire sur l'usage des zones humides ? Il conviendra notamment d'accorder une attention particulière au **développement d'usages alternatifs de l'espace rural**, pouvant trouver dans ces espaces « en marge » de l'agriculture conventionnelle un support foncier pour développer des projets particuliers (chasse, exploitation de boisements, agriculture de loisirs…).

- Enfin, **les stratégies foncières des propriétaires pourraient évoluer radicalement dans les années à venir**, en raison du renouvellement attendu des propriétaires, dont nous avons pu observer qu'ils étaient globalement âgés, proches du milieu agricole et résidants locaux.
  - Que feront les héritiers de ces parcelles ?
  - Opteront-ils pour une valorisation alternative à l'agriculture pour ces terrains ?

Les enjeux de biodiversité sont centraux

- L'étude des seules fonctions écologiques **ne permet pas de trancher en faveur d'une option de gestion plutôt qu'une autre**, par exemple entre intervention et non-intervention. Cette première phase de travail a notamment montré que l'enfrichement n'était globalement pas défavorable aux fonctions des zones humides, en particulier en matière de régulation quantitative et qualitative de la ressource en eau à l'amont des cours d'eau.

Il apparaît en revanche que l'enfrichement entraîne **une modification sensible de la biodiversité présente dans les zones humides**. Alors que l'homogénéisation de la mosaïque paysagère s'accélère sous l'effet des transformations agricoles, la préservation d'une diversité de milieux (prairies humides, boisements, cultures…) constitue un objectif largement partagé à l'échelle régionale.

- **Dans ce cadre, une approche écosystémique et fonctionnelle des milieux, apparaît adaptée** pour aborder l'effet de l'enfrichement sur la biodiversité des zones humides et des cours d'eau, et ainsi **construire des choix de gestion**.

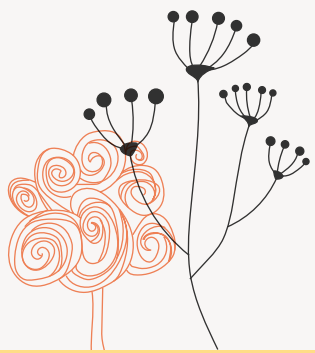
Cette approche devra également intégrer la responsabilité régionale vis-à-vis d'espèces rares et menacées justifiant le maintien d'habitats humides ouverts et une forme de gestion conservatoire.

S'appuyer sur les usagers des zones humides

- Pour maintenir une diversité de milieux, il apparaît nécessaire de **s'appuyer sur les usagers de l'espace rural, qui contribuent, par leurs pratiques, à l'organisation de la mosaïque paysagère**. Ces pratiques sont très hétérogènes et ne sauraient être toutes associées au modèle agricole dominant. Par ailleurs, si les usages agricoles sont encore majoritaires dans les zones humides, le développement de nouveaux usages intéressés par la biodiversité spécifique associée aux milieux humides doit être pris en compte (chasse, pêche...).

- Afin de maintenir une certaine diversité de milieux, il s'agirait de concevoir des dispositifs publics **adaptés à cette diversité des systèmes et des pratiques agricoles**, en accompagnant notamment les agriculteurs les plus volontaires pour tirer parti des zones humides.

- Dans cette perspective, **le développement des politiques publiques associant plusieurs leviers d'actions est important.** Les pistes d'intervention sont multiples : réaménagement foncier permettant d'améliorer l'exploitation des zones humides, subventions directes aux exploitants continuant d'utiliser ces zones, développement de filières locales permettant de valoriser certains boisements, réouverture de milieux pour l'installation de projets agricoles respectueux du fonctionnement écologique de ces milieux et, stratégiques en termes de potentialités de connexions entre habitats.



Poursuivre le travail pour construire un modèle de gestion intégrée des zones humides

À la suite de cette première phase de travail, plusieurs compléments d'informations nous semblent essentiels pour proposer des orientations de gestion et construire des programmes d'action, notamment en termes d'outils d'aide à la décision opérationnels. L'un des principaux objectifs du travail à poursuivre **serait de croiser les fonctions écologiques et les usages pour proposer un modèle de gestion intégrée des zones humides**.

Par exemple, il pourrait s'agir de maintenir des prairies ayant une plus-value en termes de continuités écologiques* et/ou d'hétérogénéité du paysage, en association avec des pratiques agricoles extensives soutenues par le développement d'une économie adaptée (circuit-courts, reconnaissances de services rendus, ...).

Il s'agirait notamment :

1. **d'articuler une analyse géographique des dynamiques paysagères et des enjeux écologiques, en particulier celui de la biodiversité**, afin de cibler des zones d'intervention prioritaires,

2. **de cartographier la diversité des usages** de l'espace dans les zones d'intervention retenues,

3. en fonction des usages et usagers identifiés, **de proposer des outils d'actions adaptés à la diversité des usages**. Dans cette perspective, un inventaire des outils d'intervention possibles (fonciers, réglementaires, aménagement du territoire, ...), pourrait être réalisé.

Glossaire

Aérobie : Présence d'oxygène libre dans le milieu.

Anaérobie : Absence d'oxygène libre dans le milieu.

APB : Arrêté de protection de biotope. Il est pris par un préfet pour protéger un habitat naturel, ou biotope, abritant une ou plusieurs espèces animales et/ou végétales sauvages et protégées.

Banque de graines : Stock de graines dormantes qui se constitue naturellement dans tous les habitats pourvus d'un sol et d'une couverture végétale.

Bryophytes : Végétaux caractérisés par une absence de système vasculaire. Elles regroupent les mousses, les hépatiques et les sphaignes.

Classification de Strahler : La classification d'un réseau hydrographique est une manière de hiérarchiser l'ensemble des branches de ce réseau en attribuant à chacune une valeur entière qui caractérise son importance. Dans la classification de Strahler, tout drain qui n'a pas d'affluent se voit attribuer la valeur 1. Un drain d'ordre n+1 est issu de la confluence de deux drains d'ordre n.

CNRS : Centre national de la recherche scientifique.

Coléoptères : Ordre des insectes portant des élytres protégeant leurs ailes.

Compétition inter-spécifique : Concurrence entre deux espèces différentes pour une même ressource.

Continuités écologiques : Correspond à l'ensemble des zones vitales (réservoirs de biodiversité) et des éléments qui permettent à une population d'espèces de circuler et d'accéder aux zones vitales (corridors écologiques ; http://www.paca.developpement-durable.gouv.fr/continuites-ecologiques-et-trame-verte-et-bleue-r347.html).

Courant agrarien : L'agrarisme désigne un courant idéologique et politique apparu à la fin du XIXème siècle en France visant à maintenir le plus grand nombre d'agriculteurs à la terre, par la promotion de l'unité paysanne et la défense de ses modes de vie, voir notamment Barral P. (1968) Les agrariens français de Méline à Pisani, A. Colin.

CRAB : Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne.

Croissance clonale : Mode de reproduction asexuée.

Cypéracées : Ce sont des plantes semblables à des graminées avec des tiges en touffes, généralement plus ou moins triangulaires. Les Laîches et la Scirpe des marais en sont des exemples.

Défluviation : Changement total de lit d'un cours d'eau.

Dicotylédones : Plantes à fleurs et nervures ramifiées dont la graine possède deux cotylédons (première feuille apparaissant au moment de la génération d'une plante).

Diptères : Ordre des insectes ayant une seule paire d'ailes correspondant notamment, aux mouches et moustiques.

Eutrophe : Qualifie un milieu relativement riche en substances nutritives (nitrates et phosphates assimilables).

Eutrophisation : Détérioration d'un écosystème aquatique par la prolifération de certains végétaux, en particulier les algues.

Flore vasculaire : Correspond à l'ensemble des fougères, des plantes alliées et des plantes à fleurs.

FNSAFER : Fédération nationale des sociétés d'aménagement foncier et des établissements ruraux. Instaurées par la loi d'orientation agricole de 1960, les SAFER sont des structures de droit privé qui peuvent acquérir des terres ou des exploitations agricoles mises en vente par leurs propriétaires dans le but d'améliorer les structures agraires, d'accroître la superficie de certaines exploitations agricoles et de faciliter l'installation d'agriculteurs.

GAEC : Groupement agricole d'exploitation commun. Il s'agit de sociétés civiles qui permettent aux associés de travailler ensemble et de vendre une production commune.

Géoréférencement : Le géoréférencement consiste à attribuer un ensemble de coordonnées géographiques à une image qui en est dépourvue, afin de la projeter dans un ensemble géographique. En pratique, le géoréférencement permet de superposer des images à un support cartographique.

Graminées : Ce sont des plantes qui présentent une tige cylindrique, de longues feuilles étroites comme celles des herbes, insérées sur la tige ou en touffes, parfois de grande taille. Elles peuvent être annuelles ou pérennes. La Houlque laineuse, le Vulpin genouillé et le Ray-grass anglais en sont des exemples.

Héliophile : Organisme qui apprécie la lumière.

Herpétofaune : Ensemble des reptiles et des batraciens.

Hyménoptères : Ordre des insectes correspondant notamment aux abeilles, guêpes ou fourmis.

IGN : Institut géographique national.

Indice foliaire : L'indice foliaire de la végétation correspond à la surface de feuilles ou foliaire exprimée par unité de surface de sol. Il représente la surface par laquelle les flux de carbone et d'eau transitent vers l'atmosphère.

INRA : Institut national de la recherche agronomique.

Lépidoptères : Ordre des insectes correspondant aux papillons.

Litière : Ensemble de feuilles mortes et débris végétaux en décomposition qui recouvre le sol.

Lixiviation : Percolation lente de l'eau à travers le sol permettant la dissolution des matières solides qui y sont contenues.

Mégaphorbiaie : Formation végétale haute et dense, de plantes herbacées vivaces avec dominance de dicotylédones à larges feuilles.

Mésophile : Qualifie une espèce ou un groupement végétal ayant des exigences moyennes vis-à-vis de l'humidité du sol.

Mésotrophe : Qualifie un milieu moyennement riche en éléments nutritifs.

Milieux aquatiques : Désignent des milieux comme les cours d'eau, les lacs, les étangs, les milieux humides, les estuaires ou les lagunes.

Natura 2000 : Le réseau Natura 2000 inventorie les sites naturels ou semi-naturels de l'Union européenne ayant une grande valeur patrimoniale.

Oligotrophe : Qualifie un milieu pauvre en substances nutritives.

Orthoptères : Ordre des insectes correspondant aux criquets et sauterelles.

Orthophotoplan : Il s'agit d'images aériennes ou satellites de la surface terrestre rectifiées géométriquement et égalisées radiométriquement.

Orthorectification : L'orthorectification est une correction géométrique des images qui a pour but de les présenter comme si elles avaient été acquises à la verticale, en minimisant les déformations induites par la prise de vue. En pratique, cette opération permet de superposer des images d'origines diverses (photographie aériennes, images satellites) à un support cartographique.

Photointerprétation : C'est l'étude thématique d'une image aérienne ou satellite par examen visuel.

Réserve utile : Quantité d'eau du sol dont la végétation peut disposer pour assurer son alimentation en eau en l'absence de précipitation.

Rhopalocères : Ancien sous-ordre des insectes correspondant aux papillons de jour.

Saproxylique : Organisme dépendant de la décomposition du bois, et y contribue pendant au moins une étape de son cycle de vie.

Saulaie : Boisement dominé par des Saules.

Sciaphile : Organisme qui se plait à l'ombre.

Système d'élevage : Le système d'élevage désigne l'ensemble d'éléments en interaction, organisés par l'homme dans le cadre d'une activité d'élevage visant à obtenir des productions variées (lait, viande, cuirs et peaux, travail, fumure…) ou à atteindre tout autre objectif. Les éléments constitutifs du système peuvent se classer sous quatre rubriques principales : l'homme (le berger, l'éleveur, la société pastorale locale, un groupement de producteurs, une entreprise, etc.), l'animal (les individus, les lots, les troupeaux, la population), les ressources exploitées (le bâti, les équipements et l'acquis technique, le territoire, les formations végétales pâturées, les intrants, etc.) et les produits (voir notamment : Landais et Bonnemaire, 1996).

UGB : Unité gros bétail. Une UGB correspond au pâturage d'une vache laitière produisant 3 000 kg de lait par an. Cet indicateur permet de comparer le bétail de différentes espèces et de différents âges, en utilisant des coefficients spécifiques établis initialement sur la base des besoins nutritionnels ou alimentaires de chaque type d'animal.

Végétation basse : Dans le contexte de ce rapport, ce terme désigne des prairies ou cultures gérées en contexte agricole.

ZNIEFF : Zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique. Il s'agit d'un espace naturel inventorié en raison de son caractère remarquable.

Zones de mouille : C'est une forme fluviale caractérisée par une grande hauteur d'eau et des écoulements lents, généralement positionnées en alternance avec des zones de radiers (écoulement rapide et hauteur d'eau faible).

Bibliographie principale

Partie 2

[2.1] Fottorino, E., 1989. La France en friches. Éditions Lieu commun, Paris, 207 p.
[2.2] Luginbühl, Y., 1989. Sauvage/cultivé : l'ordre social et l'harmonie des paysages in Du rural à l'environnement, la question de la nature aujourd'hui. Éditions L'Harmattan, Paris, p. 42-49.
[2.3] Floch, S., Devanne, A-S., Deffontaines, J.-P., 2005. La « fermeture du paysage » : au-delà du phénomène, petite chronique d'une construction sociale. L'Espace géographique, Vol. 34, n°1, p. 49-64.
[2.4] Baudry, J., Deffontaines, J.-P., 1988. Réflexions autour de la notion de déprise agricole. Le Courrier de l'environnement de l'INRA. Vol. 4, p. 12-14.
[2.5] Dérioz, P., 1993. Friches et terres marginales en basse et moyenne montagne : revers sud-oriental du Massif central. Thèse de Géographie, Université d'Avignon, 532 p.
[2.6] Papy, F., Mathieu, N., Ferault, C., 2012. Nouveaux rapports à la nature dans les campagnes. Éditions Quae, Indisciplines, 191 p.

Partie 3

[3.1] Canévet, C., 1992. Le modèle agricole breton, Presses Universitaires de Rennes, 397 p.
[3.2] Bergès, L., Avon, C., Arnaudet, L., Archaux, F., Chauchard, S., Dupouey, J.-L., 2016. Past landscape explains forest periphery-to-core gradient of understorey plant communities in a reforestation context, Diversity and Distributions, 22, 3–16.
[3.3] Koerner, W., Cinotti, B., Jussy, J.-H., Benoît, M., 2000. Evolution des surfaces boisées en France depuis le début du XIXe siècle: identification et localisation des boisements des territoires agricoles abandonnés, Revue forestière française, 52, 249–270.
[3.4] Lalechère, E., Jabot, F., Archaux, F., Deffuant, G., 2017. Non-equilibrium plant metapopulation dynamics challenge the concept of ancient/recent forest species, Ecological Modelling, 366, 48–57.
[3.5] Hermy, M., Verheyen, K., 2007. Legacies of the past in the present-day forest biodiversity : a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. Ecological research 22, 361–371.
[3.6] Flinn, K.M., Vellend, M., 2005. Recovery of forest plant communities in post-agricultural landscapes, Frontiers in Ecology and the Environment, 3, 243–250.
[3.7] Gervais M., Jollivet M., Tavernier Y., 1992. Histoire de la France rurale : « La fin de la France paysanne », Paris, Editions du Seuil,755 p.
[3.8] Agulhon M., Désert G., Specklin R.,1976. Histoire de la France rurale. De 1789 à 1914. Apogée et crise de la civilisation paysanne, Paris, Editions du Seuil, 560 p.
[3.9] Bermond M., 2004. Produire et se reproduire dans la crise. Agriculture, familles, exploitations en Normandie au début du XXIème siécle. Essai de géographie sociale, Thèse de Géographie, Université de Caen Basse Normandie, 462 p.
[3.10] Poinsot Y., 2004, Les incidences territoriales de la « mise en normes » des activités agricoles : un cas vosgien, L'Espace géographique. 34, 3, p. 237-250.
[3.11] Preux T., Delahaye D., Marie M., 2015, Transformation des structures agricoles et recomposition des paysages de bocage. L'exemple du Bessin (Calvados), Projets de Paysage,12.
[3.12] Margetic C., Bermond M., Jousseaume V., Marie M., 2014, Atlas des campagnes de l'Ouest, Presses Universitaires de Rennes, 299 p.

Partie 4

[4.1.1] Néron, F., 2014. Petit précis d'agriculture, De la politique à la technique, Éditions France Agricole, 525 p.
[4.1.2] Gloaguen, J-C., Rozé, F., Touffet, J., Clément, B., Forgeard, F., 1994. Etude des successions après abandon des pratiques culturales en Bretagne, Acta Botanica Gallica, 141 : 691-706.
[4.1.3] Touzard, B., Clément, B., Lavorel, S., 2002. Successional patterns in a eutrophic alluvial wetland of western France. Wetlands, 22 : 111-125.
[4.1.4] Baudry J., Acx A.-S., 1993. Ecologie et friches dans les paysages agricoles. Paris, La Documentation Française, 48 p.
[4.1.5] Diquélou, S., 1997. Dynamique de la végétation après abandon des terres agricoles en bocage breton. Université de Rennes 1, 304 p.
[4.1.6] Clément, B., Aidoud, A., 2009. Report on plant functional groups and plant assemblages in response to change in environmental drivers (hydrology, nutrient, land use). Rapport du projet européen EUROLIMPACS, 30 p.
[4.1.7] Curt, T., Prévosto, B., Bergonzini, J-C., 2004. Boisements naturels des terres agricoles en déprise. CEMAGREF.
[4.1.8] Alard, D., Bance, J-F., Frileux, J-N., 1994. Grassland Vegetation as an Indicator of the Main Agro-Ecological Factors in a Rural Landscape : Consequences for Biodiversity and Wildlife Conservation in Central Normandy (France). Journal of Environmental Management, 42 : 91-109.
[4.1.9] Clément, B., Maltby, E., 1996. Quelques facteurs de la biodiversité végétale dans les prairies humides des corridors fluviaux. Acta Botanica Gallica, 143 : 309-316.
[4.1.10] Ellenberg, H., 1988. Vegetation ecology of Central Europe. 4th edition Cambridge : Cambridge University Press, 756 p.
[4.1.11] Hill, M.O, Mountford, J.O., Roy, D.B., Bunce, R.G.H., 1999. Ellenberg's indicator values for British plants, ECOFACT Volume 2 Technical Annex. Huntingdon, Institute of Terrestrial Ecology, 46 p.
[4.1.12] Conservatoire Botanique National de Brest, 2017. Typologie des prairies humides et pratiques de gestion in Zones humides, rôle et place dans la gestion agricole, Réseau des Fermes de Références en Bretagne, CRAB, CBNB, Gretia, INRA, 108 p.
[4.1.13] Goldberg, D. E., Gross, K.L., 1988. Disturbance regimes of midsuccessional old fields, Ecology, 69 : 1677-1688
[4.1.14] Glemarec, E., Laurent, E., 2016. Contribution à l'étude des prairies humides mésotrophiles à eutrophiles de Bretagne, Typologie phytosociologique. Conservatoire Botanique National de Brest, 68 p.
[4.1.15] Colasse, V., Laurent, E., Sellin, V., 2016. Carte des groupements végétaux, des séries et petites géoséries de végétation du domaine du Menez Meur, Conservatoire Botanique National de Brest, 189 p.
[4.1.16] SRCE, Schéma Régional de Cohérence Ecologique, 2015. Schéma Régional de Cohérence Ecologique, le territoire de Bretagne, diagnostic et enjeux, version définitive 9 juillet 2015. DREAL, Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Bretagne, 348 p.
[4.1.17] Morel, L., 2018. De la ruralité à la féralité : Dynamique de recomposition des facettes taxonomique, fonctionnelle et phylogénétique des communautés d'espèces lors des processus de reboisement spontanés, Thèse, 309 p.

Partie 5

[5.0] Schnitzler A., Guénot, J-C., 2013. La France des friches : De la ruralité à la féralité, Editions Quae, 210 p.
[5.1] Balent G., Barrué-Pastor M., 1986. Pratiques pastorales et stratégies foncières en vallée d'Oô (Pyrénées centrales), Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest, 57, 3, p. 403-447.
[5.2] Dérioz P., 1993. Friches et terres marginales en basse et moyenne montagne : revers sud-oriental du Massif central, Thèse de Géographie, Université d'Avignon, 532 p.
[5.3] Fer N., 1994. La dynamique de la friche dans l'utilisation de l'espace agricole. Méthode et résultats. Le cas du Pays d'Auge, Université de Caen, 338 p.
[5.4] Friedberg C., Mathieu N., 2000. Faut-il qu'un paysage soit ouvert ou fermé ? L'exemple de la pelouse sèche du causse Méjan, Nature, Sciences, Sociétés, 8, 4.
[5.5] Laurent C., 1992. L'agriculture et son territoire dans la crise : analyse et démenti des prévisions sur la déprise des terres agricoles à partir d'observations réalisées dans le Pays d'Auge, Thèse de Sciences Economiques, Université Paris 7, 520 p.
[5.6] Mottet A., 2005. Transformations des systèmes d'élevage depuis 1950 et conséquences pour la dynamique des paysages dans les Pyrénées, Thèse d'Agronomie, Toulouse : Institut National Polytechnique de Toulouse, 295p.
[5.7] Cohen M., Alexandre F., Plet A., Lamotte S., Rémon C., Osty P.-L., 1997, Embroussaillement, pratiques et représentations sociales : une recherche de corrélations. L'exemple des territoires de Rieisse et Rouveret (causse Méjan, Lozère), Natures, Sciences, Sociétés, 5, 1, p. 31-44.
[5.8] Jollivet M., 1992. Sciences de la nature, sciences de la société : les passeurs de frontières, Paris, CNRS, 589 p.
[5.9] Lasanta T., Arnáez J., Pascual N., Ruiz-Flaño P., Errea M. P., Lana-Renault N., 2017. Space–time process and drivers of land abandonment in Europe, CATENA, 149, p.810-823.
[5.10] Munroe D. K., Van Berkel D., Verburg P. H., Olson J. L., 2013. Alternative trajectories of land abandonment : causes, consequences and research challenges, Current opinion in Environmental Sustainability, 5, p. 471-476.
[5.11] Baudry J., Acx A.-S, 1993. Ecologie et friches dans les paysages agricoles, Paris, La Documentation Française, 48 p.
[5.12] Depeyrot J.-N., 2017. Les transformations du paysage laitier français avant la sortie des quotas, Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation.
[5.13] Debroux J., 2003. Une méthode d'enquête en question : le jury communal, Ruralia, 12/13.

[5.14] Guéringer A., 2012. Caractéristiques de la propriété foncière en espace périurbain. Exemples Rhône-Alpins, Projets de paysages, 7
[5.15] Marie, M., 2009. Des pratiques des agriculteurs à la production de paysage de bocage. Étude 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 de Géographie, Université de Caen Basse-Normandie, 513p.
[5.16] Montembault,D., 2002, Les vallées face à l'appropriation urbaine : des mutations de l'occupation du sol dans les grandes vallées proches d'Angers aux nouveaux paysages. Thèse de doctorat de géographie, Université d'Angers, 407p.
[5.17] Germaine, M-A., 2009, De la caractérisation à la gestion des paysages ordinaires des vallées dans le nord-ouest de la France : Représentations, enjeux d'environnement et politiques publiques en Basse-Normandie. Thèse de doctorat de géographie, Université de Caen Basse-Normandie, 648p.

Partie 6

[6.1] Agences de l'eau, 2002. Guide technique interagences, Les zones humides et la ressource en eau, Fonctions des zones humides. Études sur l'eau n°89, 25 p.
[6.2] Clément, J-C., 2001. Les zones humides de fonds de vallée et la régulation des pollutions azotées diffuses. Thèse, Université de Rennes 1, 190 p.
[6.3] Tabacchi, E., Correl, D.L., Hauer, R., Pinay, G., Planty-Tabacchi, A-M., Wissmar, R.C., 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. Freshwaterbiology, 40 : 497-516.
[6.4] Montreuil, O., 2008. Relation entre l'ordre des bassins versants, l'organisation spatiale et le fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines. Thèse, Institut National d'enseignement supérieur et de Recherche Agronomique et agro-alimentaire de Rennes, 242 p.
[6.5] Coussement, C., 2012. Relation eaux souterraines et zones humides. Intervention Atelier scientifique CAMA, 50 p.
[6.6] Durand, P., Gascuel-Odoux, C., Kao, C., Merot, P., 2000. Une typologie hydrologique des petites zones humides ripariennes. Étude et Gestion des Sol, 7, 3 : 207-218.
[6.7] Acreman, M., Alden, J., 2013. How wetlands affect floods. Wetlands, 33 : 773-786.
[6.8] Barnaud, G., Fustec, E., 2007. Conserver les zones humides : pourquoi ? comment ?. Eduagri éditions/Quae éditions, 296 p.
[6.9] Cosandey, C., 2006. De la forêt à l'eau, Conséquence des forêts sur l'écoulement annuel des cours d'eau. Revue Forestière Française, LVIII-4.
[6.10] Merot, P., Buffin, D., 1996. Essai de caractérisation de la variabilité hydrologique en Bretagne. Hydrologie dans les pays celtiques, INRA, Les Colloques, 127-134.
[6.11] Boyer, M., 1998. Guide technique n°1, la gestion des boisements de rivière, fascicule 1, dynamique et fonctions de la ripisylve. SDAGE Rhône Méditerranée Corse, 45 p.
[6.12] Dosskey, M. G., Vidon, P., Gurwick, N. P., Allan, C. J., Duval, T. P., Lowrance, R., 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. Journal of the American Water resource association, 46 : 261-277.
[6.13] Piégay, H., Peiry, J-L., Gazelle, F., 2003. Effets des ripisylves sur la dynamique du lit fluvial et de son aquifère. In Piégay, H., Pautou, G., Ruffinoni, C., 2003. Les forêts riveraines de cours d'eau : écologie, fonctions et gestion. Editions de l'Institut pour le développement forestier, 463 p.
[6.14] Le Lay, Y-F., Piégay, H., 2007. Le bois mort dans les paysages fluviaux français : éléments pour une gestion renouvelée. L'Espace géographique tome 36 : 51-64.
[6.15] Brown, A.G., Lespez, L., Sear, D.A., Macaire, J-J., Houben, P., Klimek, K., Brazier, R.E., Van Oost, K., Pears, B., 2018. Natural vs anthropogenic streams in Europe : History, ecology and implications for restauration, river-rewilding and riverine ecosystem services. Earth-Science Reviews, 180 : 198-205.
[6.16] Lespez, L., 2012. Les temps de l'environnement et des paysages des systèmes fluviaux au cours de l'Holocène, Normandie, Grèce, Mali. Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches, Université de Caen Basse-Normandie, 376 p.
[6.17] Huang, H.Q., Nanson, G.C., 1997. Vegetation and channel variation : a case study of four small streams in southern Australia. Geomorphology, 18 : 237-249.
[6.18] Dufour, S., Moulin, B., Piégay, H., 2003. Doit-on promouvoir systématiquement l'entretien des lits fluviaux et de leurs marges ?. Forêt méditerranéenne, 11 p.
[6.19] Zimmerman, R.C., Goodlet, J.C., Comer, G.H., 1967. The influence of vegetation on channel form of small streams. In : Symposium River Morphology. International Association of Scientific Hydrology Publication, 75 : 255-275.
[6.20] Bishop, K., Buffam, I., Erlandsson, M., Fölster, J., Laudon, H., Seibert, J., Temnerud, J., 2008. Aqua Incognita : the unknow headwaters. Hydrological Processes, 22 : 1239-1242.
[6.21] Cosandey, C., Robinson, M., 2012. Hydrologie continentale. Armand Colin, 447 p.
[6.22] Rey Benayas, J.M., Martins, A., Nicolau, J.M., Schulz, J.J., 2007. Abandonment of agricultural land : an overview of drivers and consequences. CAB Reviews : Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources, 2, n°57, 14 p.
[6.23] Granier, A., 2007. Rôle des prairies dans le cycle de l'eau, comparaison avec la forêt. Fourrage 192 : 399-408.
[6.24] Caubel, V., Grimaldi, C., Merot, P., Grimaldi, M., 2003. Influence of a hedge surrounding bottomland on seasonal soil-water movement. Hydrological processes, 17 : 1811-1821.
[6.25] Ghazavi, G., 2008. Quantification spatiale et temporelle de l'impact d'une haie sur les différents termes du bilan hydrique. Mémoire de thèse, Inra, 203 p.
[6.26] Haria, A.H., Price, D.J., 2000. Evaporation from Scots pine (Pinus sylvestris) following natural recolonisation of the Cairngorm mountains. Hydrology and Earth System Sciences, 4 : 451-461.
[6.27] Bansept, A., 2013. Biologie et Ecologie, Eau et forêt, première partie : l'influence des arbres sur la quantité des eaux. Revue Forestière Française, LXV-2.
[6.28] Lachaussé, E., 1950. Les sols sous la dominance de l'eau et la forêt. Revue Forestière Française, 5 : 246-273.
[6.29] Cellule d'Animation sur les Milieux Aquatiques du Conseil départemental du Finistère, 2012. Guide technique d'aménagement et de gestion des zones humides du Finistère, 249 p.
[6.30] Ghazavi, G., Thomas, Z., Hamon, Y., Marie, J. C., Corson, M., Merot, P., 2008. Hedgerow impacts on soil-water transfer due to rainfall interception and root-water uptake. Hydrological processes, 22 : 577-585.
[6.31] Bosch, D.D., Hubbard, R.K., West, L.T., Lowrance, R.R., 1994. Subsurface flow patterns in a riparian buffer system. American Society of Agricultural Engineers, 37: 1783–1790.
[6.32] Schnitzler, A., Guénot, J-G., 2012. La France des friches, De la ruralité à la féralité, Edition Quae, Versailles, 170 p.
[6 .33] Aussenac, G., 1970. Aperçu du rôle de la forêt dans l'économie de l'eau. Revue Forestière Française, 6 : 603-618.
[6.34] Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles Respectueuses de l'Environnement, CORPEN, Groupe Zones tampons. Les fonctions environnementales des zones tampons. Rapport sur les bases scientifiques et techniques des fonctions de protection des eaux, 75 p.
[6.35] Tabacchi, E., Lambs, L., Guilloy, H., Planty-Tabacchi, A-M., Muller, E., Décamp, H., 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. Hydrological Processes, 14 : 2959-2976.
[6.36] Hegg, C., 2006. Waldwirkung auf Hochwasser. LWFWissen Ber. Bayer. Landesanst. Wald Forstwirtsch. 55 : 29-33
[6.37] Touzard, B., Clément, B., Lavorel, S., 2002. Successional patterns in a eutrophic alluvial wetland of western France. Wetlands, 22 : 111-125.
[6.38] Catalogne, C., Le Henaff, G., 2017. Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole. Rapport de l'Irstea et de l'Onema élaboré dans le cadre du Groupe Technique Zones Tampons, Irstea, Onema, 69 p.
[6.39] McKenney, R., Jacobson, R.B., Wertheimer, R.C., 1995. Woody vegetation and channel morphogenesis in low-gradient, gravel-bed streams in the Ozark Plateaus, Missouri and Arkansas. Geomorphology, 12 : 175-198.
[6.40] Dufour, S., Piégay, H., 2004. Guide de gestion des forêts riveraines de cours d'eau. ONF, Agence RMC, CNRS, Université Lyon 3, 132 p.
[6.41] Conseil Scientifique de l'Environnement en Bretagne, 1997. Les zones humides de fonds de vallées et la qualité de l'eau en Bretagne : réflexions et recommandations, 76 p.
[6.42] Karssies, L.E., Prosser I.P., 1999. Guidelines for riparian filter strips for Queensland irrigators. SCIRO Land and Water, Australia, TR 32/99, 39 p.
[6.43] Pinay, G., Gascuel, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Le Moal, M., Levain, A., Moatar, F., Pannard, A., Souchu, P., 2017. L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Synthèse de l'Expertise scientifique collective CNRS - Ifremer - INRA - Irstea, 148 p.

[6.44] Dupas, R., Gascuel-Odoux, C., Fovet, O., Gruau, G., Gu, S., Launay, J., Grimault, L., 2017. Les zones humides ripariennes, puits ou sources de phosphore dans les paysages agricoles ? Sciences Eaux et Territoires, La revue d'Irstea, Hors-série, 40 : 2-6.
[6.45] Oraison, F., Souchon, Y., Van Looy, K., 2011. Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments : une voie commune ?. Onema, Cemagref, 42 p.
[6.46] Gayet, G., Baptist, F., Baraille, L., Caessteker, P., Clément, J-C., Gaillard, J., Gaucherand, S., Isselin-Nondedeu, F., Poinsot, C., Quétier, F., Touroult, J., Barnaud, G., 2016, Méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides Fondements théoriques, scientifiques et techniques Version 1.0
[6.47] Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of the Total Environment, 380 : 48-65.
[6.48] Kelly, J.M., Kovar, J.L., Sokolowsky, R., Moorman, T.B., 2007. Phosphorus uptake during four years by different vegetative cover types in a riparian buffer. Nutrient Cycle in Agroecosystems, 78 : 239-251.
[6.49] Grimaldi, C., Baudry, J., Pinay, G., 2012. Des zones tampons dans les paysages ruraux pour la régulation de la pollution diffuse. Innovations Agronomiques, 23 : 55-68.
[6.50] Hefting, M.M., Clement, J-C., Bienkowski, P., Dowrick, D., Guenat, C., Butturini, A., Topa, S., Pinay, G., Verhoeven, J.T.A, 2005. The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. Ecological Engineering, 24 : 465-482.
[6.51] Banspet, A., 2012. Milieux arborés et eau, Bilan des connaissances et propositions pour orienter les politiques publiques incitant à une gestion favorable pour la ressource en eau, Mémoire de fin d'études Formation des Ingénieurs Forestiers, 224 p.
[6.52] Hefting, M.M, van den Heuvel, R.N., Verhoeven, J.T.A., 2013. Wetlands in agricultural landscapes for nitrogen attenuation and biodiversity enhancement : Opportunities and limitations. Ecological Engineering, 56 : 5-13.
[6.53] Sabater, S. Butturini, A., Clement, J-C., Burt, T., Dowrick, D., Hefting, M.M., Maître, V., Pinay, G., Postolache, C., Rzepecki, M., 2003. Nitrogen removal by riparian buffers along a european climatic gradient : patterns and factors of variation. Ecosystems, 6 : 20-30.
[6.54] Hefting, M.M., Clément, J-C., Dowrick, D., Cosandey, A.C., Bernal, S., Cimpian, C., Tatur, A., Burt, T.P., Pinay, G., 2004. Water table elevation controls on soil nitrogen cycling in riparian wetlands along a European climatic gradient. Biogeochemistry, 67 : 113-134.
[6.55] Mayer, P.M., Reynolds, S.K, Marshall, Jr., McCutchen, D., Canfield, J., 2006. Meta-Analysis of Nitrogen Removal in Riparian Buffers, Journal of Environmental Quality, 36 : 1172-1180.
[6.56] Mitra, S., Wassmann, R., Vlek, P.L.G., 2005. An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. Current Science, 88 : 25-35.
[6.57] Bartholomée, O., Lavorel, S., 2018. Évolution des stocks de carbone en fonction des trajectoires de gestion en zone humide. Sciences Eaux et Territoires, 50 : 1-8.
[6.58] Mitsch, W.J., Bernal, B., Nahlik, A.M., Mander, Ü., Zhang, L., Anderson, C.J., Jørgensen, S.E., Brix, H., 2013. Wetlands, carbon, and climate change. Landscape Ecology, 28 : 583-597.
[6.59] Limpens, J., Holmgren, M., Jacobs, C.M.J., Van der Zee, S.E.A.T.M., Karofeld, E., Berendse, F., 2014. How Does Tree Density Affect Water Loss of Peatlands? A Mesocosm Experiment. Plosone, 9 : 1-11.
[6.60] Luyssaert, S., Detlef Schulze, E., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B.E., Ciais, P., Grace, J., 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. Nature, 455 : 213-215.
[6.61] Dybala, K.E., Matzek, V., Gardali, T., Seavy, N.E., 2018. Carbon sequestration in riparian forests : A global synthesis and meta-analysis. Global Change Biology, 25 : 57–67.
[6.62] Hendrickson, O., 2003. Influences of global change on carbon sequestration by agricultural and forest soils. Environmental Reviews, 11 : 161-192.
[6.63] Amendola, D., Mutema, M., Rosolen, V., Chaplot, V., 2018. Soil hydromorphy and soil carbon: A global data analysis. Goderma, 324 : 9-17.
[6.64] Martin, M.P., Wattenbach, M., Smith, P., Meersmans, J., Jolivet, C., Boulonne, L., Arrouays, D., 2011. Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. Biogeosciences, 8 : 1053-1065.
[6.65] Post, W.M., Kwon, K., C., 2000. Soil Carbon Sequestration and Land-Use Change : Processes and Potential. Global Change Biology, 6 : 317-328.
[6.66] Guyette, R.P., Cole, W.G., Dey, D., C., Muzika, R-M., 2002. Perspectives on the age and distribution of large wood in riparian carbon pools. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59 : 578-585.
[6.67] Morel, L., 2018. De la ruralité à la féralité : Dynamique de recomposition des facettes taxonomique, fonctionnelle et phylogénétique des communautés d'espèces lors des processus de reboisement spontanés, Thèse, 309 p.
[6.68] Clément, B., Aidoud, A., 2009. Report on plant functional groups and plant assemblages in response to change in environmental drivers (hydrology, nutrient, land use). Rapport du projet européen EUROLIMPACS, 30 p.
[6.69] Diquélou, S., 1997. Dynamique de la végétation après abandon des terres agricoles en bocage breton. Université de Rennes 1, 304 p.
[6.70] Siorat, F., Le Mao, P., Yésou, P. (coords.) 2017. Conservation de la faune et de la flore : listes rouges et responsabilité de la Bretagne. Penn Ar Bed, n°227, 104 p.
[6.71] Quéré, E., Magnanon, S., Brindejonc, O., Dissez, C., 2016. Liste rouge de la flore vasculaire de Bretagne. Evaluation des menaces selon la méthodologie et la démarche de l'UICN. Brochure. Brest : Conservatoire botanique national de Brest, 20 p.
[6.72] Regimbeau, C., Clément, B. 1996. Dynamique des communautés végétales des prairies humides après abandon dans le bassin versant du Jet (Bretagne, France). Acta Botanica Gallica, 143 : 411-419.
[6.73] SRCE, Schéma Régional de Cohérence Ecologique, 2015. Schéma Régional de Cohérence Ecologique, le territoire de Bretagne, diagnostic et enjeux, version définitive 9 juillet 2015. DREAL, Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Bretagne, 348 p.
[6.74] Augier J., 1966. Flore des Bryophytes (Morphologie, Anatomie, Biologie, Ecologie, Distribution Géographique). Editions Paul Chevalier, 702 p.
[6.75] Durfort, J., 2013. Synthèse des connaissances sur quelques bryophytes remarquables des Monts d'Arrée se tenant dans les habitats d'intérêt communautaire du site Natura 2000 « Monts d'Arrée centre et est ». Parc Naturel Régional d'Armorique, 59 p.
[6.76] Durfort, J., 2014. Connaissances et recherches sur les bryophytes remarquables du Parc Naturel Régional d'Armorique. Parc Naturel Régional d'Armorique, 60 p.
[6.77] Bobiec, A., Jaroszewicz, B., Keczyński, A., Szymura, A., Zub. K, 2005. The afterlife of a tree. World Wildlife Fund Poland, 252 p.
[6.78] Baudry, J., Acx, A.-S., 1993, Ecologie et friches dans les paysages agricoles. Paris, La Documentation Française, 48 p.
[6.79] Simonnet, F., (coord.), 2015. Atlas des mammifères de Bretagne. Locus Solus Natura, 303 p.
[6.80] Simonnet, F., Dubos, T., Le Campion, T., Le Houedec, A., Boireau, J., Piel, B., 2017. Observatoire des mammifères de Bretagne, bilan d'activité 2017, 56 p.
[6.81] GOB (coord.), 2012. Atlas des oiseaux nicheurs de Bretagne. Groupe ornithologique breton, Bretagne Vivante-SEPNB, LPO 44, Groupe d'études ornithologiques des Côtes-d'Armor. Delachaux et Niestlé, 512 p.
[6.82] CRPF, Centre Régional de la Propriété Forestière de Bretagne, 2011. Les milieux d'intérêt patrimonial, Guide de reconnaissance et de gestion, Forêt bretonne. 117 p.
[6.83] AELB, Agence de l'eau Loire-Bretagne, 2002. Une place pour les oiseaux des boisements de rivière. 22 p.
[6.84] Richardson, J.S., Danehy, R.J., 2007. A Synthesis of the Ecology of Headwater Streams and their Riparian Zones in Temperate Forests. Forest Science, 53 : 131 – 147.
[6.85] Barrioz, M., Cochard, P.-O., Voeltzel, V., Lecoq, C. 2015. Amphibiens & Reptiles de Normandie. URCPIE de Basse-Normandie, 288 p.
[6.86] Bétard, F., Diversité et distribution des peuplements d'Orthoptères en milieu forestier périurbain : étude d'un transect en Vallée de Chevreuse (Île-de-France). 14 p.
[6.87] Le Lay, Y-F., Piégay, H., 2007. Le bois mort dans les paysages fluviaux français : éléments pour une gestion renouvelée. L'Espace géographique tome 36 : 51-64.
[6.88] Gayet, G., Baptist, F., Baraille, L., Caessteker, P., Clément, J.-C., Gaillard, J., Gaucherand, S., Isselin-Nondedeu, F., Poinsot, C., Quétier, F., Touroult, J., Barnaud, G., 2016. Guide de la méthode nationale d'évaluation des zones humides - Version 1.0. Onema, collection Guides et protocoles, 186 p.

Les auteurs de ce rapport tiennent à remercier les nombreuses personnes qui ont participé à la réalisation de ce document :

Ce programme n'aurait pas eu lieu sans le soutien financier de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Bretagne, la Région Bretagne et l'Union Européenne.

Merci également à Jean Nabucet (LETG-Rennes) et à Josselin Barry (Agence française pour la biodiversité) qui ont mis à notre disposition des bases de données indispensables à l'analyse du processus d'enfrichement en Bretagne. Nous remercions les personnes qui ont assuré la gestion administrative du projet, en particulier Alison Tribodet (Université Rennes 2) et Isabelle Marlier (Forum des Marais Atlantiques).

Nous tenons également à remercier vivement les référents scientifiques avec lesquels nous avons échangé, pour leur partage de connaissances et leur aide précieuse dans la réalisation de la première phase de ce projet.

Un grand merci à celles et ceux qui ont relu ce document et ont contribué à l'enrichir par leurs remarques : Blandine Lemercier (Agrocampus Ouest) ; Guillaume Gelineau (Bretagne Vivante) ; Marion Hardegen (Conservatoire Botanique National de Brest) ; Aude Pélichet (DREAL Bretagne) ; Loïc Anras, Armel Dausse et Gilbert Miossec (FMA) ; Franck Simmonet et Thomas Le Campion (Groupe Mammalogique Breton) ; Timothée Scherer (Lannion Trégor Communauté) ; Philippe Mérot ; Bernard Clément ; Adeline Cotonnec et Samuel Corgne (Université Rennes 2, LETG-Rennes), Laurence Le Dû-Blayo et Nadia Dupont (Université Rennes 2, ESO-Rennes), Laura Pauchard (Université de Caen Normandie, ESO-Caen).

Nous tenons également à remercier chaleureusement les nombreuses personnes qui ont pris part aux jurys communaux, ainsi que les agriculteurs et retraités qui ont accepté de nous accorder un entretien individuel. La réussite de cette enquête doit beaucoup à l'engagement des élus, qui en ont facilité la mise en place et le bon déroulement, en particulier dans les communes de Loguivy-Plougras, La Chapelle Neuve, Glomel, Inguiniel, Spézet et Saint-Servais. Merci également aux personnels municipaux qui ont consacré un peu de leur temps au fastidieux travail de dépouillement du cadastre.

Enfin, nous remercions vivement les membres du comité technique, qui, par leur participation active sur le terrain et leur implication, notamment sur la relecture, ont contribué à faire de ce projet un espace d'échanges aussi stimulant qu'agréable : Mikaël Le Bihan (Agence française pour la biodiversité), Xavier Badé (Etablissement public d'aménagement et de gestion du bassin versant de l'Aulne), Guillaume Jouan (Guigamp Paimpol Agglomération), Mathieu Bredèche, Catherine Moret, Véronique Prigent (Lannion Trégor Communauté) et Ronan Caignec (syndicat du SAGE Blavet).

Programme EcoFriche

Avec l'implication de

CRÉDITS PHOTO : Guingamp-Paimpol Agglomération • Établissement Publique d'Aménagement et de Gestion du bassin versant l'Aulne • Lannion-Trégor Communauté • Syndicat Mixte du SAGE Blavet • Alix Augier (FMA) • Julien Bonnaud • Philippe Defernez (GMB) • Simon Dufour (Université Rennes 2 - LETG) • José Durfort • Marion Hardegen (CBNB) • Nicolas Moulin • Nicolas Poulet (Afb) • Thibaut Preux (Université de Rennes 2 – LETG) • Arnaud Richard (Afb) • Éric Sansault (ANEPE Caudalis) • Julien Touroult (MNHN).

Conception réalisation : www.studioNIKO.fr • 02 97 57 84 21