



HAL
open science

Comprendre les impacts environnementaux de l'alimentation des bovins allaitants et leur modulation en élevages selon les modelés agricoles français

Sarah Guinot-Baradel

► **To cite this version:**

Sarah Guinot-Baradel. Comprendre les impacts environnementaux de l'alimentation des bovins allaitants et leur modulation en élevages selon les modelés agricoles français. Sciences du Vivant [q-bio]. 2022. dumas-03946852

HAL Id: dumas-03946852

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-03946852>

Submitted on 19 Jan 2023

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.

CAMPUS VÉTÉRINAIRE DE LYON

Année 2022 - Thèse n° 136

***COMPRENDRE LES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX
DE L'ALIMENTATION DES BOVINS ALLAITANTS ET
LEUR MODULATION EN ÉLEVAGES SELON LES
MODELES AGRICOLES FRANCAIS***

THESE

Présentée à l'Université Claude Bernard Lyon 1
(Médecine – Pharmacie)

Et soutenue publiquement le 16 décembre 2022
Pour obtenir le titre de Docteur Vétérinaire

Par

GUINOT-BARADEL Sarah

CAMPUS VÉTÉRINAIRE DE LYON

Année 2022 - Thèse n° 136

***COMPRENDRE LES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX
DE L'ALIMENTATION DES BOVINS ALLAITANTS ET
LEUR MODULATION EN ÉLEVAGES SELON LES
MODELES AGRICOLES FRANCAIS***

THESE

Présentée à l'Université Claude Bernard Lyon 1
(Médecine – Pharmacie)

Et soutenue publiquement le 16 décembre 2022
Pour obtenir le titre de Docteur Vétérinaire

Par

GUINOT-BARADEL Sarah

Liste des enseignants du Campus Vétérinaire de Lyon (14-09-2022)

Pr	ABITBOL	Marie	Professeur
Dr	ALVES-DE-OLIVEIRA	Laurent	Maître de conférences
Pr	ARCANGIOLI	Marie-Anne	Professeur
Dr	AYRAL	Florence	Maître de conférences
Dr	BECKER	Claire	Maître de conférences
Dr	BELLUCO	Sara	Maître de conférences
Dr	BENAMOU-SMITH	Agnès	Maître de conférences
Pr	BENOIT	Etienne	Professeur
Pr	BERNY	Philippe	Professeur
Pr	BONNET-GARIN	Jeanne-Marie	Professeur
Dr	BOURGOIN	Gilles	Maître de conférences
Dr	BRUTO	Maxime	Maître de conférences
Dr	BRUYERE	Pierre	Maître de conférences
Pr	BUFF	Samuel	Professeur
Pr	BURONFOSSE	Thierry	Professeur
Dr	CACHON	Thibaut	Maître de conférences
Pr	CADORÉ	Jean-Luc	Professeur
Pr	CALLAIT-CARDINAL	Marie-Pierre	Professeur
Pr	CHABANNE	Luc	Professeur
Pr	CHALVET-MONFRAY	Karine	Professeur
Dr	CHAMEL	Gabriel	Maître de conférences
Dr	CHETOT	Thomas	Maître de conférences
Dr	DE BOYER DES ROCHES	Alice	Maître de conférences
Pr	DELIGNETTE-MULLER	Marie-Laure	Professeur
Pr	DJELOUADJI	Zorée	Professeur
Dr	ESCRIOU	Catherine	Maître de conférences
Dr	FRIKHA	Mohamed-Ridha	Maître de conférences
Dr	GALIA	Wessam	Maître de conférences
Pr	GILOT-FROMONT	Emmanuelle	Professeur
Dr	GONTHIER	Alain	Maître de conférences
Dr	GREZEL	Delphine	Maître de conférences
Dr	HUGONNARD	Marine	Maître de conférences
Dr	JOSSON-SCHRAMME	Anne	Chargé d'enseignement contractuel
Pr	JUNOT	Stéphane	Professeur
Pr	KODJO	Angeli	Professeur
Dr	KRAFFT	Emilie	Maître de conférences
Dr	LAABERKI	Maria-Halima	Maître de conférences
Dr	LAMBERT	Véronique	Maître de conférences
Pr	LE GRAND	Dominique	Professeur
Pr	LEBLOND	Agnès	Professeur
Dr	LEDoux	Dorothee	Maître de conférences
Dr	LEFEVRE	Sébastien	Maître de conférences
Dr	LEFRANC-POHL	Anne-Cécile	Maître de conférences
Dr	LEGROS	Vincent	Maître de conférences
Pr	LEPAGE	Olivier	Professeur
Pr	LOUZIER	Vanessa	Professeur
Dr	LURIER	Thibaut	Maître de conférences
Dr	MAGNIN	Mathieu	Maître de conférences
Pr	MARCHAL	Thierry	Professeur
Dr	MOSCA	Marion	Maître de conférences
Pr	MOUNIER	Luc	Professeur
Dr	PEROZ	Carole	Maître de conférences
Pr	PIN	Didier	Professeur
Pr	PONCE	Frédérique	Professeur
Pr	PORTIER	Karine	Professeur
Dr	POUZOT-NEVORET	Céline	Maître de conférences
Pr	PROUILLAC	Caroline	Professeur
Pr	REMY	Denise	Professeur
Dr	RENE MARTELLET	Magalie	Maître de conférences
Pr	ROGER	Thierry	Professeur
Dr	SAWAYA	Serge	Maître de conférences
Pr	SCHRAMME	Michael	Professeur
Pr	SERGENTET	Delphine	Professeur
Dr	TORTEREAU	Antonin	Maître de conférences
Dr	VICTONI	Tatiana	Maître de conférences
Pr	VIGUIER	Eric	Professeur
Dr	VIRIEUX-WATRELOT	Dorothee	Chargé d'enseignement contractuel
Pr	ZENNER	Lionel	Professeur

REMERCIEMENTS DU JURY

A Monsieur le Professeur Damien Sanlaville,

De l'Université Claude Bernard Lyon 1, Faculté de médecine de Lyon,

Chef du service de génétique des hospices civils de Lyon,

Qui m'a fait l'honneur d'accepter la présidence de ce jury de thèse,

Je vous remercie et vous adresse mes hommages respectueux.

A Madame Nathalie Vassal-Courtaillac,

De VetAgro Sup, Campus agronomique de Clermont-Ferrand,

Qui m'a fait l'honneur d'accepter de diriger cette thèse,

Pour vos conseils avisés et votre accompagnement tout au long de ce travail,

Je tiens à vous exprimer toute ma gratitude.

A Madame la Docteure Marie-Anne Arcangioli,

De VetAgro Sup, Campus vétérinaire de Lyon,

Département Elevage et Santé Publique Vétérinaire,

Pour m'avoir accompagnée avec rigueur et disponibilité pour toute cette thèse,

Pour votre bienveillance et votre patience,

Je vous adresse mes sincères remerciements.

A Monsieur le Docteur Luc Mounier,

De VetAgro Sup, Campus vétérinaire de Lyon,

Département Bien-être animal,

Pour avoir accepté d'être mon deuxième assesseur,

Je vous adresse toute ma reconnaissance.

TABLE DES MATIERES

TABLE DES MATIERES	7
LISTE DES FIGURES	10
LISTE DES TABLEAUX	12
LISTE DES ABREVIATIONS	13
INTRODUCTION.....	15
PARTIE I : Eléments de contexte : les différents systèmes d'élevage et les régimes alimentaires en élevage bovins allaitants	16
A. Les systèmes d'élevage	16
a. Classification par type d'atelier	16
b. Classification des élevages par zone naturelle	17
c. Classification par orientation technico-économique de l'exploitation (OTEX).....	18
d. Classification par modèle agricole	18
B. Les régimes alimentaires en élevages naisseurs-engraisseurs	19
a. Ration moyenne nationale tous systèmes bovins viandes confondus.....	19
b. Rations moyennes en OTEX spécialisées	20
c. Rations moyennes en OTEX mixte cultures-élevage	21
PARTIE II : Définir les critères environnementaux sur lesquels l'alimentation des bovins exerce une influence	23
A. Les émissions en Gaz à Effet de Serre (GES) : évaluer l'empreinte carbone, un critère d'analyse.....	23
a. Rappels : les cycles du carbone et de l'azote.....	23
i. Le cycle du carbone	23
ii. Le cycle de l'azote	25
b. Qu'est-ce qui rentre en compte : modèles d'analyse du cycle de vie (ACV).....	26
i. Exemple de l'outil CAP'2ER.....	27
ii. Exemple de la méthode INRA	29
iii. Indicateurs décisifs tirés des modèles ACV	31
c. Le cycle du carbone à l'échelle de l'élevage	31
i. Le cycle du carbone en schéma.....	31
ii. Physiologie de la digestion de la vache et production entérique de méthane	32
iii. Outils pratiques de mesure du méthane entérique.....	35
1. Les méthodes mathématiques.....	35

2.	Les méthodes pratiques d'échelle individuelle avec un temps de mesure long	35
3.	Les méthodes pratiques d'échelle individuelle avec un temps de mesure court	36
d.	Le cycle de l'azote à l'échelle de l'élevage	37
i.	Le cycle de l'azote agricole en schéma	38
ii.	Diagnostic ACV des sources d'émission de N ₂ O	39
iii.	Outils pratiques de mesure des émissions azotées	41
e.	Leviers principaux identifiés à l'échelle d'un élevage	42
B.	Les échelles de la biodiversité	42
a.	La biodiversité aux échelles du vivant de l'élevage	43
i.	Les indicateurs de biodiversité en prairies	43
1.	Les populations animales et végétales suivies en prairies	44
a.	Les méthodes de dénombrement des populations	44
b.	Les outils d'analyse et d'évaluation de la diversité	45
c.	Les insectes	46
d.	Les oiseaux	47
e.	Les autres vertébrés présents en surface	49
f.	Les micro-organismes et invertébrés du sol	50
g.	La diversité floristique des prairies	53
2.	La surface toujours en herbe	56
3.	Le chargement en animaux	57
ii.	La biodiversité des cultures annuelles non-herbagères	58
iii.	Lien entre la biodiversité du cheptel allaitant et la biodiversité globale de l'exploitation	61
b.	Les produits phytosanitaires et leur impact sur la biodiversité	63
i.	L'utilisation des produits phytosanitaires en France	64
ii.	Leurs effets sur l'environnement	66
C.	L'action sur les sols, un critère d'évaluation	67
a.	Définition des critères de qualité du sol	67
b.	Conséquences d'une gestion du sol déséquilibrée	69
c.	Usages des intrants en France	70
D.	Les paramètres de calcul de l'empreinte sur la ressource en eau	72
a.	Les catégories d'eau utilisées en élevage	72
b.	Méthodes d'évaluation et valeurs moyennes globales et par culture	73

PARTIE III : Les services écosystémiques rendus par l'élevage des bovins allaitants selon leur système agricole	76
A. La réduction des émissions en GES	76
a. Les systèmes les plus favorables : participation respective et régime alimentaire associé	76
i. Bilan brut et avantages des systèmes intensifs et hors-sols	77
ii. Puits de carbone : bilan net et avantages des systèmes extensifs, biologiques et de conservation.....	78
iii. La question de l'autonomie alimentaire, en faveur des systèmes extensifs	83
b. Evolutions possibles pour une moindre production en GES	84
i. Réduire la fermentation entérique.....	85
1. Modifier la ration	85
2. Améliorations génétiques	87
ii. Améliorer la gestion des effluents et des fertilisations	88
c. Application en élevage : outils à portée des éleveurs	91
i. Logiciels de calcul de ration intégrant les émissions de GES.....	91
ii. Catalogue de semences adaptées à l'agroécologie.....	92
B. La pérennisation de la biodiversité et l'usage raisonné du sol	93
a. La valorisation des prairies, facteur de biodiversité	93
b. limiter l'usage des produits phytosanitaires	96
c. Garantir la santé du sol	99
C. La gestion durable de la ressource en eau	104
a. limiter la pollution des eaux de ruissellement	105
b. limiter l'empreinte consummative	107
CONCLUSION	109
BIBLIOGRAPHIE	111

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Carte des différentes zones naturelles d'élevage en France.	17
Figure 2 : Part des aliments consommés par UGB tous systèmes bovins viande confondus ..	20
Figure 3 : Parts des différents aliments consommés en systèmes naisseurs spécialisés.	21
Figure 4 : Parts des différents aliments consommés en naisseurs-engraisseurs de bœufs spécialisés.....	21
Figure 5 : Parts des différents aliments consommés en naisseurs-engraisseurs de jeunes bovins spécialisés	21
Figure 6 : Parts des différents aliments consommés en naisseurs-engraisseurs de veaux sous la mère et veaux d'Aveyron.....	21
Figure 7 : Parts des différents aliments consommés en naisseurs avec cultures.....	22
Figure 8 : Parts des différents aliments consommés en naisseurs-engraisseurs de jeunes bovins avec cultures	22
Figure 9 : Cycle du carbone global.	24
Figure 10 : Cycle du carbone organique à l'échelle globale.	25
Figure 11 : Cycle global de l'azote.	25
Figure 12 : Bilan des données d'identification de l'élevage du questionnaire CAP'2ER, exemplaire vierge.	27
Figure 13 : Emissions en GES calculées par l'outil CAP'2ER, exemplaire vierge.	28
Figure 14 : Représentation du cycle de vie d'une vache en élevage bovin allaitant.....	29
Figure 15 : Principe de la méthode INRA.....	30
Figure 16 : Cycle du carbone à l'échelle d'une vache.....	32
Figure 17 : L'estomac polygastrique d'un ruminant.	33
Figure 18 : Réactions microbiennes dans le rumen.....	33
Figure 19 : Processus biologique de la fermentation méthanogène dans les déjections	34
Figure 20 : Principe des chambres respiratoires.....	35
Figure 21 : Matériel nécessaire à la méthode SF6.	36
Figure 22 : Principe de l'installation du système GreenFeedTM.	37
Figure 23 : Cycle de l'azote agricole	38
Figure 24 : Processus bactériens à l'origine de la production de N ₂ O dans le sol.....	39
Figure 25 : Répartition des gaz à effet de serre produits par l'élevage.....	40
Figure 26 : Interface du bilan azoté CAP'2ER.	40
Figure 27 : Détail des sources d'émission et de lessivage de l'azote	41
Figure 28 : La Syrphide, un diptère nectarivore.....	47
Figure 29 : Le Criquet, un orthoptère herbivore	47
Figure 30 : Le Carabe, un coléoptère carnivore	47
Figure 31 : Une mouche calliphoridae, un diptère coprophage	47
Figure 32 : Outarde canepetière	49
Figure 33 : Milan Royal	49
Figure 34 : Renard roux chassant des Campagnols.....	50
Figure 35 : Le Grand Hamster d'Alsace	50
Figure 36 : Catégories des organismes vivants dans le sol d'une prairie.	51
Figure 37 : Exemples de graminées visibles en prairies	54

Figure 38 : Exemples de Dicotylées, ou plantes "diverses".	54
Figure 39 : Proportions et espèces végétales en prairies atlantiques très humides peu fertilisées	55
Figure 40 : Proportions et espèces végétales en prairies de l'ouest pâturées fertilisées et faiblement chargées	55
Figure 41 : Proportions et espèces végétales en prairies des plaines et collines peu fertilisées	55
Figure 42 : Indice de STH dans différentes régions d'élevages bovins allaitants.	56
Figure 43 : Evolution de la STH dans les pays de l'Europe des 9 depuis les années 70.	57
Figure 44 : Culture de Colza représentative du modèle "open field"	59
Figure 45 : Exemple de tourteau (tournesol) et sa composition chimique.	59
Figure 46 : Mesure des indicateurs biologiques des sols selon leur usage.	60
Figure 47 : Evolution des surfaces fourragères en % de la SAU.	61
Figure 48 : Vache allaitante de race Limousine.	62
Figure 49 : Vache allaitante de race Gasconne des Pyrénées.	62
Figure 50 : Catégories de produits sanitaires répondant à l'appellation de pesticides. UAB : utilisable en agriculture biologique.	64
Figure 51 : Effets des pertes de matière organique sur les autres menaces sur les sols.	69
Figure 52 : Volumes d'eau bleue utilisée pour l'irrigation des cultures par région.	75
Figure 53 : Emissions mondiales de GES en filière viande bovine, par catégorie d'émissions	78
Figure 54 : Accumulation de carbone dans les sols des prairies grâce à la photosynthèse.	79
Figure 55 : Allocation de la surface agricole utile en France.	80
Figure 56 : Evolution de la capacité de stockage du sol en fonction de son utilisation.	81
Figure 57 : Contribution des différentes sources aux émissions de GES agricoles en 2011.	82
Figure 58 : Matière première dans les aliments concentrés consommés en BVA.	84
Figure 59 : Matière première dans les aliments concentrés achetés en BVA.	84
Figure 60 : Chardon-Marie à son stade d'inflorescence, présentant des piques favorisant les refus.	94
Figure 61 : Niveau de diversité spécifique d'une prairie pâturée selon le chargement animal.	95
Figure 62 : Influence sur deux espèces d'insectes du pâturage continu et tournant	95
Figure 63 : Relation entre fertilisation, nombre de fauches, et diversité végétale	102
Figure 64 : Impact de la multiplication des passages sur le tassement du sol.	102
Figure 65 : Zones vulnérables aux rejets de nitrates en France.	105
Figure 66 : Quantité d'eau bleue prélevée en élevages naisseurs-engraisseurs.	108

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Comparaison des méthodes de mesure du CH ₄ entérique.	37
Tableau 2 : Populations d'insectes et leurs rôles dans l'écosystème d'une prairie.....	46
Tableau 3 : Avifaune des prairies et leur régime alimentaire associé	48
Tableau 4 : Faune vertébrée fréquentant les prairies.....	49
Tableau 5 : Catégories et rôles trophique de la macrofaune du sol.....	53
Tableau 6 : Successions culturales sur 5 ans (2013-2017) sur les parcelles avec des prairies temporaires en 2017, en %..	65
Tableau 7 : Résumé des paramètres de qualité du sol et leurs indicateurs.....	68
Tableau 8 : Apports organiques et minéraux (en % de la surface) sur les prairies françaises..	71
Tableau 9 : Apports moyens (en kg/ha) sur l'ensemble des parcelles de grandes cultures.	71
Tableau 10 : Part (en %) de la surface traitée à l'azote en grandes cultures.....	72
Tableau 11 : Irrigation (en % de la surface) par type de culture.	75
Tableau 12 : Bilan des pratiques agricoles conduisant à un bilan net carbone moindre	82
Tableau 13 : Principe, efficacité et applicabilité des changements alimentaires réduisant la production de méthane	86
Tableau 14 : Actions permettant de réduire les émissions de GES dues aux effluents et à la fertilisation minérale.	91
Tableau 15 : Nombre de traitement PS et IFT sur les grandes cultures.	97
Tableau 16 : Cultures ayant bénéficié d'un couvert végétal en hiver, en % (2016-2017).....	100
Tableau 17 : Quantification des interventions mécaniques du sol en grandes cultures.	103
Tableau 18 : Pratiques bénéfiques et néfastes à la qualité du sol, et modèles agricoles le plus souvent associés.....	104
Tableau 19 : Effets, atouts et inconvénients des différentes cultures intermédiaires.....	107

LISTE DES ABREVIATIONS

- **AB** : Agriculture biologique
- **AC** : Agriculture conventionnelle
- **ACS** : Agriculture de conservation des sols
- **ACV** : Analyse de Cycle de Vie. Equivalent francophone de LCA.
- **AE** : Agroécologie
- **BV** : bovins
- **BVA** : Bovins allaitants
- **BSV** : Bulletin de Santé Végétale
- **C** : abréviation de l'élément carbone
- **CaCO₃** : Formule chimique du carbonate de calcium.
- **CAP'2ER** : Calcul Automatisé des Performances Environnementales pour des Exploitations Responsables. Méthode d'analyse de cycle de vie pour exploitations agricoles avec élevage.
- **CEC** : Capacité d'Echange Cationique
- **cf.** : confer.
- **CH₄** : formule chimique du méthane
- **CISAB** : Commission Inter-Sections dédiée à l'évaluation des variétés pour l'Agriculture Biologique
- **CIV** : Centre d'Information des Viandes
- **COP 21, COP22** : Conference of parties de l'année 2021 ou 2022 respectivement
- **CO₂** : formule chimique du dioxyde de carbone
- **CO_{2e}** : CO₂ équivalent
- **CTO** : Composés Traces Organiques
- **CTPS** : Comité Technique Permanent de la Sélection
- **DRAAF** : Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt
- **EFA** : Efficacité alimentaire
- **ETM** : Eléments Traces Métalliques
- **FAO** : Food and Agriculture Organization
- **GES** : Gaz à Effet de Serre
- **GIEC** : Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat. Equivalent francophone de l'IPCC.
- **h** : heure(s)
- **H₂** : Formule chimique de l'hydrogène
- **H₂O** : Formule chimique de l'eau
- **ha** : hectare(s)
- **HCOOH** : Formule chimique du formiate
- **IDELE** : Institut de l'Elevage
- **IFT** : Indice de Fréquence de Traitement
- **INAO** : Institut National de l'Origine et de la qualité

- **INRA** : Institut National pour la Recherche Agronomique
- **IPCC** : Intergovernmental Panel on Climate Change. Equivalent anglophone du GIEC.
- **K** : Potassium
- **kg** : kilogrammes
- **kg PBVV** : kilos de production brute de viande vive
- **kWh** : kiloWatt par heure
- **L ou l** : litre(s)
- **LCA** : Life Cycle Assessment. Equivalent anglophone d'ACV.
- **MAE** : Mesures Agri-Environnementales
- **MAT** : Matière azotée totale
- **mg** : milligramme
- **MO** : Matière Organique
- **Mt** : mégatonne(s), soit 10^6 tonnes
- **N** : azote
- **N₂O** : formule chimique du protoxyde d'azote
- **NDF** : Fibres au Détergent Neutre = teneur en parois végétales totales
- **OAD** : Outil d'aide à la décision
- **OGM** : organisme génétiquement modifié
- **OTEX** : orientation technico-économique de l'exploitation
- **P** : phosphore
- **Param.** : Paramètres
- **Pers** : personnes
- **PIC** : Protection Intégrée des Cultures
- **PKGC** : Pratiques culturales en grandes cultures
- **PKGCP** : Pratiques culturales en grandes cultures et en prairies
- **PRG** : potentiel de réchauffement global
- **PS** : phytosanitaire(s)
- **PV** : Poids vif
- **RFI** : Residual Feed Intake = efficacité alimentaire nette
- **RGA** : Recensement général agricole
- **SAU** : Surface Agricole Utile
- **SFP** : Surface Fourragère Principale
- **SF₆** : Formule chimique de l'hexafluorure de soufre
- **STH** : Surface Toujours en Herbe
- **UAB** : Utilisable en agriculture biologique
- **UGB** : Unités Gros Bovins, avec Vache laitière = 1 UGB.
- **UIPP** : Union des Industries de la Protection des Plantes
- **WF** : Water Footprint = empreinte sur la ressource en eau.
- **WFN** : Water Footprint Network
- **WSI** : Water Stress Index

INTRODUCTION

Dans un contexte de réchauffement climatique sévère et de pollution croissante, la valeur écologique des actions menées par l'homme est un sujet qui intéresse de plus en plus le grand public et la profession. Ainsi l'agriculture, et notamment l'élevage, sont questionnés dans leurs fondements et leurs méthodes, et imposent de réfléchir à leur position vis-à-vis de l'environnement.

Les polémiques soulevées par l'élevage sont nombreuses. Une part grandissante de la population le remet en cause voire le rejette (véganisme), plus particulièrement encore la viande de bœuf pour son impact considéré comme plus lourd sur l'environnement. On voit ainsi des études parfois discutables apparaître qui placent l'élevage comme premier polluant en gaz à effet de serre devant le secteur des transports. Ces articles appellent à prendre pleine conscience de la part que jouerait l'élevage sur les modifications du climat, à l'évaluer correctement, et à chercher des solutions.

L'exercice vétérinaire est en prise directe avec l'élevage en rurale. Les enjeux environnementaux de l'élevage intéressent donc la profession, à travers les animaux de production et leur alimentation, avec leurs effets sur l'entretien des paysages tout autant que l'environnement dans sa globalité. Il existe majoritairement deux types d'élevage bovins rencontrés en clientèle rurale ; les élevages laitiers, et les élevages allaitants, avec surtout des élevages naisseurs et naisseurs-engraisseurs pour ces derniers. Ceux-là même se retrouvent au cœur des polémiques, vis-à-vis de leur optimisation des produits animaux. Si une vache laitière apporte lait et viande dans l'assiette du consommateur, un seul est à valeur ajoutée en élevage allaitant (la viande).

La production alimentaire destinée aux bovins allaitants s'inscrit dans une diversité de modèles agricoles et de conduites d'élevage qui diffèrent dans leur rapport à l'environnement. Cette diversité n'est pas toujours perçue clairement par le grand public qui se focalise autour d'axes qui appellent à une meilleure agriculture menée dans le respect de l'environnement, et plus d'élevage extensif, dans le respect du bien-être animal. S'interroger sur la pertinence de ces modèles dans un contexte de réchauffement climatique permettrait ainsi d'apporter des éléments de réponses à la profession ainsi qu'aux éleveurs, exposés au questionnement du grand public. Certains aspects de l'élevage apportent en effet de réels bénéfices pour l'environnement, appelés services écosystémiques.

A cet effet, nous avons développé ici une étude théorique de l'impact environnemental de deux grands types d'élevage de type allaitant afin de mieux explorer les réponses possibles d'après la littérature. Dans un premier temps, nous rappellerons les éléments de catégorisation des systèmes de production en élevage bovins allaitants, ainsi que les régimes alimentaires qui sont appliqués en France en fonction des modèles. Ceci nous permettra ensuite de définir les paramètres environnementaux influencés par ces modèles agricoles, et leurs critères d'évaluation. On traitera enfin de l'impact de l'élevage et des services écosystémiques rendus par l'élevage, selon son modèle, suivant l'hypothèse que les différents modèles n'ont pas les mêmes effets.

PARTIE I : Eléments de contexte : les différents systèmes d'élevage et les régimes alimentaires en élevage bovins allaitants

Il existe dans les élevages bovins allaitants de nombreuses typologies d'élevage, ainsi qu'une diversité de systèmes agricoles et de régime d'alimentation. Dans le but de mieux comprendre les services écosystémiques que ces élevages peuvent rendre, il est intéressant de faire le point sur cette diversité. Il est utile de comprendre que les différentes classifications des systèmes d'élevage s'intéressent à des aspects différents du travail sur l'exploitation qui n'ont pas toujours de rapports directs entre eux.

On trouve ainsi des classifications par rapport à la conduite d'élevage et ses particularités, et des classifications par rapport au régime alimentaire.

Ces diverses catégories sont compatibles entre elles et doivent être mises en parallèle afin de bien cerner les paramètres qui jouent sur les choix de régimes alimentaires effectués.

A. Les systèmes d'élevage

a. Classification par type d'atelier

Les ateliers bovins viandes se distinguent essentiellement par la gestion des bovins mâles (non reproducteurs), et notamment l'âge auquel ils sont vendus. On trouve ainsi des élevages (*Devun et Guinot, 2012*) :

- Naisseur, dont l'essentiel de la vente repose sur les veaux sevrés nés sur l'élevage, à l'âge d'environ 8 mois. Peu de jeunes bovins (>1 an et non castrés) et peu de bœufs (>1 an castrés) sont vendus.
- Naisseur-engraisseurs de veaux, qui concentrent la vente sur les broutards (>8 mois) nés et engraisés puis vendus avant 12 mois. Peu de jeunes bovins et de bœufs sont vendus.
- Naisseur-engraisseurs de jeunes bovins ou bœufs, qui font naître et engraisent puis vendent les mâles pour abattage entre 16 et 24 mois.
- Engraisseurs spécialisés, chez qui il n'y a pas ou peu de vache reproductrice sur l'élevage, l'essentiel des ventes repose sur les broutards achetés, engraisés et revendus pour abattage à différents stades d'engraissement (broutards repoussés, jeunes bovins, taureaux ou bœufs). Une proportion mineure des bovins viandes intéresse également les bovins laitiers mâles engraisés pour la boucherie en ateliers engraisseurs spécialisés, mais ce cas de figure n'est pas étudié par la suite.

Les données qui seront exploitées par la suite concernent les élevages naisseurs (45 400 exploitations recensées sur toute la France, *Devun et Guinot, 2012*) et naisseurs-engraisseurs (12 100 exploitations, *Devun et Guinot, 2012*), qui représentent la majorité des exploitations en France. La majeure partie du régime alimentaire de ces élevages repose sur l'herbe (cf. I.B.). Cette herbe et ses caractéristiques peuvent en outre varier selon les conditions naturelles auxquelles elle est exposée, aussi nous intéressons-nous maintenant à la question des zones naturelles.

b. Classification des élevages par zone naturelle

Les élevages français peuvent également être classés par groupes selon la zone naturelle dans laquelle ils se trouvent. Cette zone naturelle va en effet exercer une influence sur le régime alimentaire, à travers les cultures privilégiées, ainsi que par les conduites d'élevage propres à certains espaces. Ainsi l'Institut de l'Élevage (IDELE) répertorie 8 zones différentes présentées en *Figure 1*.

Les élevages naisseurs et naisseurs-engraisseurs sont présents dans chacune des zones naturelles décrites. Toutefois les zones rassemblant le plus d'exploitations allaitantes sont les zones mixtes cultures et élevages, les zones de cultures fourragères et les zones herbagères Centre et Est (données des Réseaux d'Élevage, *Devun et Guinot, 2012*). Nous verrons ensuite que ces zones naturelles sont également en lien avec l'orientation technico économique des exploitations.

Zones « Institut de l'Élevage »		Principales régions concernées	
	Zones de grandes cultures	Bassin Parisien	Aquitaine et Poitou
	Zone de polyculture-élevage	Zone de polyculture-élevage du Bassin Parisien	Zone de polyculture-élevage du Bassin Aquitain, Rhône-Alpes, Alsace
	Cultures fourragères (herbe+maïs)	Zone intensive du Grand Ouest (zone laitière avec alternatives à l'élevage)	Piémonts intensifs (zone à dominante viande et peu d'alternatives)
	Zone herbagère du Nord-Ouest	Normandie	
	Zone herbagère du Centre et de l'Est	Zone herbagère du Nord-est (de tradition laitière)	Zone herbagère du Nord Massif-Central (de tradition allaitante)
	Zones pastorales	Sud-est	Sud du Massif central
	Montagnes humides	Franche-Comté + Vosges (forte spécialisation laitière)	Auvergne (et Massif central) (mixité lait-viande)
	Haute-Montagne	Alpes	Pyrénées

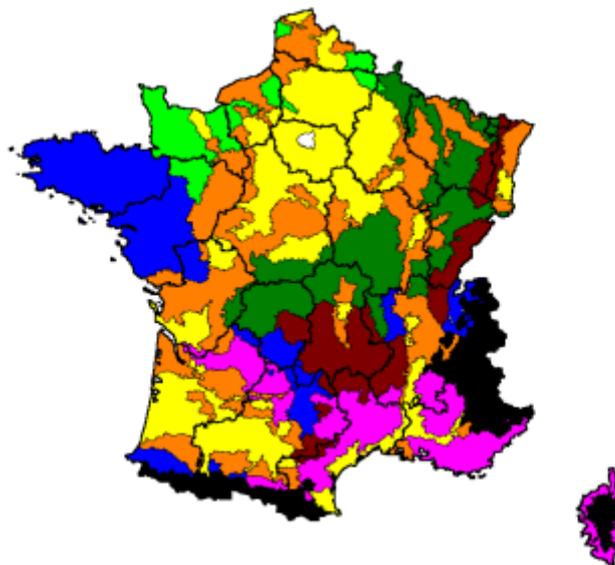


Figure 1 : Carte des différentes zones naturelles d'élevage en France. Devun et Guinot, 2012.

c. Classification par orientation technico-économique de l'exploitation (OTEX)

Cette classification est réglementée par le *Règlement de l'Union Européenne (CE) n°1242/2008* et donne pour les élevages bovins allaitants les OTEX suivantes (*Agreste – Recensement agricole 2010*) :

- Exploitations à polycultures-(poly)élevages
- Exploitations mixtes grandes cultures-bovins viandes
- Exploitations bovins spécialisées – orientation élevage et viande
- Exploitations hors sol

Parmi ces OTEX, celles majoritairement représentées en France sont les exploitations spécialisées, devant les exploitations polycultures-élevage et les grandes cultures-élevages (*Agreste – Recensements agricoles 2010 et 2020*).

Le dernier critère sur lequel un élevage peut être classé concerne le modèle agricole dans lequel il s'inscrit.

d. Classification par modèle agricole

Par modèle agricole, on peut entendre les principes de gestion des cultures et de l'élevage, qui désigne donc un certain type d'agriculture. On trouve ainsi des catégories désignées par des cahiers des charges ou non, ou bien des certifications en fonction du niveau de réglementation qui les entourent. On peut ainsi grouper les exploitations en fonction des principes centraux qui orientent la gestion des cultures destinées à l'alimentation des vaches.

Ces modèles, qui peuvent par ailleurs être combinés, impliquent des axes différents de gestion non seulement des cultures pour l'alimentation humaine et animale, mais également des conduites d'élevage. Les orientations principales diffèrent ainsi :

- L'agriculture biologique (AB), qui se place en contradiction de l'agriculture conventionnelle (AC).

L'agriculture biologique repose sur l'exclusion de l'usage de produits chimiques de synthèse et la limitation de l'utilisation des intrants.

Au niveau européen, elle interdit également l'usage d'organismes génétiquement modifiés (OGM), qui sont toutefois interdits en France quel que soit le type d'agriculture suivi (source : *ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation*). Il est enfin bon de prendre en compte que l'union européenne interdit la production d'animaux hors-sols en agriculture biologique (annexe II partie II du *règlement CE n°2018/848*).

Ces limitations ont un impact sur la gestion des cultures pour nourrir les bovins allaitants (BVA). En effet, les produits phytosanitaires de synthèse participant à la pousse plus rapide des plantes, ainsi que les engrais chimiques pour traiter les sols, sont interdits, ce qui n'est pas le cas en agriculture conventionnelle.

- L'agroécologie (AE) est un autre type d'agriculture, qui peut indifféremment être biologique ou non.

Elle repose sur la préservation des ressources naturelles et tente de limiter l'usage d'apports externes, tels que les produits chimiques de synthèse. Son objectif est de réduire la pression sur l'environnement, en tenant compte des spécificités de chaque exploitation, et notamment de sa zone naturelle ainsi que de son OTEX. Elle fait intervenir des techniques qui intègrent l'exploitation dans son ensemble. Elle suppose une diversification des activités du système d'exploitation (*ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation*).

- L'agriculture de conservation des sols (ACS), qui peut également être biologique ou non, mais est soumise à son propre label.

Elle fait tourner la gestion des cultures autour de la préservation des sols. Ce principe repose sur 3 axes capitaux : semer directement sans travailler le sol en amont, avoir une couverture permanente des sols cultivables, et diversifier les espèces cultivées et en assurer une rotation (*APAD, 2020*).

- L'agriculture extensive, en opposition à l'agriculture intensive.

Ces deux modèles d'agriculture sont des critères concernant l'aspect de la productivité qui sont cumulables aux modèles précédemment cités. L'agriculture extensive consiste à utiliser moins de facteurs de production par unité de surface (*Defrance et al, 2014*), elle est donc à considérer relativement à l'agriculture intensive, qui, elle, maximise la productivité par unité de surface et vise donc à avoir des pressions élevées en cultures ou en animaux pour une surface donnée. Les modèles hors-sols représentent majoritairement les systèmes intensifs car ils rassemblent leur production sur une surface réduite, sans avoir recours aux pâtures qui apportent plus de surface.

Ces diverses typologies apportent leur lot de spécificités et points communs concernant le régime alimentaire des BVA.

B. Les régimes alimentaires en élevages naisseurs-engraisseurs

a. Ration moyenne nationale tous systèmes bovins viandes confondus

Les différents régimes alimentaires suivis peuvent ainsi être étudiés sous le spectre des différents systèmes d'élevages définis précédemment. Les rations présentées sont des rations moyennes se basant sur les spécificités des systèmes de production. On peut toutefois déjà établir une ration moyenne de tous les systèmes bovins viandes, présentée en *Figure 2*, avant de s'attacher aux particularités de chaque système parmi les naisseurs et naisseurs-engraisseurs qui représentent la très grande majorité des exploitations bovins viandes en France (*Devun et Guinot, 2012*).

Cette moyenne permet de conclure que la proportion de fourrages (Herbes + ensilage maïs et autres fourrages) est toujours largement représentée. En outre ces résultats impliquent que la majorité des systèmes de production en allaitant contiennent toujours une part de pâturage, et donc que les systèmes hors-sols sont peu répandus. Ce sont donc essentiellement des systèmes extensifs qui dominent les exploitations françaises. Les élevages engraisseurs spécialisés, minoritaires au niveau national (moins de 1%, *Devun et Guinot, 2012*), sont par ailleurs ceux qui pratiquent des modèles hors-sols, avec une part du pâturage très faible (7%, *Devun et Guinot, 2012*).

Toutes les données de ration présentées dans cette partie sont issues de l'étude de *Devun et Guinot, 2012*, et sont exprimées en % consommés par Unité Gros Bovin (UGB). La partie suivante présente les spécificités des rations en OTEX spécialisée, c'est-à-dire dont l'élevage est l'unique source de revenu.

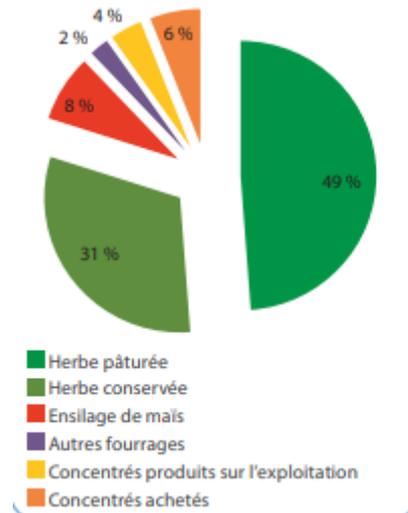


Figure 2 : Part des aliments consommés par UGB tous systèmes bovins viande confondus

b. Rations moyennes en OTEX spécialisées

Parmi les systèmes naisseurs et naisseurs-engraisseurs, on peut encore affiner la classification grâce aux OTEX de ces exploitations. On peut en effet traiter dans un premier temps les systèmes spécialisés, qui ne possèdent pas d'atelier secondaire. Les fourrages peuvent être produits sur l'exploitation mais sont réservés à la consommation des animaux de l'exploitation et non à la revente sur des marchés extérieurs.

Les naisseurs spécialisés représentent 51,7% des exploitations bovines viandes françaises, et sont présents dans chacune des 8 zones naturelles définies par l'IDELE (*Figure 3*) (*Devun et Guinot, 2012*). La ration moyenne se répartit selon les proportions présentées en *Figure 3*. On constate que dans ces élevages, l'essentiel de l'alimentation (91%) est basé sur les fourrages, avec une très grande part d'herbe (85%).

Cette proportion est sensiblement la même pour les élevages spécialisés naisseurs-engraisseurs de bœufs (*Figure 4*), dans lesquels les mâles sont castrés autour de 8 mois et ont un développement plus similaire aux femelles au niveau des muscles et des graisses. Leur alimentation se rapproche donc logiquement de celle des vaches femelles des systèmes naisseurs stricts (*Figure 3*). Ils représentent 1% des exploitations françaises (*Devun et Guinot, 2012*).

Les jeunes bovins, non castrés, développent en revanche une viande plus pauvre en graisse et plus riche en fibres musculaires. Ce système compte pour 7,6% des exploitations françaises bovines viandes. On constate en conséquence une modification du régime alimentaire moyen dans ces exploitations, plus riche en concentrés et en maïs (*Figure 5*) (*Devun et Guinot,*

2012). Ce changement de régime, en élevages naisseurs-engraisseurs, est toutefois modéré par le régime des mères, qui reste identique à la moyenne présentée en *Figure 3*.

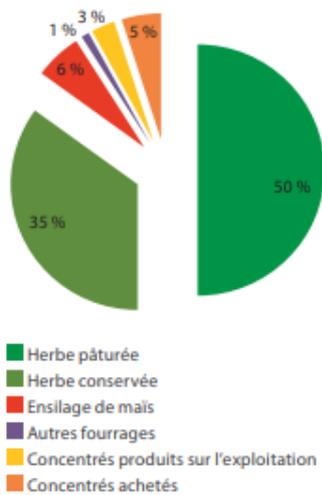


Figure 3 : Parts des différents aliments consommés en systèmes naisseurs spécialisés.

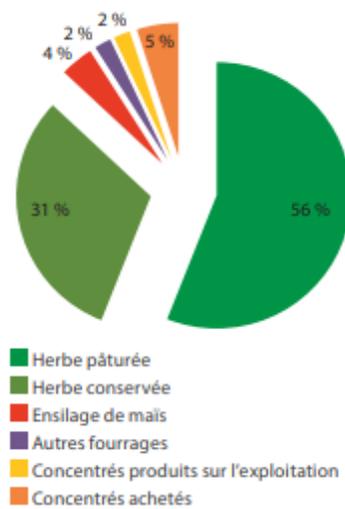


Figure 4 : Parts des différents aliments consommés en naisseurs-engraisseurs de bœufs spécialisés

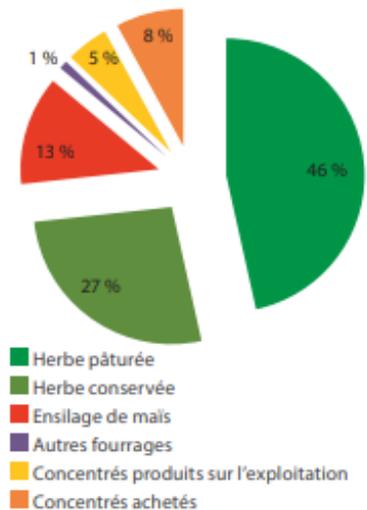


Figure 5 : Parts des différents aliments consommés en naisseurs-engraisseurs de jeunes bovins spécialisés

On trouve également dans les systèmes spécialisés les labels veaux sous la mère et veaux d'Aveyron, qui représentent 5,2% des exploitations bovines allaitants naisseurs (BVA) (*Devun et Guinot, 2012*). Leur régime alimentaire (*Figure 6*) se rapproche des éleveurs naisseurs spécialisés, avec 89% de fourrages et 11% de concentrés. Les rations propres aux systèmes mixtes, qui intègre une part de polyculture dans leur revenu, sont abordés ensuite.

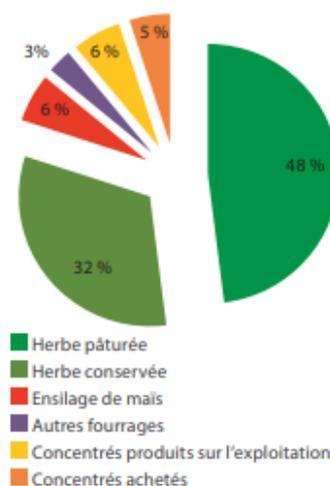


Figure 6 : Parts des différents aliments consommés en naisseurs-engraisseurs de veaux sous la mère et veaux d'Aveyron

c. Rations moyennes en OTEX mixte cultures-élevage

Il existe des systèmes naisseurs ou naisseurs-engraisseurs avec cultures, dans lesquels un second atelier de cultures est dédié aux marchés extérieurs et agrmente le revenu de l'exploitation. Ces cultures peuvent être des grandes cultures, de la polyculture ou même des

cultures fourragères supplémentaires. Plusieurs zones naturelles de la classification IDELE (*Figure 1*) sont ainsi représentées.

La ration moyenne pour les élevages naisseurs avec cultures est présentée en *Figure 7*. Ils représentent 19,8% des exploitations françaises bovins viandes (*Devun et Guinot, 2012*).

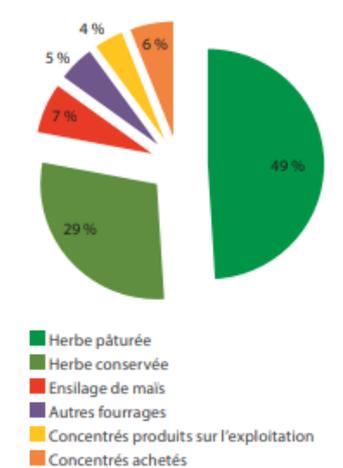


Figure 7 : Parts des différents aliments consommés en naisseurs avec cultures

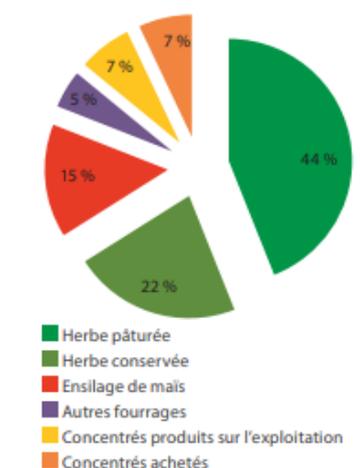


Figure 8 : Parts des différents aliments consommés en naisseurs-engraisseurs de jeunes bovins avec cultures

La même différence de régime avec les naisseurs-engraisseurs de jeunes bovins (*Figure 5*) se retrouve dans les systèmes avec cultures (*Figure 8*) qui concernent 5,4% des exploitations (*Devun et Guinot, 2012*), et ce pour les mêmes raisons.

Dans l'ensemble, on constate que les OTEX mixtes apportent une plus grande diversité de fourrages que les élevages spécialisés. En OTEX mixtes, les « autres fourrages » représentent 5% du régime, contre 1 à 3% en OTEX spécialisée. Ces derniers sont généralement apportés par les cultures conduites en parallèle de l'atelier viande.

Cette partie nous a permis de comprendre les différents critères qui permettent de catégoriser une exploitation et ensuite de déterminer les spécificités associées du régime alimentaire. Il nous est désormais possible d'examiner les liens entre exploitations BVA et écologie, grâce à une analyse qui tient compte de la diversité des systèmes agricoles existants.

PARTIE II : Définir les critères environnementaux sur lesquels l'alimentation des bovins exerce une influence

Afin de comprendre comment les différents modèles agricoles influencent l'empreinte écologique des régimes alimentaires en BVA, il est nécessaire de définir les différents paramètres environnementaux concernés. Ils sont décrits dans un contexte général, ainsi que les outils nécessaires à leur évaluation au sein d'un élevage.

A. Les émissions en Gaz à Effet de Serre (GES) : évaluer l'empreinte carbone, un critère d'analyse

L'empreinte carbone se définit comme étant la quantité de gaz à effet de serre (GES) émis rapportée au potentiel de réchauffement global (PRG) de chaque gaz comparativement au dioxyde de carbone (CO₂), qui contribue le plus au réchauffement climatique à l'échelle globale. On parle ainsi de CO₂e pour CO₂ équivalent. L'empreinte carbone n'est donc pas uniquement restreinte au CO₂.

Les gaz à effet de serre contribuent très majoritairement à l'augmentation des températures globales et sont au cœur des grandes réunions internationales : protocoles de Kyoto, COP 21 et COP 22, accord de Paris (*Turini, 2015*), entre autres.

Il est cohérent que le grand public, et donc, les consommateurs potentiels des produits de l'élevage pensent aux conséquences sur l'environnement de l'élevage en premier lieu à travers l'empreinte carbone.

Les principaux GES émis en élevage sont le méthane (CH₄) essentiellement, devant le protoxyde d'azote (N₂O), lui-même devant le dioxyde de carbone (CO₂) (*Turini, 2015*). Le CH₄ possède un PRG 28 fois supérieur à celui du CO₂, et le N₂O un PRG 298 fois plus élevé que le CO₂ (*Desjardins, 2012*).

Il est bon dans un premier de replacer ces éléments dans leur cycle naturel à l'échelle globale, avant de s'intéresser aux méthodes permettant d'évaluer ces émissions, notamment à l'échelle de l'exploitation.

a. Rappels : les cycles du carbone et de l'azote

i. Le cycle du carbone

Le cycle du carbone peut se décrire à l'échelle globale grâce à deux entités : le carbone organique, et le carbone inorganique. Le carbone inorganique se retrouve dans l'atmosphère, sous la forme du CO₂ par exemple, ou dans les sédiments terrestres, sous la forme de CaCO₃ (calcaire). Le carbone organique se retrouve dans toutes les étapes du cycle, avec la particularité de former des liaisons avec les atomes d'hydrogène (-H), d'autres atomes de carbone, ou bien d'autres atomes utilisés par les êtres vivants, tels que l'azote (-N), ou le phosphore (-P). C'est cet atome de carbone qui est intégré aux cycles de vie des êtres vivants, qui peuvent notamment l'utiliser et le transformer (*Département de géologie et de génie géologique de l'Université de Laval, Québec, 1997*).

Il est ainsi possible de construire trois cycles permettant de suivre l'évolution du carbone : un cycle global dans lequel carbone organique et inorganique sont placés sur une même échelle (*Figure 9*), un cycle du carbone organique (*Figure 10*), et un cycle du carbone inorganique.

On se limitera dans le cadre de cette thèse aux deux premiers, le cycle du carbone inorganique étant peu pertinent pour notre thématique.

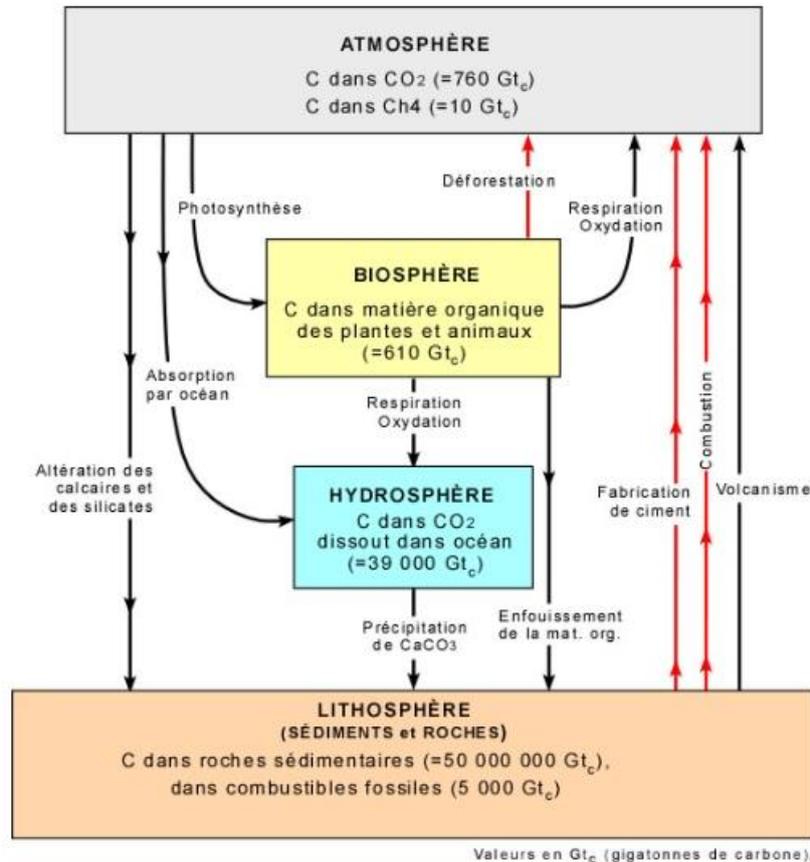


Figure 9 : Cycle du carbone global. Kump, Kasting et Crane, 1999, Prentice Hall

Le cycle global (Figure 9) permet d'identifier les grands procédés naturels (en noir) et humains (en rouge) qui régissent les échanges de carbone entre les couches, et qui sont notamment à l'origine de son passage sous forme de gaz dans l'atmosphère sous la forme de CO₂ ou CH₄. Il est stocké sous différentes formes dans les autres strates du système ; carbone intégré à l'ADN dans les êtres vivants, CO₂ dissout dans les étendues d'eau, ou précipité en roches ou sédiments dans la lithosphère.

Cette analyse reste toutefois succincte, et nécessite d'aller plus en profondeur. Cette seconde analyse va reposer, dans le cadre de notre étude, sur le cycle du carbone organique. Ce dernier peut être redécoupé en cycle court et cycle long du carbone organique (Figure 10).

Le cycle court concerne les transformations ayant cours sur un pas de temps compatible avec l'échelle humaine, soit moins d'un siècle. Ces transformations sont le fruit de processus biologiques, représentés en Figure 10 par les flèches bleues. Le cycle long a cours sur des millions d'années et ses processus sont géologiques, en ce qui concerne le stockage dans la lithosphère (flèche rouge allant vers la lithosphère sur la Figure 10). Les processus d'altération (flèche rouge partant de la lithosphère) sont, eux, d'ordre anthropiques et concernent la combustion d'énergies fossiles. Ils permettent de retourner une partie du carbone organique du cycle long au cycle court (Département de géologie et de génie géologique de l'Université de Laval, Québec, 1997).

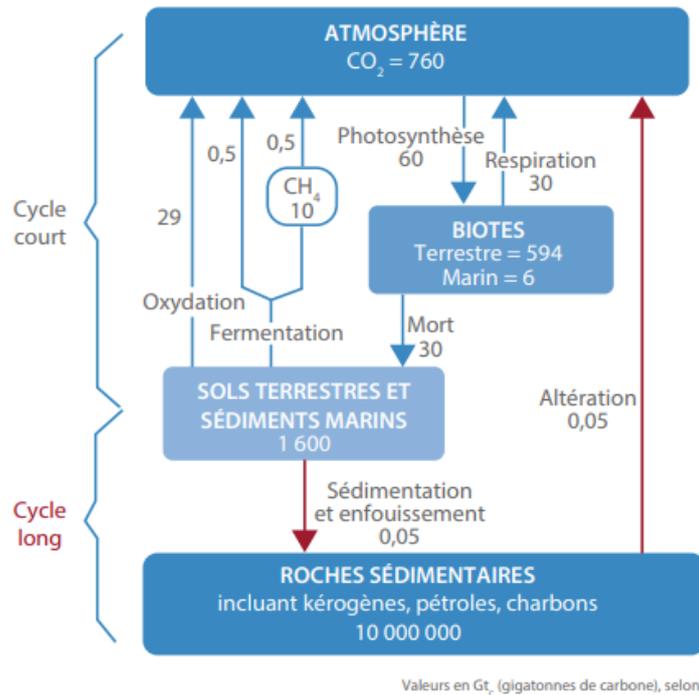


Figure 10 : Cycle du carbone organique à l'échelle globale. Kump, Kasting et Crane, 1999, Prentice Hall.

ii. Le cycle de l'azote

L'azote est le gaz majoritaire (78%) présent dans l'atmosphère terrestre sous la forme du gaz inerte N_2 . De la même façon que le carbone est utilisé par les êtres vivants sous sa forme organique liée à des atomes utiles aux processus biologiques, l'azote existe sous forme fixée, utilisée pour ces processus. L'azote intervient notamment dans la fabrication d'acides nucléiques et des protéines. Il existe ainsi de nombreuses formes d'azote fixé (NO_2^- , NH_4^+ ...), qui dépendent des processus impliqués (Figure 11).

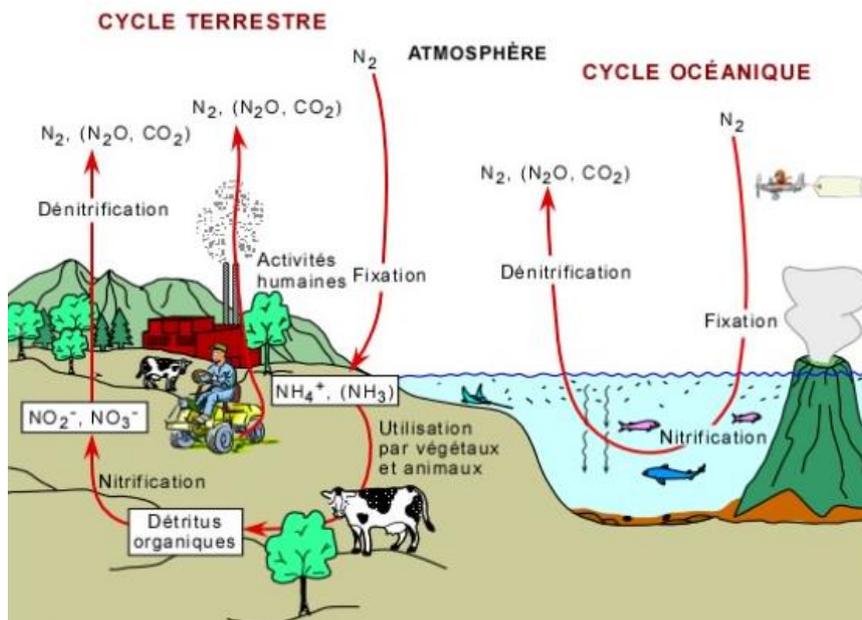


Figure 11 : Cycle global de l'azote. Département de géologie et de génie géologique de l'Université de Laval, Québec.

Tout comme le cycle du carbone, le cycle de l'azote intervient dans plusieurs compartiments : la biosphère, l'atmosphère, et l'hydrosphère. On distingue ainsi deux cycles : le cycle terrestre et le cycle océanique, les procédés impliqués dans l'un et l'autre de ces cycles n'interagissent pas entre eux.

Ces cycles sont simplifiés et permettent d'identifier les liens entre les principaux procédés naturels. Plus de détails sont disponibles sur le site du *Département de géologie et de génie géologique de l'Université de Laval, Québec* (<http://www2.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/s3/cycles.biogeochimiques.html>), et le détail du cycle de l'azote agricole sera décrit plus loin (partie II.A.d.).

b. Qu'est-ce qui rentre en compte : modèles d'analyse du cycle de vie (ACV)

On trouve dans la lecture grand public plusieurs articles comparant les émissions de GES du secteur de l'élevage et celles du secteur des transports pour placer l'élevage en plus grand pollueur avec 14,5% (*Gerber et al, FAO, 2013*) des émissions globales contre 14% (*IPCC, 2014*) pour les transports. La production bovine est en outre le principal vecteur de ces émissions, devant les autres filières de l'élevage (*Opio et al, 2013*).

Ces comparaisons ne se basent cependant pas sur les mêmes méthodes de calculs et opposent les émissions totales de la filière élevage aux émissions directes des transports : une partie des émissions des transports sont ainsi incluses dans les calculs pour l'élevage, et inversement les émissions indirectes liées aux transports (construction des matériaux constituant les véhicules) ne sont pas comptabilisées. Le Citepa fait ainsi état de 9% de participation concernant l'élevage sur le territoire français, en émissions totales, transports inclus (*Doreau, Farruggia et Veysset, 2017*).

Il convient donc de remettre à plat ces comparaisons en comprenant la méthode de calcul utilisée dans le cadre de l'élevage pour déterminer ces émissions. Le secteur de l'agriculture se sert de modèles intégrant plusieurs paramètres, notamment d'amont et d'aval de la filière, pour aboutir à des résultats d'émissions directes et indirectes. C'est sur ce type de modèle que se basent les évaluations de l'étude de la FAO (Food and Agriculture Organization) (*FAO, 2013*), à savoir des modèles d'analyse de cycle de vie (ACV) (*Doreau et al, 2018 ; Martin et al, 2016*). Les émissions calculées des transports, elles, ne prennent jamais en compte les cycles de vies des animaux transportés, elles ne sont pas des ACV.

La majorité des modèles ACV mentionnés sont cependant des modèles dits « cradle-to-farm gate », ce qui signifie que l'analyse ne calcule pas les émissions jusqu'au consommateur, mais surtout à l'échelle du site de l'élevage et en amont (*Doreau et al, 2018*). Cette réduction est cependant pertinente car elle représente la très grande majorité (93%) des émissions en GES (*Asem-Hiablie et al, 2018*) issue de l'élevage des bovins (BV). Cependant, certaines études incorporent notamment l'empreinte carbone du transport des animaux de la ferme aux abattoirs, ce qui entraîne une large diversité des modèles de calcul (*Desjardins, 2012*).

Dans ces modèles, le rôle du produit étudié permet de déterminer son rapport à l'environnement via l'analyse de son cycle de « vie », c'est-à-dire son cycle de production. Les entrées (en énergie, en matériaux ou toute autre ressource), les transformations, et les sorties (déchets, émissions...) sont ainsi compilées dans les modèles actuels d'ACV, qui donnent un impact final du produit sur l'environnement (*Van der Werf et al., 2020*). Ce

dernier est bien souvent réduit aux émissions en GES (Doreau et al, 2018), directes et indirectes, bien qu'il soit en théorie possible de les utiliser pour d'autres formes d'impacts. Les méthodes ACV valides sont soumises à une norme ISO (ISO 14040 ; ISO, 2006).

Un modèle ACV peut donc s'adapter à tous types de produits, et notamment aux produits de la filière agricole pour établir avec précision leur impact environnemental. Il est à noter cependant que cette méthode ne s'intéresse qu'à une seule finalité du produit (exemple : une vache allaitante ne donne que sa propre viande, alors qu'elle produit des veaux qui sont comptés indépendamment de la mère), il est donc important de garder ceci en tête lorsque l'on dresse des conclusions ramenant une unité de mesure du produit final à son impact sur les GES en CO₂e par exemple. Des logiciels permettent aux éleveurs de s'approprier ces modèles ACV à l'échelle de leur exploitation, pour situer leur impact en GES.

i. Exemple de l'outil CAP'2ER

On peut citer plusieurs études qui se sont intéressées aux systèmes d'élevages bovins, à commencer par le projet européen Life Beef Carbon et ses applications au système français (O'Brien et al, 2019). Le modèle ACV choisi pour évaluer les émissions en GES dans les fermes françaises étudiées est la méthode et outil CAP'2ER (pour Calcul Automatisé des Performances Environnementales pour des Exploitations Responsables) (Boselli, 2015).

Cet outil se base sur un questionnaire concernant l'exploitation se voulant le plus exhaustif possible. On interroge ainsi les données générales, géographiques et d'identification de l'élevage, la conduite des cultures pour l'atelier, avec les intrants et les sorties de l'exploitation (Figure 12). Les données chiffrées sont complétées avec celles données au cours du questionnaire, laissées vierges sur la Figure 12.

Système de référence : Naisseur



MON TROUPEAU					
Nombre UGB	Vaches allaitantes	Age au 1 ^{er} vêlage	Production de viande	Taux de finition	Chargement apparent
UGB		mois	kgvv/UGB	%	UGB/ha SFP viande



MES SURFACES					
SAU viande*	SFP viande	Prairies permanentes	Prairies temporaires	Linéaires de haies	Azote organique
ha	ha	ha	ha	mètres	kg N/ha SAU viande*

Intrants consommés par l'atelier

 Azote minéral kg N/ha SAU viande*	 Carburant L/ha SAU viande*
 Concentrés kg bruts/UGB	 Electricité kWh/UGB

Contributions positives de mon atelier

 Potentiel nourricier** Je nourris pers. / an soit 1 pers./ha SAU viande*	 Stockage de carbone Je stocke kg de carbone/ha SAU viande*
 Biodiversité J'entretiens ha de biodiversité/ha SAU viande*	

*SAU viande = SFP de l'atelier viande + ha de céréales autoconsommées par l'atelier viande

**PerAlim®; CEREOPA

Figure 12 : Bilan des données d'identification de l'élevage du questionnaire CAP'2ER, exemplaire vierge. Modifié à partir de l'outil CAP'2ER® niveau 1 version 6 du 02/2022

Les données techniques sont ensuite calculées. Le niveau 1, accessible au grand public, permet de dresser un premier bilan simplifié des émissions en GES à l'échelle de

l'exploitation et de sensibiliser l'éleveur sur son impact (*Figure 13*). Le niveau 2, réservé aux professionnels et se basant sur un questionnaire encore plus complet, aboutit, lui, à un bilan vraiment exhaustif permettant des corrections précises.

Il est à noter que si l'empreinte carbone prend en compte l'émission du protoxyde d'azote, le stockage de carbone, lui, tient uniquement compte du cycle de l'élément carbone, impliquant donc seulement le CO₂ et le CH₄.

L'outil permet ainsi de situer l'exploitation étudiée par rapport à une exploitation française moyenne du même type (moyennes nationales). Il permet également de définir tous les paramètres du cycle de vie de l'élevage : quels éléments agissent sur l'impact écologique (défini comme l'empreinte carbone ici) en quelles quantités, et quels sont les leviers d'action permettant de compenser les sorties à impact négatif.

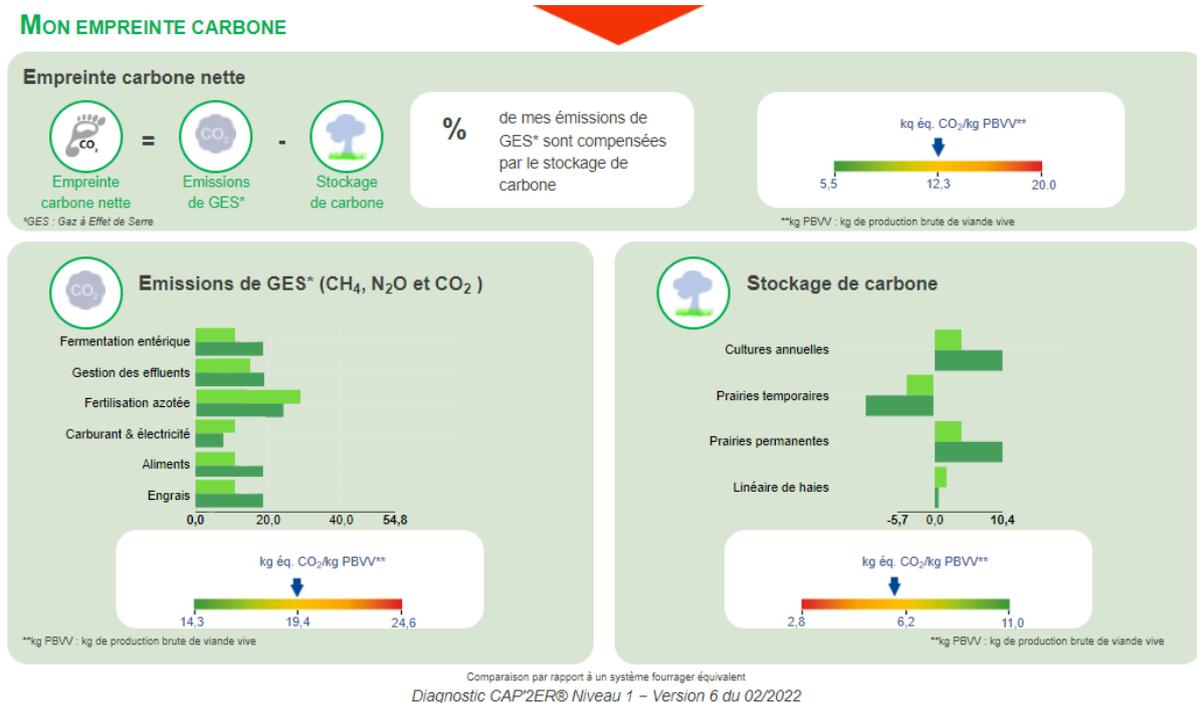


Figure 13 : Emissions en GES calculées par l'outil CAP'2ER, exemplaire vierge. Modifié à partir de CAP'2ER® Niveau 2 version 6 du 02/2022

Sur la *Figure 13*, la longueur des rectangles représentant les valeurs numériques sont ici arbitraires car les valeurs numériques ont justement été laissées vierges. Pour chaque paramètre, le rectangle supérieur vert clair représente la valeur numérique du paramètre sur l'exploitation, et le rectangle inférieur vert foncé représente la valeur moyenne pour un système équivalent (base de données nationales).

On identifie assez simplement ici que les « entrées » dans le système « élevage » sont les fertilisations azotées, le carburant et l'électricité, et les aliments. Ces entrées engendrent directement ou indirectement les « sorties » du système, à savoir les émissions en GES, puisque l'impact écologique étudié dans ce modèle est l'empreinte carbone.

L'onglet « stockage de carbone » représente les leviers, internes au système, situés entre les entrées et les sorties, permettant d'influencer positivement les sorties, en l'occurrence les émissions en CH₄ et CO₂. Ils seront détaillés en partie III.

Ces informations peuvent se résumer sous la forme d'un schéma du cycle de vie du produit d'un élevage allaitant, à savoir une vache conduite en boucherie pour sa viande (*Figure 14*).

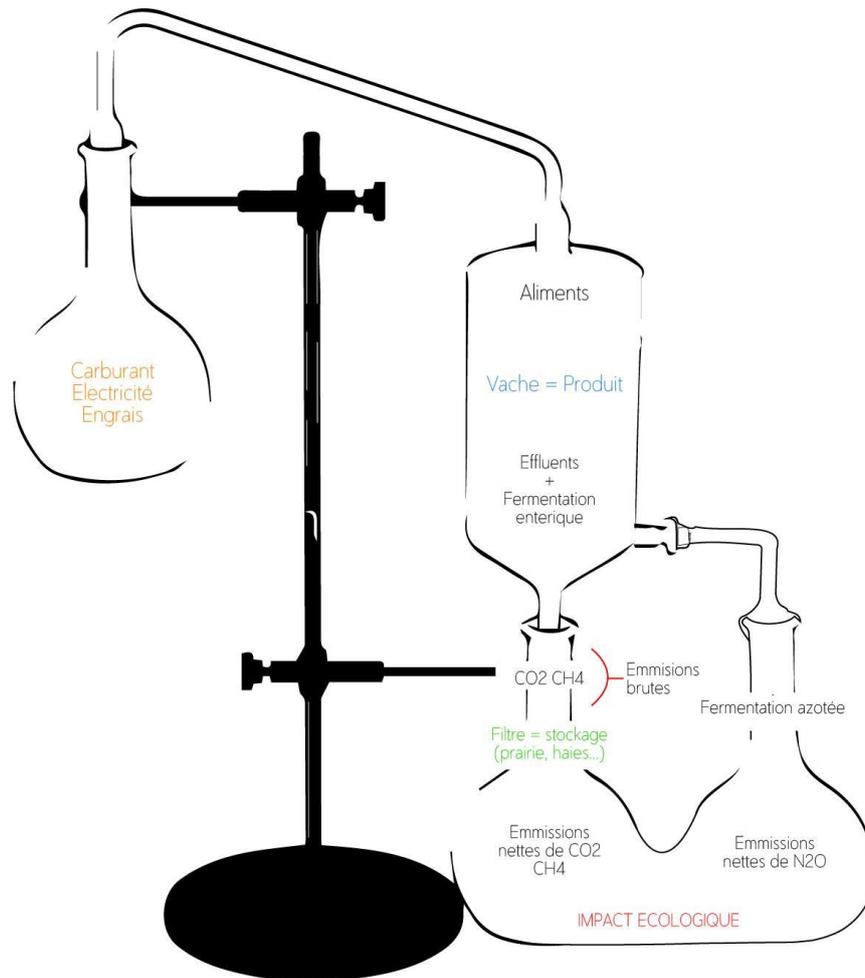


Figure 14 : Représentation du cycle de vie d'une vache en élevage bovin allaitant.

ii. Exemple de la méthode INRA

La méthode CAP'2ER est un outil robuste mais simplifié, permettant une lecture claire et rapide par son audience principale, en l'occurrence les gestionnaires d'exploitations agricoles. Elle se place dans une méthodologie de niveau *Tier 2* selon les recommandations du GIEC (Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat ou IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change) sur le calcul des émissions en GES (*IPCC, 2006*). Une méthode dite de référence y est par ailleurs citée, nommée méthode IPCC.

Les recommandations du GIEC permettent de standardiser les méthodologies dans la recherche sur le changement climatique, et les trois *Tiers* décrits dans les directives du GIEC échelonnent la complexité des méthodes employés. Ainsi, le *Tier 1* est une méthode basique très simplifiée, ne nécessitant de connaître précisément que le nombre d'animaux. Le *Tier 2* est une méthode de complexité intermédiaire, nécessitant les informations sur le type d'atelier, la ration des animaux, le mode de production et la gestion des effluents. Enfin, le *Tier 3* est le dernier niveau décrit avec une méthodologie très complexe. Plus le niveau de la méthode est élevé, plus ses résultats sont considérés comme avérés et proches des valeurs réelles des émissions (*Eugène et al, 2019*).

La majorité des méthodes employées en ACV sont de niveau *Tier 2*, adapté aux données limitées à l'élevage étudié. Le niveau *Tier 3* peut être utilisé à l'échelle nationale lorsque toutes les données précédemment citées sont connues et répertoriées dans des bases de données nationales. C'est une méthode de ce dernier niveau qui a été développée par l'INRA (Institut National pour la Recherche Agronomique) en 2019, applicable aux élevages de ruminants français, nommée « Méthode INRA » (Eugène et al, 2019).

Le principe et l'aspect pratique de la méthode peuvent se résumer sous forme d'un schéma, présenté en *Figure 15*.

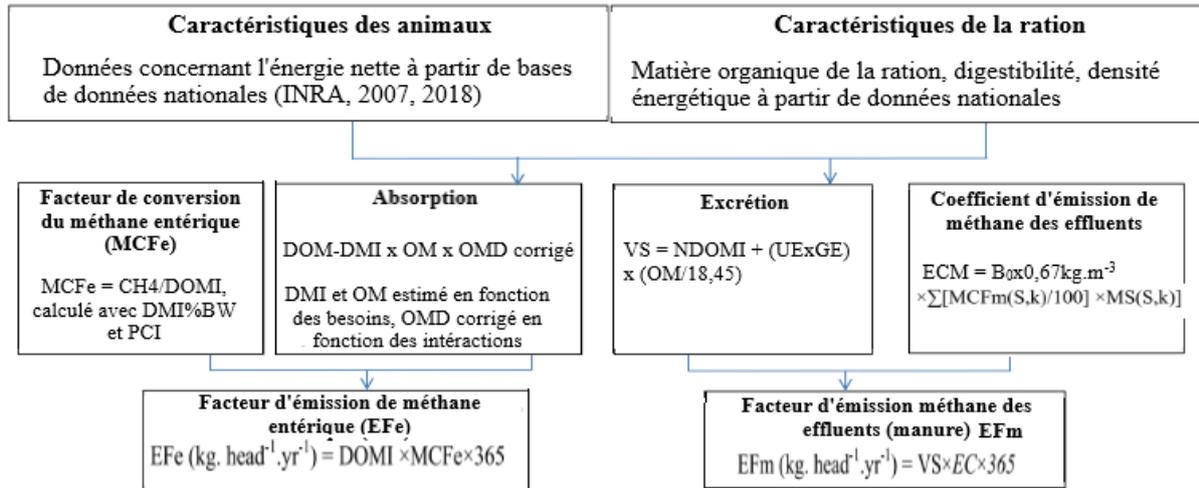


Figure 15 : Principe de la méthode INRA, modifié à partir de Eugène et al, 2019. Calculs pour un type d'atelier. B_0 : Capacité maximale de production de méthane ($\text{m}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1}$ de VS excrété), BW : poids vif (kg), DMI : Absorption de matière sèche ($\text{kg} \cdot \text{jour}^{-1}$), $DOM(I)$: Absorption de matière organique digestible ($\text{kg} \cdot \text{jour}^{-1}$), ECm ou EC : Coefficient d'émission de méthane des effluents ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$), EFe : Facteur d'émission de méthane entérique ($\text{kg} \cdot \text{tête}^{-1} \text{ an}^{-1}$), EFm : Facteur d'émission de méthane des effluents ($\text{kg} \cdot \text{tête}^{-1} \text{ an}^{-1}$), GE : énergie brute (MJ), $MCFe$: Facteur de conversion de méthane entérique (exprimé en $DOMI$ converti en CH_4), $MCFm(S,k)$: Facteur de conversion du méthane des effluents (exprimé en %) pour chaque système S de gestion des effluents par région climatique k , $MS(S,k)$: Portion de l'atelier géré pour les effluents par le système S dans la région climatique k , $NDOMI$: Absorption de OM non digestible ($\text{kg} \cdot \text{jour}^{-1}$), NE : Énergie nette (MJ), OM : matière organique (g), OMD : Digestibilité de la matière organique (%), PCI : Portion de concentrée absorbée, UE : Énergie urinaire (MJ), VS : Solides volatiles (kg, sur une base de OM), le facteur $0,67$ est le facteur de conversion du $\text{CH}_4 \text{ m}^3$ en $\text{CH}_4 \text{ kg}$.

Les données utilisées dans ce modèle se basent sur les tables d'alimentation INRA publiées en 2007 et révisées en 2018, ainsi que les données de recensement des systèmes d'élevage de l'Institut de l'élevage (IDELE) (Devun et Guinot, 2012), afin d'homogénéiser les calculs au niveau national.

L'objectif de cette méthode est de déterminer l'émission de CH_4 au niveau national, que ce soit en France ou dans d'autres pays, pour chaque type d'atelier et chaque type de ration. Le calcul peut en outre tenir compte des différences à l'échelle loco-régionale. L'émission du méthane est exprimée par deux facteurs représentant l'essentiel des émissions de méthane en élevage de ruminants. Il s'agit du facteur d'émission de méthane entérique (EFe), ainsi que du facteur d'émission de méthane des effluents (EFm, fumier essentiellement).

Si cette méthode est utile afin de dresser un bilan à moyenne échelle de l'empreinte carbone de l'élevage, elle permet aussi d'identifier les paramètres influant sur ces émissions (type d'atelier, type de ration, modèle hors sol ou en pâturage par exemple) afin d'informer le vétérinaire ou le gestionnaire sur les options d'élevage ayant un moindre impact.

Il existe par ailleurs d'autres méthodes que CAP'2ER ou la méthode INRA se basant sur une ACV de niveau 2, qui permettent d'établir un bilan carbone à l'échelle locale de l'élevage. Une liste non exhaustive les recense dans les travaux de *Martin et al, 2016*.

Les méthodes de *Tier 2* et *Tier 3* sont complémentaires dans la démarche d'évaluation de l'impact écologique en élevage bovin allaitant. L'impact local est en effet évalué par une méthode *Tier 2*, qui aboutit à la définition des étapes de l'élevage participant le plus à l'empreinte carbone. Cependant la comparaison avec d'autres élevages, grâce à une méthode *Tier 3*, affectant certains paramètres de la production différemment, amène une compréhension plus en profondeur de ce qui rentre en jeu dans l'empreinte carbone.

iii. Indicateurs décisifs tirés des modèles ACV

Les premières conclusions que nous apportent ces modèles sont une part prépondérante de la fermentation entérique (éructions et flatulences) dans la production en CH₄ (*O'Brien et al, 2019 ; Desjardins et al, 2012*), et plus largement dans la production en GES sur l'élevage. La gestion des effluents ainsi que les fertilisations, azotées en grande partie, arrivent respectivement en deuxième et troisième sources de GES (*O'Brien et al, 2019*), à l'origine de CH₄ et de N₂O (*Desjardins et al, 2012*).

Les résultats CAP'2ER rapportent ainsi sur les exploitations françaises une part de la fermentation entérique située entre 57 et 67% des émissions totales en GES à l'échelle de l'exploitation. La méthode INRA corrobore ces résultats en évaluant la part de la fermentation entérique à l'échelle nationale à 81,36 kg.tête⁻¹.an⁻¹ de CH₄, contre 2,35 kg.tête⁻¹.an⁻¹ pour la fermentation de méthane des effluents.

Les émissions en CO₂ sont quant à elles bien moindres et ne dépendent pas directement des transformations induites par la vache, mais essentiellement des transports et du fonctionnement des machines et des bâtiments sur l'élevage. Le modèle CAP2'ER montre ainsi que cette production compte pour environ 3% des émissions en GES en élevages bovins (*O'Brien et al, 2019*).

Les mécanismes qu'il est intéressant de décrypter en priorité, en raison de leur participation majeure à l'empreinte carbone, sont donc la production de méthane par la vache, ainsi que la production du protoxyde d'azote. On s'intéressera donc par la suite au cycle du carbone à l'échelle de l'exploitation.

c. Le cycle du carbone à l'échelle de l'élevage

Le cycle du carbone sera détaillé ici pour une échelle plus petite, celle de l'exploitation. Il est nécessaire pour cela de replacer le carbone dans son cycle chez la vache, et de parler de la physiologie de la vache à l'origine de ces émissions. Les outils de calculs à cette échelle réduite sont donc encore différents des méthodes ACV évoquées plus haut.

i. Le cycle du carbone en schéma

Pour rappel, le cycle du carbone à l'échelle globale peut se résumer par le schéma en *Figure 9*. La portion de ce cycle qui nous intéresse, pour une exploitation d'élevage de bovins, est restreinte à l'émission de méthane, et donc à la portion cycle court du cycle du carbone organique (*Figure 10*).

A l'échelle de l'exploitation, la portion en CO_2 émise provient de la combustion des hydrocarbures, figurée par la flèche rouge issue du cadre « roches sédimentaires » (Figure 10), en tant qu'énergie pour le fonctionnement tant des machines agricoles que des bâtiments. L'essentiel de l'empreinte carbone de l'exploitation repose ainsi sur le CH_4 , issu de fermentations naturelles (Figure 10).

Ces fermentations sont induites par le métabolisme ruminal de ces animaux (Turini, 2015). Il est donc possible d'établir un cycle du carbone à une échelle plus réduite et plus pertinente pour l'élevage : celle d'un bovin. Ce cycle est présenté en Figure 16.

Il devient évident au regard de ce cycle que la digestion de la vache, et donc son alimentation, sont des éléments clés quant à la question de l'impact écologique d'un élevage.

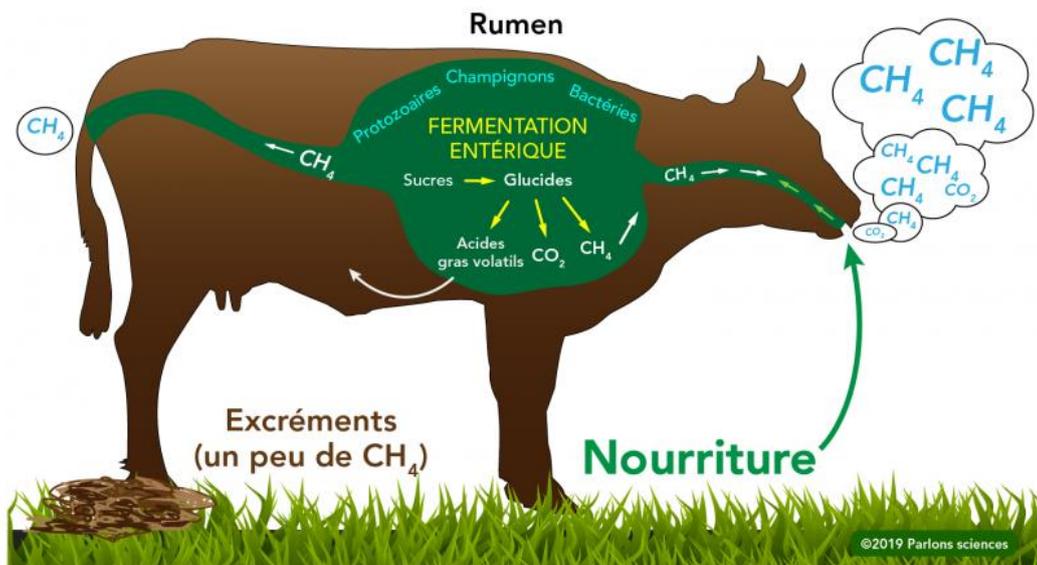


Figure 16 : Cycle du carbone à l'échelle d'une vache (Parlons sciences 2019)

ii. Physiologie de la digestion de la vache et production entérique de méthane

Une vache est un animal herbivore polygastrique, c'est-à-dire qu'elle possède un estomac segmenté en plusieurs poches. Trois poches (le réseau ou réticulum, le rumen ou panse, et le feuillet) sont ainsi dites pré-gastriques, et une poche gastrique est dite « estomac vrai », la caillette, pour sa fonction similaire à celle d'un estomac monogastrique (Figure 17).

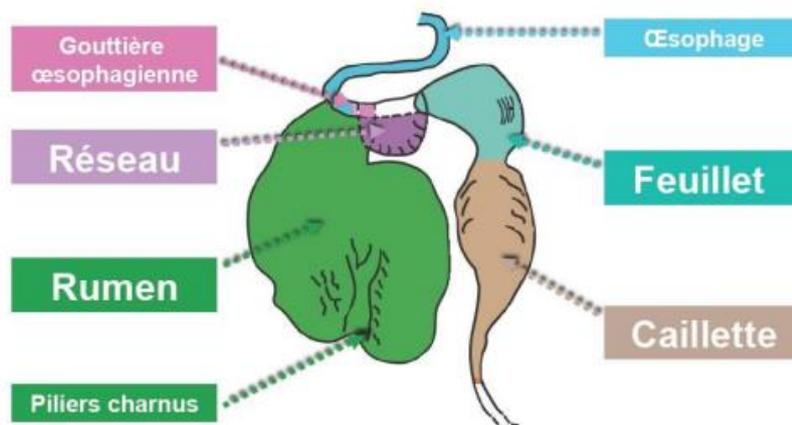


Figure 17 : L'estomac polygastrique d'un ruminant. U.E. Nutrition animale et bromatologie 2017.

La majorité de la digestion des aliments se produit dans les différentes poches de l'estomac grâce à une symbiose microbienne. Celle-ci a principalement lieu dans l'ensemble réticulo-ruminal, dont la surface d'absorption est la plus grande des poches pré-gastriques. Bien qu'une partie de la digestion soit mécanique, c'est la digestion microbienne qui est à l'origine de la production de méthane (pour l'homme ou le cheval celle-ci a lieu dans le colon).

On trouve dans le rumen plusieurs populations microbiennes réunissant surtout des bactéries, plus nombreuses que les protozoaires, et encore en moindre mesure des champignons. Grâce à leur spectre enzymatique très large, ces micro-organismes réduisent pour leurs propres besoins énergétiques les composés pariétaux de l'alimentation végétale. Leur produit final est, entre autres, l'ensemble des acides gras volatils constituant la ressource d'énergie principale d'un ruminant (Figure 18).

Les bactéries méthanogènes, représentant une petite partie de la flore ruminale, sont à l'origine de la production de méthane (Figure 18). Ces bactéries sont des Archées méthanogènes, des ordres *Methanobacteria*, *Methanosarcina*, *Methanomicrobia*, *Methanococcus* et *Methanopyrus* (Buddle et al, 2011 ; Attwood et McSweeney, 2008).

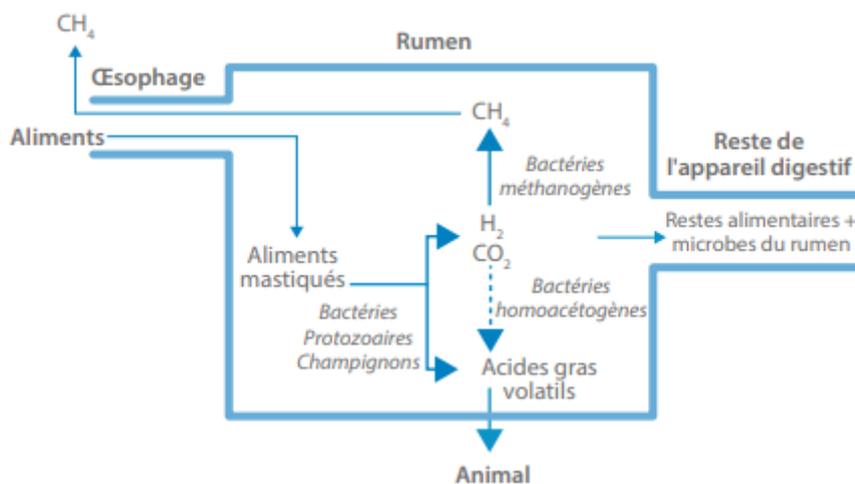


Figure 18 : Réactions microbiennes dans le rumen (Turini, 2015 ; Buddle, 2011)

La majorité des archées méthanogènes du rumen utilisent l'hydrogène et le CO₂ comme substrats pour produire du CH₄, selon l'équation $4\text{H}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$ via une série de réductions (Hungate et al, 1970). Cette réaction peut également faire intervenir en tant qu'intermédiaire le formiate en substrat selon l'équation $4\text{HCOOH} \rightarrow 3\text{CO}_2 + \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$. Les deux autres voies de formations du méthane (utilisation de l'acétate ou de composés méthylés comme substrats) sont très faibles. La plupart des substrats utilisés, notamment le CO₂ et l'H₂, sont d'ailleurs le produit du métabolisme des autres micro-organismes cellulolytiques du rumen (Attwood et McSweeney, 2008)

Une fois le méthane produit dans le rumen, celui-ci est éliminé selon plusieurs modalités. Une faible proportion de CO₂ (le reste étant transformé en méthane par les bactéries) est émise via l'éructation, ainsi qu'une très grande majorité du CH₄ (97%, Munoz et al, 2012). La faible proportion restant du méthane produit par la fermentation entérique transite dans le reste du tube digestif pour être émise sous forme de flatulences (3%, Munoz et al, 2012).

Il a également été mis en évidence qu'une part moins importante mais non négligeable de méthane était issue de transformations dans les déjections des bovins (lisier plus liquide, fumier plus solide). Ces transformations sont des fermentations en milieu anaérobie, principalement au bâtiment après émission et au stockage de ces effluents (Hassouna et al, 2015). Les déjections sont en effet tassées et fournissent ainsi un milieu coupé d'oxygène, chaud et humide, favorable aux réactions microbiennes à l'origine de méthane. Cette fermentation fait intervenir essentiellement des bactéries méthanogènes, appartenant également au groupe des Archées (B. Ollivier, 1987), selon le processus décrit en Figure 19.

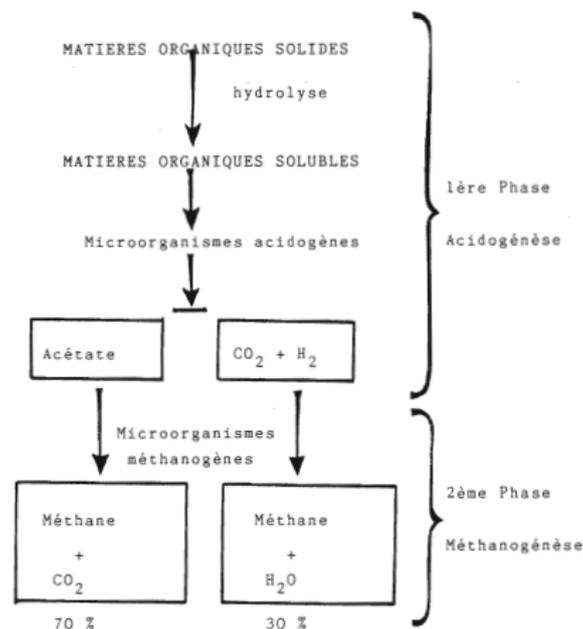


Figure 19 : Processus biologique de la fermentation méthanogène dans les déjections. Ollivier, 1987

L'efficacité de cette fermentation dépend des paramètres du milieu de stockage, exerçant une influence sur l'oxygénation et la température notamment (Hassouna et al, 2015). Ces processus physiologiques peuvent être mis en évidence et quantifiés par diverses méthodes, décrites ci-après.

iii. Outils pratiques de mesure du méthane entérique

Il existe plusieurs méthodes se concentrant sur l'émission de méthane entérique, celui-ci étant à l'échelle de la vache l'un des principaux vecteurs du réchauffement climatique. Ces méthodes peuvent se regrouper en plusieurs groupes : les méthodes mathématiques, les méthodes pratiques individuelles à temps long, et celles à temps court.

1. Les méthodes mathématiques

Elles sont basées essentiellement sur des échelles larges et des méta-analyses de données nationales ou internationales. On peut citer ainsi la méthode de *Tier 3* de l'INRA, où l'émission de méthane entérique est représentée par le facteur d'émission de méthane entérique EFe. Elle repose sur la quantité de matière organique digestible absorbée et un facteur de conversion du méthane entérique MCFe dépendant de la digestibilité, des concentrés et du poids vif (Eugène et al, 2019)

Dans la même catégorie, la méthode *Tier 3* de l'IPCC utilise, elle, un rapport entre l'énergie brute absorbée et un facteur de conversion de méthane entérique Y_m (IPCC, 2007)

Ces méthodes ont des résultats qui sont proches des émissions nationales pour chaque type d'atelier et de régime, mais reposent surtout sur une force statistique due au très grand nombre de données disponibles. Elles ne sont pas adaptées à un calcul à l'échelle d'une exploitation précise, pour permettre à l'éleveur de déterminer la quantité réelle de méthane émise par ses vaches.

Il existe des méthodes appliquées qui permettent de prendre des mesures directement sur une vache et ainsi obtenir des résultats à l'échelle de l'exploitation. Parmi celles-ci, on distingue des méthodes plus académiques, dont les mesures se font sur une durée de 24h, et des méthodes dites de court terme, dont la mesure ne dure que quelques minutes mais est répétée plusieurs fois sur un à plusieurs jours.

2. Les méthodes pratiques d'échelle individuelle avec un temps de mesure long

Dans les méthodes dont la mesure sur la vache se réalise sur une journée entière, on trouve la méthode dite Gold-Standard appelée « chambre de respiration », qui consiste à enfermer une vache dans une cage de verre et mesurer les flux sortants en contrôlant les flux entrants (Zhao et al, 2020). Son principe est présenté en *Figure 20*.

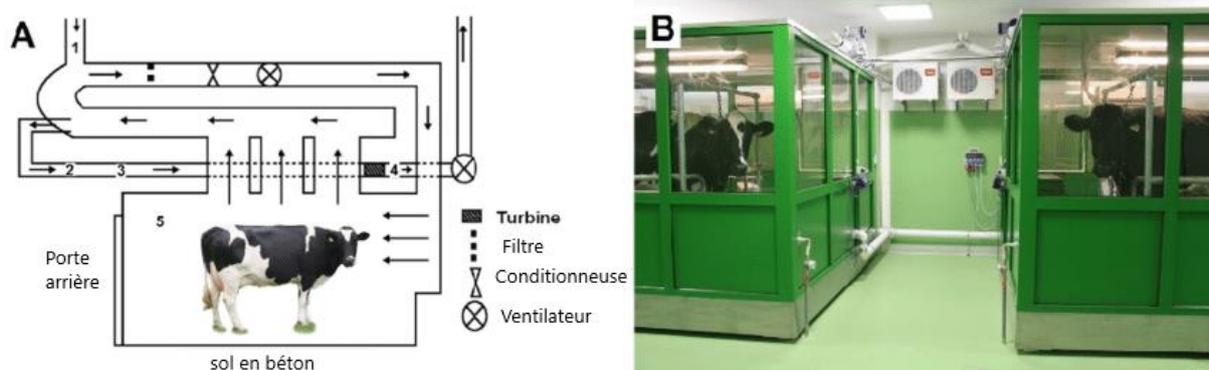


Figure 20 : Principe des chambres respiratoires. Cabezas-Garcia, 2017.

Cette méthode étant contraignante en termes de budget, matériel, place et bien-être animal, des variantes restreintes aux éructations (97% des émissions de méthane d'origine entérique, Munoz et al, 2012) ont été développées, se basant sur le même principe. On trouve ainsi les capuches ventilées (dites « ventilated hood », Zhao et al, 2020). Toutefois, qu'il s'agisse de méthodes grandeur nature comme les chambres respiratoires ou des versions plus restreintes, ces systèmes se limitent à des mesures sur animaux en intérieur. Elles sont donc plutôt adaptées à la mesure de méthane produit par des élevages hors pâturage.

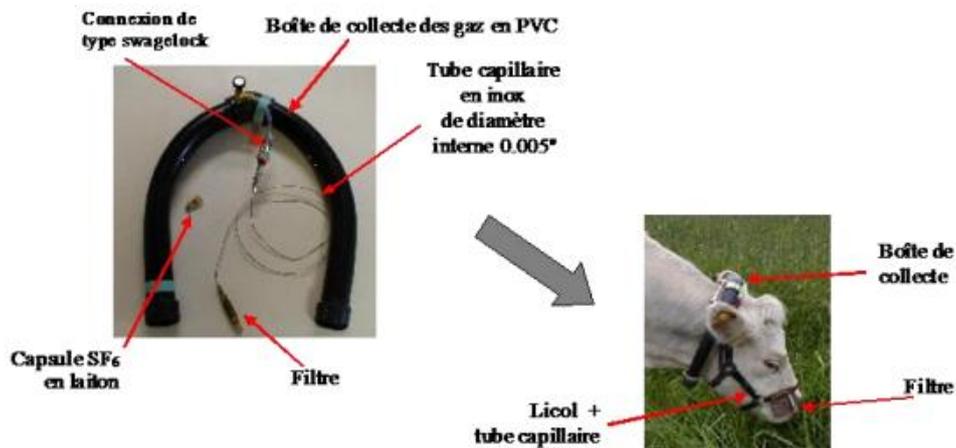


Figure 21 : Matériel nécessaire à la méthode SF6. Hassouna et al, 2015.

Une autre méthode permet, elle, de réaliser des mesures en continue pour les systèmes hors-sols comme pour ceux incluant du pâturage ; la méthode utilisant le traceur SF₆ (hexafluorure de soufre). Cette méthode permet d'estimer sur 24h le flux des gaz CH₄ et CO₂ émis par éructations et est détaillée dans la fiche 17 de Hassouna et al, 2015, résumée par la formule :

$$F_{CH_4} = F_{SF_6} \times \frac{C_{CH_4,animal} - C_{CH_4,atm}}{C_{SF_6,animal} - C_{SF_6,atm}}$$

avec F représentant les émissions respectives de chaque gaz, C la concentration respective de chaque gaz chez la vache ou dans l'atmosphère.

Le matériel requis étant moins contraignant (Figure 21), cette méthode est quelque peu plus robuste en élevage.

3. Les méthodes pratiques d'échelle individuelle avec un temps de mesure court

D'autres méthodes permettent de réaliser des mesures ponctuelles. Ainsi, sur le même principe que les capuches ventilées et donc des chambres respiratoires restreintes, la méthode des masque faciaux permet de réaliser le même type de mesure sur un temps limité à 30 minutes, plusieurs fois par jour à distance de la prise alimentaire.

Le système GreenFeed™, qui est présenté en Figure 22, se réalise en revanche au moment de la prise alimentaire, sur une durée de 5 minutes.

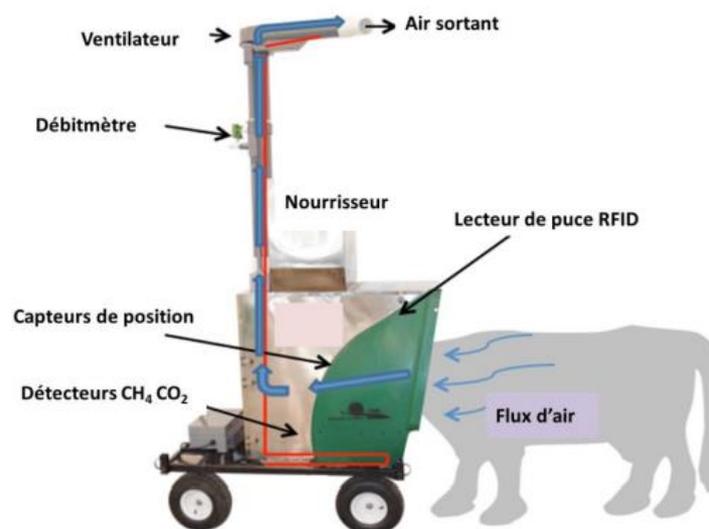


Figure 22 : Principe de l'installation du système GreenFeedTM. Hassouna et al, 2015.

Ce système permet de mesurer directement les concentrations en méthane émis par les naseaux de la vache lorsqu'elle s'alimente, grâce à un système infrarouge. Ces concentrations sont ensuite corrigées en prenant en compte les concentrations atmosphériques, et aboutissent à un calcul des émissions de CH₄. Ce calcul est détaillé dans la fiche 18 de *Hassouna et al, 2015*. Ces mesures sont réalisées chaque fois que la vache, identifiée par son collier, vient manger. Ce système étant facilement adaptable à une situation mobile, comme lors de pâturages, elle est également adaptée à une multitude de conduites d'élevage.

En outre, la corrélation entre ces échantillonnages et la valeur moyenne, enregistrée habituellement entre 5 et 6h après une prise alimentaire, est bonne (*Zhao et al, 2020*). D'autres méthodes sont détaillées dans l'étude bilan de *Zhao et al, 2020*, dont la corrélation avec les valeurs mesurées par méthode Gold-Standard est encore à améliorer. L'ensemble de ces méthodes est rassemblé dans le *Tableau 1*.

Tableau 1 : Comparaison des méthodes de mesure du CH₄ entérique. Modifié à partir de *Zhao et al, 2020*.

Méthode	Hors-sol/pâturage	CH ₄ entérique issu du rumen/issu des intestins	Ponctuel/continu
Chambre respiratoire	Hors-sol	Rumen et intestins	Continu
Traceur SF ₆	Hors-sol et pâturage	Rumen	Continu
GreenFeed TM	Hors-sol et pâturage	Rumen	Ponctuel
Capuches ventilées	Hors-sol	Rumen	Continu
Masque facial	Hors-sol	Rumen	Ponctuel

d. Le cycle de l'azote à l'échelle de l'élevage

L'azote étant le deuxième gaz à effet de serre produit le plus important sur les élevages bovins allaitants, il est intéressant d'étudier aussi son cycle à l'échelle de l'élevage ainsi que les méthodes d'évaluation de ces émissions.

Pour rappel, le cycle de l'azote à l'échelle globale est présenté en *Figure 11*. A l'échelle d'une exploitation pratiquant l'élevage de ruminants, le protoxyde d'azote est le deuxième GES produit par ordre d'importance (*Turini, 2015*). C'est également le troisième plus important GES à l'échelle globale réglementé par le protocole de Kyoto. Son origine est essentiellement

agricole, et une faible portion est due aux transports et à certains procédés industriels (Citepa, 2020).

On peut donc réaliser un cycle de l'azote restreint aux activités agricoles, afin de déterminer quelles sont les sources de production de ce gaz et comment elles sont influencées. On peut également intégrer le calcul spécifique de l'azote dans la démarche ACV pour adapter le diagnostic à chaque exploitation.

i. Le cycle de l'azote agricole en schéma

Le cycle de l'azote, avec les différentes transformations qu'il subit lorsqu'il est utilisé en filière d'élevage, et plus largement en filière agricole, est présenté en *Figure 23*. Ce cycle permet de mettre en évidence les principaux mécanismes à l'origine des émissions en N_2O .

Le premier mécanisme concerne la transformation des produits azotés qui sont épandus sur les sols agricoles dans le but de les fertiliser. Cette transformation a lieu juste après leur incorporation (procédé (1) sur la *Figure 23*). Ces produits concernent les engrais naturels tels que le fumier (ensemble solide des déjections animales) et le lisier (ensemble liquide de ces déjections), ainsi que les résidus de récolte, et les engrais chimiques ou fertilisants azotés (Turini, 2015). Une partie des émissions en N_2O est également due au stockage des effluents (déjections animales), avant leur utilisation en tant qu'engrais (Desjardins et al, 2012).

Les deuxième et troisième procédés se déroulent dans le sol grâce au fonctionnement des bactéries telluriques. Ces dernières utilisent pour le fonctionnement deux voies productrices de N_2O ; la nitrification, (2), et la dénitrification, (3) (Hénault et al, 2005). Ces processus sont décrits dans la *Figure 24* (Cellier et al, 2013).

La connaissance de ces processus ne permet pas cependant d'évaluer leur part respective sur une exploitation agricole. Afin de comprendre tout-à-fait comment actionner les bons leviers sur ces émissions, il est nécessaire d'établir un diagnostic à l'échelle de l'exploitation.

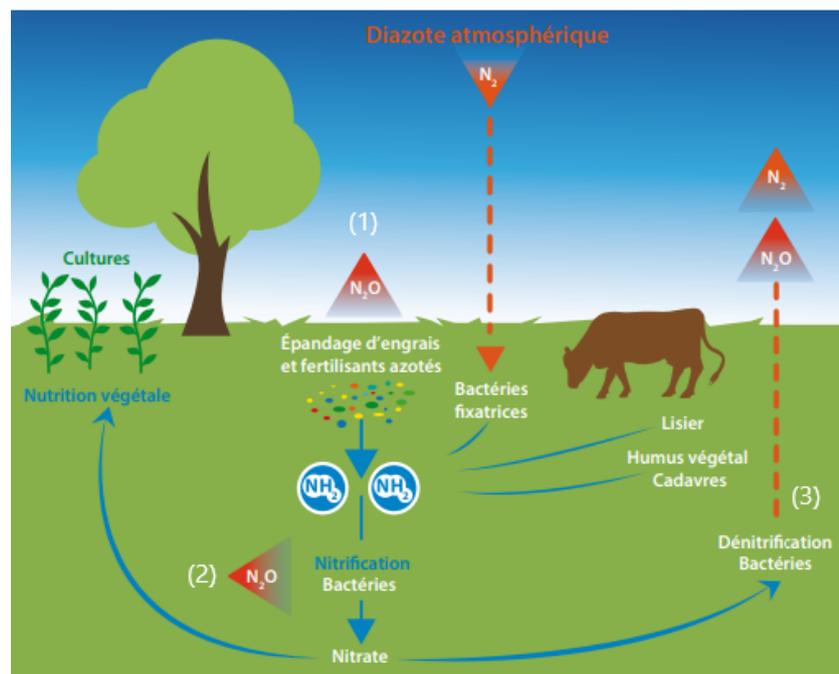


Figure 23 : Cycle de l'azote agricole. Modifié d'après Turini, 2015.

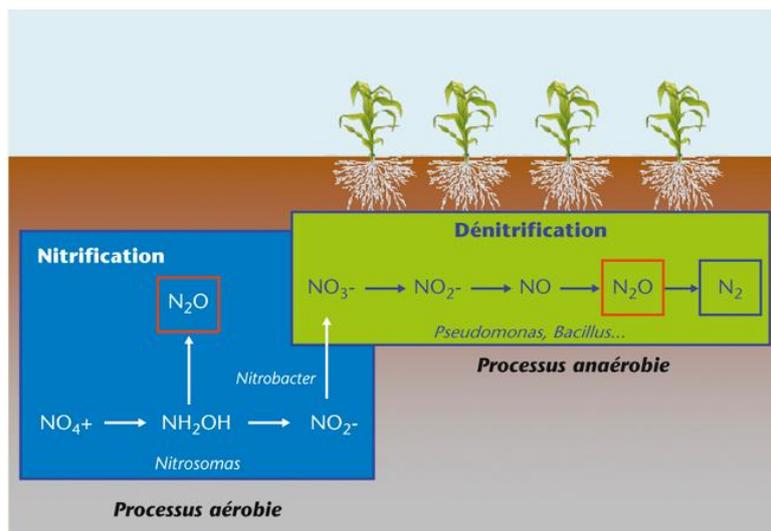


Figure 24 : Processus bactériens à l'origine de la production de N₂O dans le sol. Cellier et al, 2013.

La partie concernant la production de N₂O au cours du stockage et dans les bâtiments n'est pas représentée sur la *Figure 23*, mais repose sur les mêmes réactions biochimiques. En effet, dans le bâtiment ou la fosse à lisier, se produit une alternance de conditions aérobies et anaérobies. Ces changements favorisent l'enchaînement des processus de Nitrification-dénitrification (*Figure 24*) qui sont à l'origine des émissions de N₂O en bâtiment et au stockage.

ii. Diagnostic ACV des sources d'émission de N₂O

Le principe des diagnostics par ACV s'applique également à la problématique des émissions en protoxyde d'azote. En effet, la plupart calculent l'empreinte carbone, qui comprend non seulement le CO₂ et le CH₄, mais aussi le protoxyde d'azote. Ce dernier est donc inclus dans la part totale d'empreinte carbone calculée pour l'exploitation (*Figure 13*, partie *Emissions de GES*). Il est néanmoins possible d'établir un bilan plus précis, en fonction des données disponibles et grâce à la connaissance des processus cités plus haut.

Il existe ainsi des études qui ont détaillé les sources de ces émissions sur la base de moyennes nationales (*Figure 25*). Les sources principales d'émissions en N₂O en élevage sont ainsi par ordre d'importance croissante, la fertilisation des sols par effluents d'élevage, la fertilisation des sols par engrais chimiques et résidus de culture, et enfin la gestion et notamment le stockage des effluents.

Cependant, si cette répartition est valable à l'échelle nationale et permet d'avoir une idée des procédés agricoles en cause, elle varie à l'échelle locale en fonction des usages. C'est là que l'ACV est importante : elle permet d'adapter les actions à un niveau local, en prenant en compte les spécificités de l'exploitation.

L'outil CAP'2ER, déjà exposé pour l'empreinte carbone au sens large (*Figure 13*), possède également une fonction de bilan azoté. Celle-ci est présentée en *Figures 26* et *27*. Les valeurs numériques sont laissées vierges ici aussi et sont situées en amont de chaque catégorie.

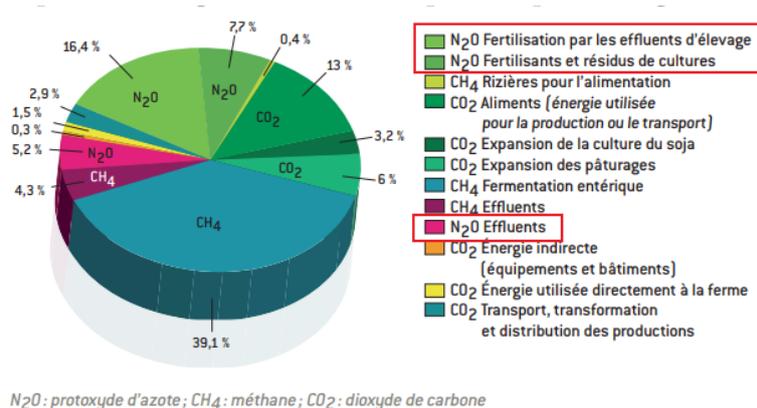


Figure 25 : Répartition des gaz à effet de serre produits par l'élevage. Modifié d'après Mottet et al, 2015.

CAP'2ER permet également dans son bilan azoté d'établir une évaluation de la pollution de l'eau par lessivage, ainsi qu'un bilan de consommation d'énergie, qui n'intéressent donc pas les émissions en protoxyde d'azote.

Les sources d'émissions sont exposées en détail et avec leurs valeurs calculées, dans le cadran bleu de la Figure 27, laissée vierge aussi sur les valeurs numériques. Il est bon de rappeler que la grandeur des rectangles pour chaque catégorie est totalement arbitraire, et que le rectangle supérieur représente la valeur de l'exploitation, le rectangle inférieur représentant la valeur moyenne pour une exploitation équivalente.

Les paramètres clés qui sont inclus dans le diagnostic ACV représentés en détail dans le cadran bleu sont donc les pôles d'excrétion de N₂O majeurs sur une exploitation agricole. Quelle que soit l'exploitation, ce seront toujours ces différents pôles qui seront responsables des émissions en protoxyde d'azote (Citepa, 2020 ; O'Brien et al, 2019). En effet, les réactions à l'origine de ces émissions, mentionnées plus haut, et donc les substrats nécessaires, demeurent les mêmes.

MA GESTION DE L'AZOTE

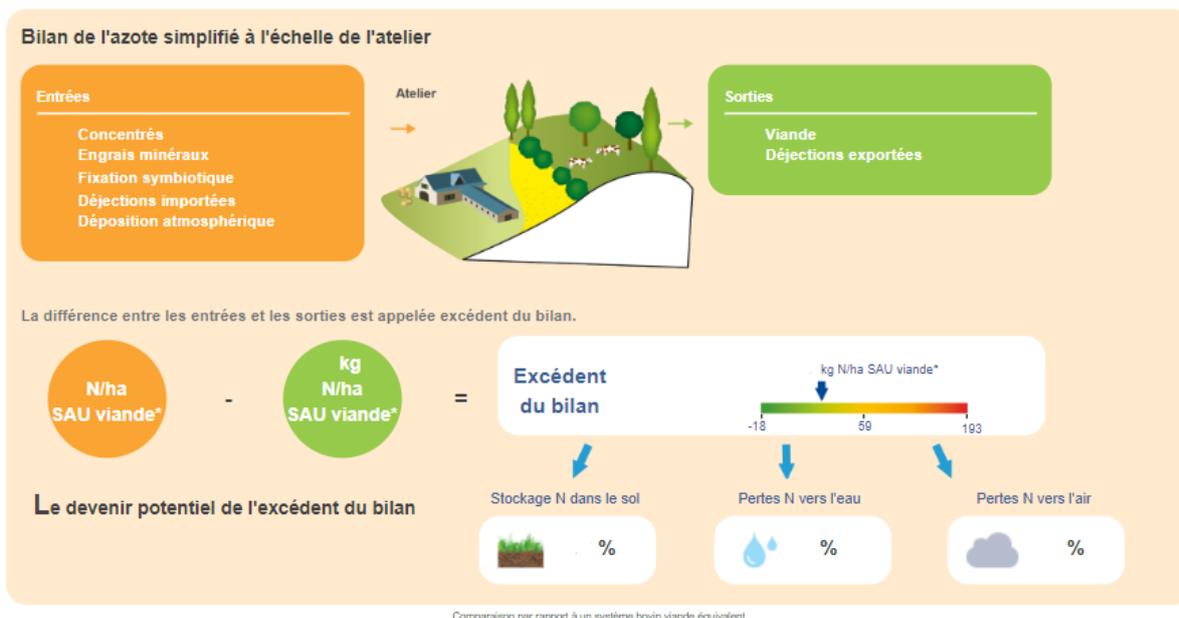


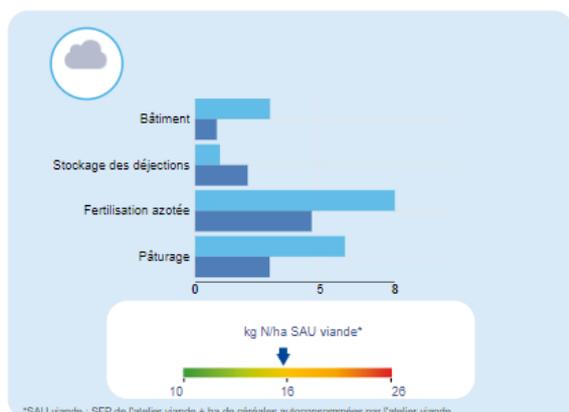
Figure 26 : Interface du bilan azoté CAP'2ER. Modifié à partir de l'outil CAP'2ER® niveau 1 version 6 du 02/2022.

MES PERTES POTENTIELLES D'AZOTE VERS L'EAU (LESSIVAGE)



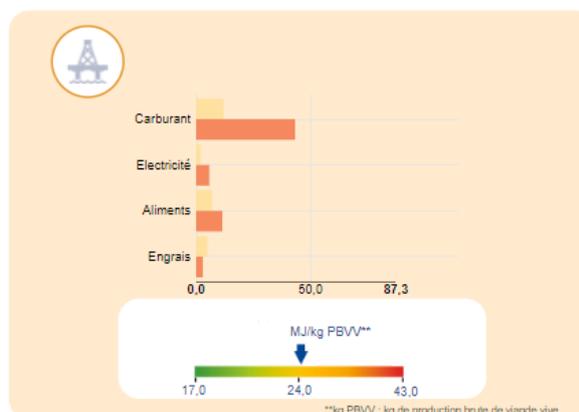
Comparaison par rapport à un système bovin viande équivalent

MES PERTES POTENTIELLES D'AZOTE VERS L'AIR (AMMONIAC)



*SAU viande : SFP de l'atelier viande + ha de céréales autoconsommées par l'atelier viande

MES CONSOMMATIONS D'ENERGIE



**kg PBVV : kg de production brute de viande vive

Diagnostic CAP'2ER® Niveau 1 – Version 6 du 02/2022

Figure 27 : Détail des sources d'émission et de lessivage de l'azote. Modifié à partir de l'outil CAP'2ER® niveau 1 version 6 du 02/2022

Le pâturage est ainsi cité car il implique un dépôt de lisier sur le sol par les vaches (Figure 23), à la source des réactions de nitrifications et dénitrifications (2) et (3) (Figure 23). Bien que les plantes stockent en partie l'azote, l'ajout de fumier implique un ajout d'éléments azotés susceptibles d'être lessivés. Le stockage des déjections se fait dans les bâtiments et dans les fosses à lisier en suivant les mêmes processus biochimiques. Son impact est non négligeable, puisqu'il représente jusqu'à 10% des émissions en N₂O (Durpoix, 2011).

iii. Outils pratiques de mesure des émissions azotées

Les secteurs producteurs de protoxyde d'azote en fonction des régimes alimentaires des bovins sont limités à l'épandage et la fertilisation azotée. Le stockage en bâtiment et en fosses, autrement dit la production liée à la gestion des effluents, n'est en effet pas influencée par les composants de la ration en élevages BVA. Seuls l'épandage et la fertilisation des sols relèvent de la gestion de l'alimentation, en raison du type d'engrais favorisé selon les modèles agricoles. Dans le but de limiter notre étude aux paramètres de l'alimentation, les méthodes de calcul présentées sont celles affectant l'épandage et les émissions des sols traités. Des méthodes applicables en élevage permettant à un éleveur de déterminer l'émission en GES liée à sa gestion des effluents en stockage bâtiment ou fosse existent toutefois et sont décrits dans l'étude Hassouna et al, 2015.

Pour permettre à chaque exploitation d'évaluer individuellement ces émissions, plusieurs méthodes sont décrites. Hassouna et al, 2015 détaille ainsi les méthodes suivantes, applicables à l'épandage et aux sols :

- La mesure de concentration par chromatographie en phase gazeuse, qui permet de déterminer la concentration en N₂O à partir d'échantillons de parcelles d'épandage ou

de cultures sur sols traités. Cette technique est largement répandue et permet de réaliser un état des lieux à un moment t.

- Le banc de mesure d'émissions gazeuses par les effluents en conditions contrôlées. Cette technique permet entre autres de mesurer l'émission en N₂O au cours du stockage extérieur ou de l'épandage au champ des effluents de l'élevage. Elle permet également d'étudier l'influence de divers paramètres sur ces émissions et ainsi d'envisager des techniques, dont l'efficacité aura été mise à l'épreuve, pour réduire ces émissions.
- Les chambres statiques pour mesurer les émissions gazeuses des sols. Elle est utilisée pour caractériser les flux gazeux des sols après application de traitement ou d'épandage sur des petites surfaces de l'ordre du m² au maximum, qui sont multipliées afin d'avoir des résultats représentatifs. Elle permet en outre de mettre en évidence des émissions ou bien des dépôts de gaz et donc identifier le stockage.

Ces méthodes nécessitent généralement en partie un traitement à distance par un laboratoire d'expertise, mais certaines peuvent être appliquées en continu sur le terrain. Cette dernière option implique toutefois un coût plus élevé et une logistique difficile à mettre en œuvre sur l'exploitation.

e. Leviers principaux identifiés à l'échelle d'un élevage

L'alimentation et la gestion de l'élevage en rapport avec son régime sont donc intrinsèquement liées à la production en GES. Le vétérinaire est un acteur important sur ces questions, lorsqu'il se place en expert et donne ses conseils concernant l'alimentation. Il a son rôle à jouer, en partenariat avec l'éleveur, pour réduire l'empreinte carbone en élevages bovins allaitants.

Les conseils du vétérinaire sont ainsi susceptibles d'orienter de façon plus ou moins importante la production en gaz à effet de serre. Orienter l'éleveur vers un régime qui défavorise le fonctionnement ruminal des Archées va jouer sur la production de méthane. Les conseils sur le choix de la conduite des animaux, en hors-sols ou en pâturage, aura un impact sur la production du protoxyde d'azote.

La mise en place de stratégies qui permettent de limiter l'impact néfaste de l'élevage et les services écosystémiques rendus par certaines conduites de troupeau seront développées en partie III. Les gaz à effet de serre représentent un fort impact sur le plan écologique, mais ce n'est pas le seul critère à prendre en compte dans l'évaluation des bénéfices et inconvénients de l'élevage. Le suivi dans le temps de l'ensemble des êtres vivants qui composent l'environnement des bovins peut être appréhendés à travers plusieurs critères.

B. Les échelles de la biodiversité

Les aliments cultivés pour le régime alimentaire des BVA occupent des espaces où vivent diverses populations vivantes. La gestion de ces milieux, selon le modèle agricole, se répercute sur ces populations, dont le suivi dans le temps permet de mettre en évidence le rapport entre élevage et biodiversité. C'est donc un paramètre important à considérer pour évaluer l'impact environnemental de ces différents modèles d'élevage. L'influence propre à chacun d'entre eux sera détaillée en partie III, nous décrirons ici les éléments constituant cette biodiversité et les outils nécessaires à leur suivi.

La biodiversité désigne l'ensemble des êtres vivants dans un système, à l'échelle individuelle, ainsi qu'à celle de leurs écosystèmes et de leur génétique. Elle implique de situer ces ensembles dans un espace-temps, et donc de considérer leur évolution. C'est donc un critère dont les caractéristiques sont multiples. Elle correspond également aux interactions ayant cours entre ces différentes échelles ; comment les êtres vivants interagissent entre eux et avec leur environnement, comment leurs gènes les influencent et comment ils modulent les écosystèmes.

Ces écosystèmes peuvent être étudiés à différentes échelles, et à celle de l'élevage, les régimes alimentaires et les systèmes de production associés les subdivisent encore. Ces spécificités de l'élevage permettent de définir plusieurs modalités d'étude de la biodiversité.

a. La biodiversité aux échelles du vivant de l'élevage

Afin de comprendre les liens entre l'élevage et la biodiversité, il convient de définir les critères qui nous permettent d'évaluer cette biodiversité. Une part importante de l'alimentation des BVA repose sur les fourrages, issus des prairies. La gestion de ces prairies n'est pas la même selon le modèle agricole suivi, c'est donc un critère pertinent à suivre dans le temps. L'autre aspect du régime en élevages allaitants concerne les cultures annuelles, dont la biodiversité est toute autre. Enfin, le lien entre l'alimentation et la génétique de l'espèce bovine peut être une facette intéressante de la biodiversité à prendre en compte.

i. Les indicateurs de biodiversité en prairies

La prairie regroupe à la fois les prairies de fauches, qui servent à produire des fourrages distribués sous forme de foin, d'enrubanné ou d'ensilage dans les auges (« herbe conservée » en *Figure 2*), ainsi que les prairies de pâturage sur lesquelles les animaux broutent (« herbe pâturée » en *Figure 2*).

Comme il a été évoqué en partie I, le pâturage concerne la très grande majorité des élevages bovins allaitants en France. Les systèmes sans pâturage représentent en effet moins de 1% des élevages bovins allaitants au niveau national (*Devun et Guinot, 2012*). L'essentiel des animaux ayant accès aux prairies sont issus d'élevages naisseurs ou naisseurs engraisseurs qui favorisent dans le régime de leurs veaux une période de croissance sur herbe (*Doreau et al, 2018*).

Qu'il s'agisse de prairies de fauche ou de pâture, ces espaces représentent des écosystèmes très largement représentés dans le régime alimentaire des bovins allaitants, puisque la proportion en herbe atteint en moyenne les 80% (cf. partie I, *Devun et Guinot, 2012*). Il est donc pertinent d'étudier la biodiversité dans les écosystèmes que représentent les prairies afin de mieux comprendre les liens entre l'alimentation des bovins allaitants et leur environnement. Plusieurs indicateurs suivis dans le temps sont disponibles à cet effet.

L'écosystème d'une prairie se définit en effet comme un ensemble associant la végétation, le sol, et les organismes vivants dont le sol ou la végétation est l'habitat. Cette végétation est herbacée et pérenne, et peut être prélevée sur sa portion aérienne de façon plus ou moins importante ou fréquente pour fournir des fourrages aux herbivores. Le sol est, lui, support de la végétation et permet le recyclage des matières organiques et minérales dans la repousse des plantes, entre autres par les micro-organismes (*Lemaire, 2007*).

Cette définition permet de mettre en évidence les différents critères que l'on peut suivre dans ces écosystèmes. On s'intéresse ainsi aux êtres vivants de ce système, avec parmi eux les vertébrés (oiseaux, rongeurs), et les invertébrés (insectes, micro-organismes du sol). On explore également la diversité floristique des herbacées. Cette définition introduit enfin la question de l'intensité de l'utilisation du couvert végétal, qui se traduit par le chargement en animaux.

Pour interpréter la biodiversité des populations étudiées, deux notions sont importantes : l'abondance, et la richesse (ou diversité) en espèces.

L'abondance peut être vue sous deux angles. On étudie ainsi au sein d'une population donnée son abondance relative et absolue. L'abondance reflète effectivement la capacité des populations à survivre, se reproduire et demeurer dans un cycle pérenne. On peut donc observer l'évolution des effectifs au sein d'une même population (abondance absolue), ou comparer ces effectifs à d'autres groupes ou espèces (abondance relative). Ce concept se définit comme l'équitabilité, correspondant à la régularité de la distribution des espèces au sein d'un écosystème (*Marcon, 2015*).

La richesse représente quant à elle le nombre d'espèces différentes dans l'écosystème. Elle permet de rendre compte de l'absence de pression de sélection exercée par le milieu. Un milieu homogène sélectionne en effet un nombre limité d'espèces constituant la chaîne alimentaire, qui sont les plus adaptées aux pressions de sélection exercées dans le milieu (*Guilbot, 1999 ; Farruggia et al, 2008*).

Ces deux notions sont nécessaires pour suivre dans le temps les populations vivantes des prairies, qui comprend la faune mais aussi la flore. Les méthodes permettant d'effectuer leur comptage varient selon les populations étudiées, et sont décrites ci-après. Les individus que l'on peut retrouver dans l'écosystème des prairies sont ensuite présentés. Enfin, deux indicateurs indirects, la surface toujours en herbe (STH) et le chargement en animaux, sont abordés.

1. Les populations animales et végétales suivies en prairies

a. Les méthodes de dénombrement des populations

Il existe plusieurs façons de dénombrer les espèces ou le nombre d'individus au sein d'une espèce ou d'un taxon. Certaines méthodes sont indirectes en s'appuyant sur le rôle trophique des êtres vivants dans l'écosystème. Elles consistent à observer les conséquences de la présence de ces populations, comme les dégâts causés sur les plantes, ou encore les traces de leur présence, grâce aux excréments, aux exuvies et aux nids (*Gillon, 1967*). Ces méthodes fournissent une première appréciation grossière des populations présentes et de leur abondance relative, elles demeurent très imprécises.

D'autres mesures se basent en partie sur un comptage et une identification qui sont directs, grâce à des méthodes de piégeage relatives aux espèces étudiées (*Gillon, 1967 ; Michelot-Antalik et al, 2021*). Un premier échantillonnage est réalisé dans un écosystème de surface donné, répété plusieurs fois afin d'avoir une bonne représentation statistique et diminuer les biais, et une extrapolation sur la taille des populations totales est faite à partir de modèles mathématiques. Ces extrapolations mathématiques permettent dans le cas d'une espèce d'estimer son effectif total (*Burnham, 1979*). D'autres donnent une estimation du nombre

total d'espèces ou de taxons au sein du système, et même des espèces non identifiées par échantillonnage : il s'agit des estimateurs de Chao (*Chao, 1984*) et de Jackknife (*Burnham, 1979*). L'application de ces modèles mathématiques aux situations de terrain est décrite dans l'étude de *Marcon, 2015*.

Enfin, certaines méthodes permettent d'affiner l'identification des espèces présentes grâce à des méthodes d'identification ADN (*Michelot-Antalik et al, 2021*) à partir des fleurs par exemple pour les populations d'insectes pollinisateurs.

b. Les outils d'analyse et d'évaluation de la diversité

Afin d'analyser ces données numériques brutes, il existe un outil permettant d'évaluer la diversité d'un système. L'indice de Shannon (*Marcon, 2015*) exprime la diversité spécifique, autrement dit donne une indication sur une échelle qui se base sur le nombre d'espèces total (S), le nombre d'individus total (N) et dans chaque espèce i (n_i), ainsi que l'abondance relative (ou proportionnelle) de chaque espèce i (p_i). On obtient l'indice H' de Shannon selon la formule suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \log_2(p_i).$$

Ainsi avec une seule espèce au sein du système, on obtient $H' = 0$, et cette valeur augmente avec le nombre d'espèces différentes de façon logarithmique.

Cet indice est associé à un indice d'équitabilité, ou indice de Pielou (*Marcon, 2015*). Il se calcule à partir de l'indice de Shannon et de sa limite théorique H_{\max} (qui dépend de S) selon la formule E (indice de Pielou) = H'/H_{\max} , et donne une valeur située en 0 et 1, avec à 0 des populations dominées par une seule espèce majeure en nombre, et à 1 des espèces différentes réparties régulièrement.

Toutefois cet indice reste relatif car il dépend de nombreux facteurs intrinsèques à l'écosystème étudié, ses données sont donc pertinentes si elles sont comparées pour un même écosystème évoluant dans le temps.

Un autre indice régulièrement décrit est l'indice de Simpson, qui représente l'homogénéité du peuplement. Il s'agit en effet de la probabilité que deux individus pris au hasard appartiennent à la même espèce. Dans le cas d'une prairie, que l'on peut relativement bien sectoriser, la formule applicable est la suivante, avec L l'indice de Simpson, et n_i l'effectif total d'une espèce i :

$$L = \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

Enfin, l'indice de Hill permet de faire une synthèse de ces deux indices et de leurs avantages et inconvénients (prise en compte plus importante des espèces rares par Shannon, et des espèces abondantes par Simpson) et se définit comme suit :

$$Hill = \frac{\lambda^{-1}}{e^{H'}}$$

Avec $e^{H'}$ l'exponentielle de H' et λ l'équivalent de L si l'échantillon est infini (cas d'une prairie qui agit comme environnement ouvert) selon la formule adaptée : $\lambda = \sum_{i=1}^S (p_i)^2$.

Le nombre de Hill est ainsi inversement proportionnel à la biodiversité ; cette dernière est maximale lorsque le nombre de Hill tend vers 0 (Marcon, 2015).

c. Les insectes

L'écosystème de la prairie abrite un nombre important d'insectes de groupes différents, qui remplissent chacun un rôle trophique (Tableau 2) (Dumont et al, 2007 ; Guilbot, 1999). Ces différents groupes peuvent être suivis dans le temps afin de donner une première évaluation de la biodiversité.

Ces différentes espèces d'insectes sont celles que l'on trouve typiquement dans une prairie, qu'elle soit permanente ou temporaire (cultivée en tant que prairie quelques années seulement). Il est possible de regarder l'évolution de la biodiversité en se basant sur un recensement par espèce, par groupe taxinomique, ou bien par fonction, dénombrant ces différentes espèces. (Guilbot, 1999 ; Gillet et al, 2012)

On trouve ainsi dans la littérature des exemples qui permettent d'avoir un ordre d'idée de la diversité des insectes dans les écosystèmes des prairies. L'étude de Michelot-Antalik et al, 2021, entre autres, qui utilise des pièges à insectes de 400m² et dénombre ainsi sur 3 sites de prairies permanentes ou temporaires pas loin de 583 espèces d'insectes différentes, dont 107 espèces de pollinisateurs. Parmi eux, plus de la moitié font partie de la famille des diptères. Par contre, cette méthode de piégeage ne permet d'identifier que les insectes qui fréquentent les plantes à fleurs. Ce nombre déjà élevé est donc largement sous-estimé par rapport aux espèces dont le régime exclut la fréquentation des zones de plantes à fleurs.

Tableau 2 : Populations d'insectes et leurs rôles dans l'écosystème d'une prairie

Catégorie	Fonction dans l'écosystème	Groupes taxinomiques	Exemples d'insectes
Nectarivores	Pollinisateurs (à hauteur de 80% des espèces floristiques cultivées, Guilbot, 1999)	Lépidoptères, hyménoptères, diptères nectarivores	Papillons/Abeilles/Syrphides (Figure 28)
Herbivores	Régule la hauteur des herbes « ravageurs », maillon capital de la chaîne alimentaire	Orthoptères	Sauterelles, criquets (Figure 29)
Détritivores	Elimination des déchets naturels en surface du sol	Coléoptères carnivores, nécrophages ou coprophages, diptères coprophages et larves des diptères floricoles	Carabes (Figure 30) et Silphides/Scarabées/Mouches calliphoridés (Figure 31) ou scatophagidés

Les évolutions récentes de ces populations montrent cependant que l'abondance des insectes de manière générale, et notamment des groupes taxinomiques présents dans les prairies a fortement diminué au cours des dernière décennies. *Guilbot, 1999* faisait déjà le constat il y a vingt ans que 10 à 15% des invertébrés étaient classés en danger. Ainsi, une centaine d'espèces de papillons de jour sur les 380 existantes étaient menacées (comme l'Azuré du Serpolet ou le Cuivré des Marais) dont la moitié fréquentant les milieux herbacés des prairies, avec 7 sous-espèces déjà éteintes en France.

La tendance actuelle montre que l'abondance d'insectes à l'échelle globale diminue de 1 à 2% chaque année (*Wagner et al, 2021*), avec une baisse plus marquée dans les milieux terrestres dont font partie les prairies. *Seibold et al, 2019* rapporte une diminution de 68% de la biomasse des arthropodes en prairies au cours des 19 dernières années. Les insectes, qui sont des piliers de la biodiversité des prairies, sont donc en danger. L'intégration de ce paramètre à la conduite du troupeau, et notamment comment les différents modèles agricoles suivis influencent ce critère, sera détaillé en partie III.



Figure 28 : La Syrphide, un diptère nectarivore



Figure 29 : Le Criquet, un orthoptère herbivore



Figure 30 : Le Carabe, un coléoptère carnivore



Figure 31 : Une mouche calliphoridae, un diptère coprophage

d. Les oiseaux

Les prairies, qu'il s'agisse de fauches ou de permanentes, représentent également une ressource pour de nombreuses espèces d'oiseaux qui interagissent de façons variées au sein de cet écosystème. L'écosystème prairial abrite en effet de nombreuses ressources alimentaires qui se déclinent dans le *Tableau 3* (*Granval, 2000*).

On constate ainsi que l'avifaune fréquentant les prairies est très largement diversifiée, avec de nombreuses espèces distinctes et des rôles trophiques différents (*Tableau 3* non exhaustif). Ces populations d'oiseaux dépendent par ailleurs des autres populations animales et végétales

partageant cet écosystème pour se nourrir. On comprend donc aisément que la mise en péril d'une première population aura des conséquences sur le maintien des autres.

En outre, la prairie est le seul écosystème dans lequel un certain nombre de ces espèces peuvent vivre, tels que le Râle des genêts ou l'Outarde Canepetière. C'est un espace qui regroupe à la fois des ressources alimentaires mais aussi des sites de nidification privilégiés comme pour la Perdrix Grise ou la Caille des blés (*Granval, 2000*).

Tableau 3 : Avifaune des prairies et leur régime alimentaire associé

Catégorie par régime alimentaire principal	Exemples d'espèces
Granivores	Caille des blés, Bruant jaune
Insectivores	Passeraux (Pipit Farlouse, Râle des genêts...), Perdrix grise
Omnivores dont géodrilophages (= se nourrissent de lombrics) et frugivores	Bécasse, Alouette des champs, Grive musicienne, Etourneau sansonnet
Carnivores (exemple de proie : campagnols)	Chouette effraie, Chouette hulotte, Buse variable et Milan Royal, Pie grièche
Herbivores	Outarde canepetière, Pigeon Ramier

Sur toute la France, près d'un tiers des espèces d'oiseaux nicheurs sont menacés à des degrés variables, dont 2% disparus en métropole. Les passereaux, qui regroupent entre autres le Pipit Farlouse et le Râle des genêts ainsi qu'un certain nombre d'autres espèces des prairies, comptent parmi les espèces qui voient leur situation se dégrader le plus rapidement (*UICN, 2016*). L'Outarde canepetière (*Figure 32*), le Milan royal (*Figure 33*), ou encore le Chardonneret élégant sont respectivement classés « en danger » et « vulnérables » et sont tous tributaires de l'entretien des écosystèmes des prairies pour leur survie.

Les oiseaux dépendent de la prairie et inversement. En effet, ils participent, à l'instar des insectes, au cycle de vie des espèces végétales présentes en se nourrissant des graines et les répandant plus loin dans leurs excréments pour les granivores. Les rapaces participent à la régulation des populations de petits herbivores dont certains sont considérés comme nuisible pour le potentiel agricole (campagnol, petits oiseaux, lièvres). D'autres régulent les populations d'insectes et notamment celles des ravageurs herbivores tels que les criquets ou les sauterelles.



Figure 32 : Outarde canepetière. Source : UICN 2016. Crédit photo J.Laignel.



Figure 33 : Milan Royal. Source : UICN, 2016. Crédit photo LPO.

e. Les autres vertébrés présents en surface

Les prairies abritent également d'autres espèces animales, de façon plus ou moins permanente (Tableau 4) Certaines d'entre elles fréquentent en effet d'autres écosystèmes comme les zones forestières mais jouissent du terrain de chasse offert par la biodiversité des prairies, comme c'est le cas pour les carnivores se nourrissant de petits mammifères. Pour les ongulés sauvages, au même titre que les bovins, les prairies représentent une source de cellulose nécessaire à leur cycle de vie de ruminants.

Tableau 4 : Faune vertébrée fréquentant les prairies. Gillet et al, 2012 ; Granval, 2000 et Olf et Ritchiel, 1998.

Catégorie et régime alimentaire	Exemples d'espèces
Petits rongeurs herbivores et géodrilophages	Campagnol, Musaraigne, Lérot
Petits mammifères strictement herbivores	Lièvre d'Europe, Lapin de Garenne
Grands mammifères herbivores sauvages	Ongulés essentiellement : Chevreuil, Cerf élaphe, Daim européen
Omnivores dont carnivores	Renard roux, Sanglier, Belette, Putois, Hermine
Insectivores	Reptiles (Lézard des murailles) Amphibiens (Rainette verte)

Le comptage de ces animaux se fait plus aisément que dans le cas des insectes et des oiseaux, car ils sont moins nombreux et sont identifiables tant directement (visuellement ou par piégeage) qu'indirectement grâce à leurs excréments ou les traces de leur passage (empreintes, coulées...).

Ils remplissent chacun des rôles trophiques dans cet écosystème en permettant de réguler les populations dont ils se nourrissent, et en servant de ressource alimentaire aux espèces plus haut placées dans la chaîne alimentaire. Le campagnol qui est largement représenté dans les prairies (Gillet et al, 2012) est notamment une proie prisée des carnivores de la prairie, qu'ils s'agissent de rapaces (Chouettes et Buses) ou de mammifères (Renard roux, Belette) (Figure 34) et leur propagation au-delà des limites de l'écosystème est empêchée (Gillet et al, 2012). Les ongulés sauvages ainsi que les mammifères omnivores qui intègrent certains fruits à leur régime permettent de disperser les graines et ainsi les exporter ou en importer de nouvelles. Les populations herbivores régulent ainsi la croissance des plantes compétitrices et limitent les dominances de certaines espèces végétales sur d'autres (Olf et Ritchie, 1998).

En outre, les prairies en France représentent également une niche écologique de certaines espèces de mammifères menacées, comme c'est le cas pour le Grand Hamster d'Alsace (Figure 35) (Losinger et al, 2006). Dans ce contexte, préserver l'écosystème des prairies est d'autant plus important. Les services écosystémiques rendus par l'élevage de vaches allaitantes concernant ces phénomènes seront évoqués en partie III.



Figure 34 : Renard roux chassant des Campagnols. Crédit photo : F.Cahez



Figure 35 : Le Grand Hamster d'Alsace

f. Les micro-organismes et invertébrés du sol

Le sol des prairies présente une biodiversité à la hauteur de celle en surface, et même supérieure. Le sol est en effet l'une des plus grandes ressources en biodiversité et abrite en moyenne près d'un quart des taxons présents sur Terre (Jeffery et al, 2010). Il y existe donc une très grande variété d'organismes vivants qui participent à son écosystème.

Le sol est à la fois une source de nombreux nutriments nécessaire à la croissance des espèces végétales (phosphore, potassium, azote, carbone), et le site d'un recyclage de matière organique déposée par les différents organismes de la surface (Lavelle, 2001). Les organismes participant à ces phénomènes appartiennent à différentes catégories, qui peuvent être segmentées par la taille de leurs représentants (Figure 36).

En effet, le sol est structuré par des pores qui vont varier en taille selon la nature du sol et des traitements appliqués (cf. partie II.C), aussi classifier ces organismes par taille est pertinent. Une partie des organismes du sol est constituée par les portions enterrées de la flore supérieure (racines, rhizomes, tubercules...), et constitue avec les autres êtres-vivants en association la rhizosphère. Les organismes du sol sont essentiellement présents sur les 20 premiers centimètres de profondeur (Vincent, 2018).

Parmi ces êtres vivants, deux catégories en particulier possèdent les outils enzymatiques nécessaires à la plus grande partie des processus biochimiques du sol. Ils sont également majoritaires et les organismes de la plus petite échelle ; il s'agit des bactéries et des champignons.

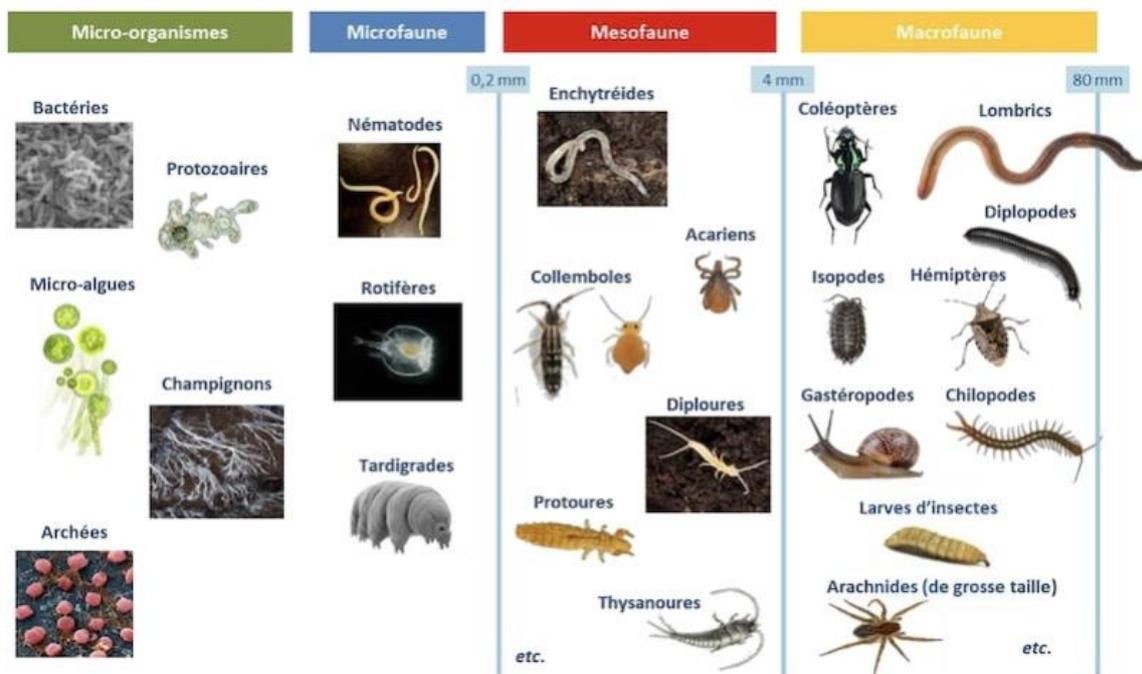


Figure 36 : Catégories des organismes vivants dans le sol d'une prairie. Vincent, 2018.

- **Les bactéries**

Les bactéries sont les plus petits de ces organismes, et sont également les plus nombreux et les plus diversifiés. Les populations peuvent en effet atteindre 10^9 bactéries par gramme de sol, pour une diversité spécifique allant jusqu'à 10^4 , avec des représentants des ordres *Proteobacterio*, *Acidobacteria* et *Actinobacteria* essentiellement (Roesch et al, 2007 ; Janssen, 2006).

Elles sont à la base de nombreux phénomènes ayant cours au niveau du sol puisque leur diversité spécifique apporte une très large gamme d'enzymes. On trouve ainsi des bactéries nitrifiantes et dénitrifiantes (cf. partie II.A.d.), des bactéries sulfato-réductrices, oxydo-réductrices... Ces fonctions exercent une influence sur la circulation du phosphore (phosphatase alcaline), de l'azote, du soufre ou encore des sulfates dans l'écosystème (Vincent, 2018)

Elles sont ainsi à l'origine du recyclage des nutriments et des polluants, de la formation de symbioses avec les végétaux et les autres organismes, et entraînent des restructurations des sols du fait de leurs interactions avec la rhizosphère.

- **Les champignons**

A cette même échelle, les champignons remplissent également un rôle capital dans le recyclage et la production d'éléments nécessaires au reste de cet écosystème. Ils comptent les champignons unicellulaires appelés levures, et les champignons pluricellulaires, appelés hyphes, qui forment des ramifications. Ces ramifications participent grandement à la structuration du sol puisqu'elles sont extrêmement nombreuses. Elles le sont d'autant plus dans les sols des prairies, où les *ascomycètes* sont le groupe taxonomique le plus

largement représenté devant les *basidiomycetes*, *mucoromycètes*, *gloméromycètes* et *chytridiomycètes* (Vincent, 2018). Les champignons sont aussi classés en fonction de leur intégration trophique à l'écosystème.

On trouve parmi eux des saprophytes, à une proportion moyenne de 44%, qui se nourrissent de matière organique morte et sont responsables de son recyclage. Les champignons mycorhiziens sont quant à eux au cœur des phénomènes de symbioses végétales (au niveau des racines principalement) et permettent aux plantes d'extraire les nutriments du sol (comme le phosphore) en échange de sucres et de vitamines. Il y a également les endophytes, qui intègrent des systèmes racinaires, afin de bénéficier des sucres et des vitamines, mais de façon asymptomatique et ne peuvent donc être à l'origine de symbioses. Enfin, les champignons pathogènes ont des effets négatifs sur les espèces qu'ils ciblent (animaux, plantes, autres champignons) (Vincent, 2018).

Aux échelles supérieures, on peut observer les divers représentants de la faune du sol selon leur taille : la microfaune, la mésofaune, et la macrofaune. Ces deux dernières rassemblent les êtres vivants que l'on peut distinguer d'un premier coup d'œil en retournant le sol. La *Figure 36* fait état d'une liste d'exemples non exhaustifs de ces représentants.

- **La microfaune**

Elle englobe les êtres vivants que l'on ne peut distinguer à l'œil nu (taille inférieure à 200µm), compte une variété d'ordres taxonomiques dont les principaux représentants sont les protozoaires et les nématodes. Ils comportent notamment les prédateurs des bactéries et des champignons, mais aussi des omnivores ainsi que des phytoparasites. La microfaune repose sur les capacités du sol à former des capillaires, c'est-à-dire des sillons de très petite taille dans lesquels l'eau s'infiltré et circule (Vincent, 2018).

- **La mésofaune**

Elle est essentiellement représentée par les collemboles et les acariens. Les premières jouent un rôle capital dans la décomposition de matière organique et de champignons, et permettent également une fragmentation importante de la litière. On peut en trouver jusqu'à 10⁵ individus au m², et les acariens sont dans des proportions similaires. Ces derniers remplissent aussi un rôle de fragmentation de la matière organique, ainsi que celui de régulateur et disséminateur des flores bactériennes et fongiques (Vincent, 2018).

- **La macrofaune**

Elle abrite notamment les lombrics, les larves d'insectes tels que les hyménoptères, les diptères et les coléoptères, ou encore les araignées ou les myriapodes. On distingue ces groupes d'individus par leur rôle trophique (*Tableau 5*) (Vincent, 2018).

Il est bon de préciser que la dernière catégorie, les ingénieurs du sol, regroupe des espèces déjà présentées avant. La classification ne se base pas sur le mode d'alimentation mais sur le rôle fonctionnel à l'échelle du sol.

En outre la faune lombricienne est la plus abondante dans les sols de prairies, on en trouve jusqu'à 5 tonnes par hectares (ha). Ils participent également au fonctionnement des autres sphères de la biodiversité de l'écosystème prairial. Ils attirent en effet les géodrilophages,

particulièrement présents dans l'avifaune, qui recherchent d'autant plus les milieux herbacés pâturés et très ras dans lesquels les lombrics pullulent (*Granval, 2000*).

Tableau 5 : Catégories et rôles trophique de la macrofaune du sol. D'après Vincent, 2018.

Catégorie	Rôle trophique	Groupes d'espèces associés
Prédateurs	Régulation des populations	Coléoptères carnivores, Araignées, Chilopodes (myriapodes carnivores)
Géophages (se nourrissent de la terre)	Recyclage de matière organique et formation de galeries	Lombrics
Phytophages	Régulation des végétaux vivants	Gastéropodes, Fourmis, Hémiptères, certains Coléoptères
Décomposeurs	Recyclage de matière organique	Lombrics, diplopodes, certains Coléoptères, larves de Diptères
Ingénieurs du sol	Formation de galeries horizontales et verticales au sein du sol, modification de la porosité	Lombrics, Fourmis

Le sol est donc un élément capital à prendre en compte pour considérer la biodiversité, dans le cas des sols cultivés et d'autant plus dans les prairies et notamment les prairies pâturées. Les éléments qui influencent cette diversité seront abordés plus loin.

Evaluer cette biodiversité peut être fait en dénombrant les différentes populations et surtout celles jouant un rôle capital dans cet écosystème (collemboles, acariens, lombrics, nématodes...) mais également en calculant la biomasse microbienne (*Cluzeau et al, 2009*). Ces paramètres permettent d'obtenir des références relatives que l'on peut comparer d'un système d'exploitation à un autre.

g. La diversité floristique des prairies

Les prairies présentent une grande diversité floristique pour un espace relativement réduit si l'on compare à d'autres écosystèmes très riches, comme la forêt tropicale. L'étude de *Wilson et al, 2012* montre ainsi que les prairies tempérées peuvent posséder une richesse spécifique plus élevée au m² que les forêts tropicales. Bien que les prairies les plus riches soient celles de l'Europe de l'Est, les prairies de l'Ouest présentent les caractéristiques pour atteindre ces mêmes niveaux.

Il est d'ailleurs important de noter qu'en raison des nombreux modes de reproduction, et notamment la multiplication végétative (stolons, rhizomes...), l'abondance des espèces végétales dénombrées est déterminée grâce à leur biomasse ou leur recouvrement (*Gillet et al, 2012*).

La richesse génétique au sein d'une même espèce est en outre capitale afin de permettre des adaptations aux changements de conditions du milieu et assurer une pérennité de reproduction. Cette diversité génétique intraspécifique est par ailleurs généralement

positivement corrélée à la richesse spécifique des communautés végétales de l'écosystème (Roscher *et al*, 2008). Plus il y a d'espèces dans l'écosystème prairial, plus les espèces au sein de cet écosystème seront diversifiées sur le plan génétique. Cette diversité génétique permet donc une régulation de la biomasse des populations, jusqu'à un équilibre, dans les habitats hétérogènes (et donc avec une forte richesse spécifique) (Roscher *et al*, 2008).

Dans le cas des prairies, l'abondance relative des espèces est un paramètre clé. Si les prairies offrent une richesse spécifique potentiellement très élevée, et notamment les prairies pâturées (Wilson *et al*, 2012), les prairies de fauche et de pâtures sont, elles, dominées par la biomasse des espèces caractéristiques. L'étude de Gillet *et al*, 2012 explique ainsi que sur plus de 3407 relevés floristiques en prairies de Franche-Comté, la richesse spécifique révèle pas loin de 1068 espèces, parmi lesquelles seules 12% sont caractéristiques des prairies de fauche et de pâturages productifs. Ces dernières représentent pourtant 61% du recouvrement moyen, et dominant essentiellement sur la biomasse aérienne. Ces disparités entre espèces caractéristiques et espèces variables ou « diverses » expliquent que les prairies d'une même région topologique peuvent présenter des espèces différentes de l'une à l'autre. Ces 1068 espèces ne représentent effectivement pas le nombre moyen d'espèces par parcelle mais bien le nombre total d'espèces sur un secteur donné comptant de nombreuses prairies. Le nombre d'espèces rapportées par parcelle peut ainsi varier de 3 à 92, avec 31 de moyenne (Gillet *et al*, 2012)



Figure 37 : Exemples de graminées visibles en prairies. D'après Natagora, 2017.



Figure 38 : Exemples de Dicotylées, ou plantes "diverses". Natagora, 2017.

La classification de Baumont *et al*, 2011 propose par ailleurs de distinguer les prairies permanentes en fonction de plusieurs critères, et présente pour chaque type les espèces caractéristiques et les plantes « diverses » qui peuvent changer d'une parcelle à l'autre. Ces critères rappellent en partie les classifications des exploitations exposées en partie I concernant les zones naturelles (Figure 1) et les OTEX. Ils s'appuient en effet sur la localisation et la gamme d'altitude (1), le sol et le régime hydrique (2), l'importance des légumineuses et diverses (en proportion, 3), le mode d'exploitation dominant (pâture ou fauche, intensité et chargement en animaux, 4), et enfin sur le niveau de fertilisation (5).

Cette classification distingue les plantes que l'on retrouve en prairies permanentes en trois catégories. Les graminées constituent la base des plantes fourragères nécessaires à l'apport en fibres des bovins, ce sont les espèces regroupées sous le terme « d'herbe » (Figure 37). Les légumineuses sont pour leur part riches en matière azotée, tandis que les « diverses » sont généralement les plantes à fleurs, comme les dicotylées (Figure 38), et ont des valeurs alimentaires relativement limitées pour les bovins. Les espèces répertoriées deviennent ainsi indicatrices des caractéristiques du milieu. Les espèces jugées caractéristiques du milieu sont donc à considérer en fonction du contexte de l'exploitation, mais l'on peut donner certains exemples, tous issus de *Baumont et al, 2011* (Figures 39 à 41).

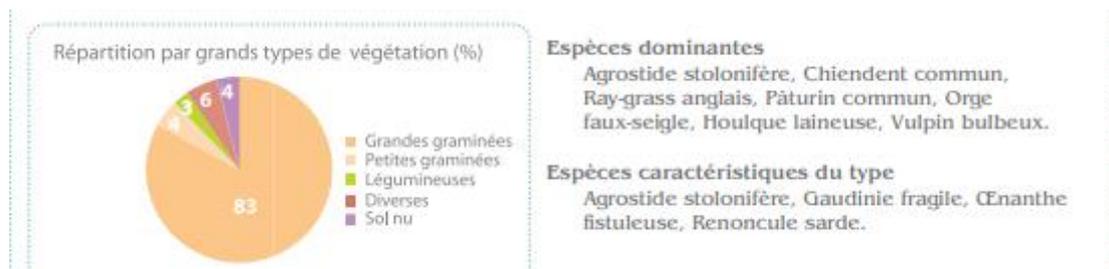


Figure 39 : Proportions et espèces végétales en prairies atlantiques très humides peu fertilisées



Figure 40 : Proportions et espèces végétales en prairies de l'ouest pâturées fertilisées et faiblement chargées

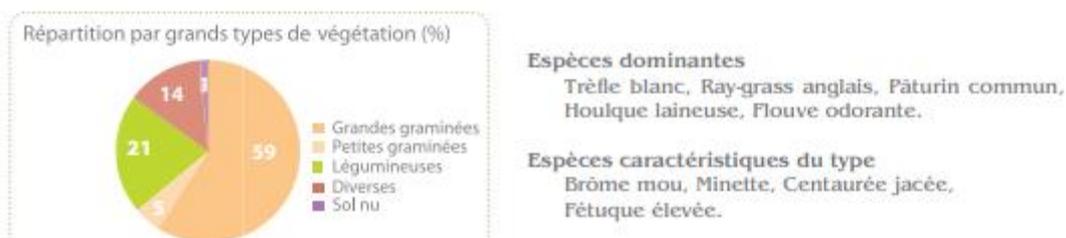


Figure 41 : Proportions et espèces végétales en prairies des plaines et collines peu fertilisées

Les trois exemples ci-dessus illustrent des milieux de typologie d'exploitation bien distinctes, qu'il s'agisse de l'OTEX ou de la zone naturelle, et sont donc classés comme 3 types de prairies différentes (respectivement « PL1 », « PO2 », « PSC6 » dans l'étude de *Baumont et al, 2011*). On constate effectivement que les graminées dominent largement la biomasse aérienne (*Gillet et al, 2012*), mais en proportion variable selon type de prairie. Ce sont d'ailleurs souvent ces graminées qui sont caractéristiques de la typologie de la prairie (Figures 39 et 40). Les espèces de graminées peuvent être très nombreuses (Figure 39 : Agrostide stolonifère, chiendent commun, Ray-grass anglais...) et influencent positivement la

richesse spécifique (sans que toutefois les autres catégories de la flore ne soient en reste, l'abondance étant distincte de la richesse spécifique).

La biodiversité à l'échelle de la prairie est donc dépendante de divers facteurs liés à la conduite d'élevage, comme la fertilisation, le chargement en animaux ou encore les OTEX. La prise en compte de l'influence de l'élevage sur cette richesse spécifique pour le choix du modèle d'élevage sera détaillée en partie III.

Ces indicateurs directs de la biodiversité peuvent être complétés par des données indirects, que l'on retrouve dans la surface toujours en herbe et dans le chargement en animaux.

2. La surface toujours en herbe

La surface toujours en herbe (STH) représente la portion de la Surface Agricole Utile (SAU) qui est constituée par les prairies permanentes, où le sol n'est jamais laissé nu. Il s'agit plus spécifiquement des surfaces couvertes en herbes naturelles ou semées depuis plus de 5 ans. Les prairies temporaires qui sont semées à une fréquence plus élevée appartiennent, elles, à la surface en herbe de la SAU.

Au regard des niches de biodiversité pour de nombreux groupes d'espèces qui ont été exposées ci-avant, la STH rapportée à la SAU de l'exploitation peut-être un indice de la biodiversité relativement facile d'accès. Bien qu'on ne recense pas toutes les espèces qui y figurent, c'est un indice fruste que l'on peut utiliser en complément d'autres données.

C'est un indice qui est particulièrement adapté aux élevages bovins allaitants, puisque la croissance des veaux, qui naissent généralement à l'hiver ou en début de printemps, est valorisée par l'alimentation d'herbes sur prairies. Contrairement aux systèmes d'engraissement de veaux laitiers, les veaux comme les mères allaitants passent une bonne partie de l'année sur les prairies de l'exploitation. Les graphiques d'alimentation présentés en partie I l'illustre d'ailleurs bien ; quel que soit le mode d'élevage, et même en systèmes hors-sols, l'herbe constitue toujours la part majoritaire de leur alimentation (*Devun et Guinot, 2012*).

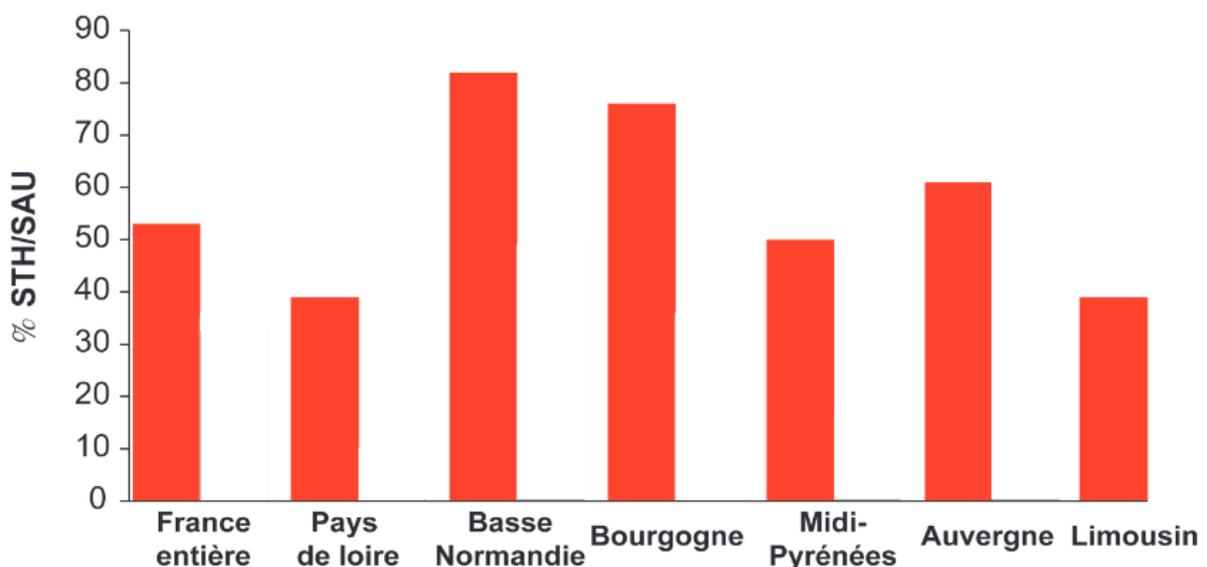


Figure 42 : Indice de STH dans différentes régions d'élevages bovins allaitants. Doreau, Farruggia et Veyssset, 2017.

Ainsi les élevages bovins allaitants ont des indices de STH qui sont élevés à très élevés. En France particulièrement, une exploitation sur cinq avec plus de 20 vaches allaitantes est exclusivement herbagère, avec la SAU qui ne contient que la STH. Au niveau national, cette STH représente en moyenne plus de la moitié de la SAU (*Figure 42, Doreau, Farruggia et Veysset, 2017*), et peut varier de façon plus ou moins importante d'une région à l'autre. Les valeurs, comprises entre 39 et 86%, laissent à supposer des distinctions conséquentes concernant la gestion de la biodiversité.

La STH joue un rôle non seulement dans la conservation de la biodiversité mais également dans la conservation d'un paysage hétérogène. Cette notion est bénéfique pour deux raisons : certaines espèces s'épanouissent mieux dans des territoires où le paysage est hétérogène et où, notamment, les zones de grandes cultures sont entrecoupées de zones de prairies herbagères (*Duflot, 2013 ; Doreau, Farruggia et Veysset, 2017*). L'hétérogénéité du paysage a en outre un autre avantage plus sociétal et géographique qui consiste à conserver un paysage varié non monotone (*Peyraud et al, 2012 ; Doreau, Farruggia et Veysset, 2017*).

Toutefois c'est un indice qui a fortement diminué au cours des 50 dernières années (*Figure 43*). Elle a atteint jusqu'à 30% de sa valeur initiale, soit une perte de 4 millions d'hectares (ha) de prairies, au profit de cultures et de forêt. Cette diminution est un indicateur indirect de la baisse de la biodiversité observée en parallèle. Cette diminution s'est cependant stabilisée depuis 2003, et les prairies en France recouvrent aujourd'hui 10 millions d'hectares (ha), soit près d'un tiers de la SAU au niveau national (*Peyraud et al, 2012 ; Baumont et al, 2011*).

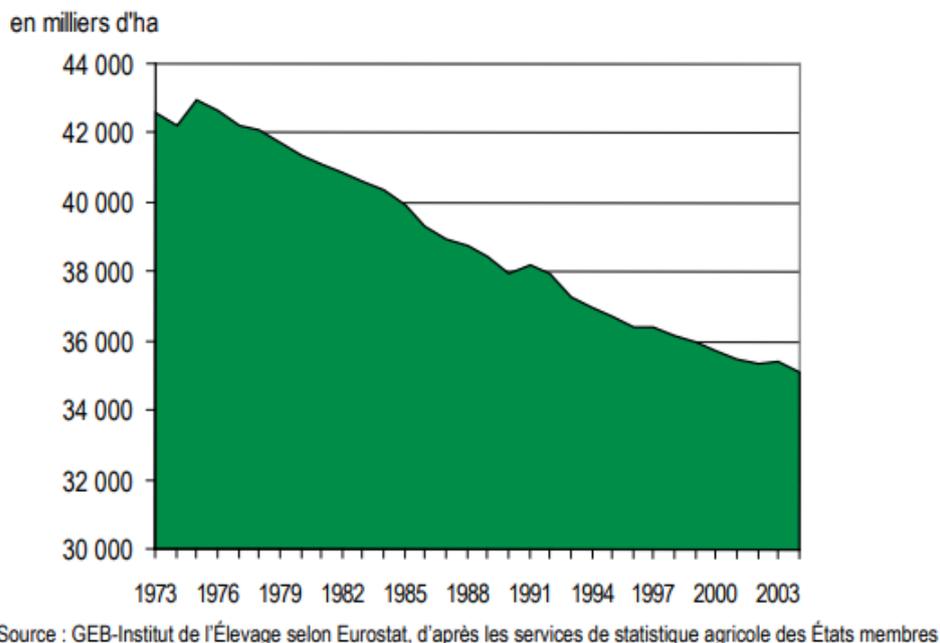


Figure 43 : Evolution de la STH dans les pays de l'Europe des 9 depuis les années 70. Baumont et al, 2011.

3. Le chargement en animaux

Le chargement en animaux est un autre indicateur grossier de la biodiversité à l'échelle d'une exploitation. Il permet tout d'abord d'avoir une idée de la situation de l'exploitation sur le spectre entre modèle intensif et extensif, car il correspond au nombre d'animaux par hectare de parcelle ; son unité est l'UGB/ha Surface Fourragère Principale (SFP). Ce rapport s'intéresse généralement à l'utilisation qui est faite des prairies, permanentes (STH) ou non,

car elles sont directement utilisées par les bovins. Une prairie peut donc s'inscrire dans un modèle intensif si le chargement en animaux sur la parcelle est élevé.

Le lien entre chargement et biodiversité est avéré. En effet, le chargement est inversement corrélé à la diversité des plantes d'une parcelle (*Doreau, Farruggia et Veysset, 2017*). L'étude de *Farruggia et al, 2006* a comparé dans le département du Cantal sous des conditions identiques (altitude, environnement pédoclimatique et paysager) la richesse spécifique végétale des parcelles, avec en résultat que le nombre d'espèces diminuait à mesure que le chargement augmentait.

L'intensification, et donc l'augmentation du chargement, est également souvent associée à une homogénéisation du couvert végétal permettant de sélectionner les espèces afin d'obtenir le meilleur rendement à l'hectare (*Farruggia et al, 2006*). Ceci conduit à une baisse de la richesse spécifique de la parcelle, et a des conséquences néfastes sur la biodiversité (faune et flore) en raison de la spécialisation des espèces présentes, avec une variabilité spatiale faible.

Cette étude s'est faite sur une échelle de chargement se situant entre 0,7 et 1,2 UGB/ha, et permet toutefois de mettre en évidence que cette relation n'est pas linéaire. La richesse spécifique tient une part importante, mais la composition fonctionnelle est également considérée. L'optimum est ainsi atteint pour l'exploitation de chargement intermédiaire. Ceci laisse entendre que si ce critère est intéressant et bien corrélé, d'autres paramètres sont à prendre en compte dans l'évaluation fonctionnelle de la biodiversité à l'échelle de l'exploitation. L'articulation de ces différents paramètres sera exposée plus rigoureusement en partie III.

Cette étude fait écho dans sa conclusion à celle de *Dengler et al, 2014*, qui déduit que les effets environnementaux positifs des prairies comme mode d'occupation du sol sont à mettre en parallèle des modalités de conduite de ces prairies. La fauche, l'intensité du pâturage, l'usage de fertilisants entre autres sont à considérer pour avoir une idée intégrative de la gestion de la prairie d'un point de vue de la biodiversité.

La prairie demeure un espace à fort potentiel concernant les services écosystémiques, mais qui est menacé. C'est là que rentre en compte le choix du modèle agricole parmi les nombreux existants. Cette question sera approfondie plus loin en partie III.

ii. La biodiversité des cultures annuelles non-herbagères

Après avoir étudié la richesse de la biodiversité du biotope de la prairie, nous allons développer la même étude pour le biotope des cultures non herbagères.

Si le régime alimentaire d'une vache est majoritairement constitué d'herbes, une part située entre 10 et 20% correspond toutefois à des cultures annuelles non-herbagères (cf. partie I), dont la biodiversité ne repose pas nécessairement sur les mêmes critères. En outre, le niveau d'autonomie de production pour l'aliment destiné aux bovins allaitants est très élevé sur le territoire français et justifie d'intégrer ce concept de cultures annuelles dans l'analyse de la biodiversité (*Devun et Guinot, 2012*).

Parmi les fourrages annuels, le maïs ensilage est en tête de liste, avec une part dans l'alimentation comprise entre 5 et 15% (*Figures 2 à 8*). On trouve également une variété de familles de plantes, comme la betterave fourragère (Amarantacée), des oléagineux comme le

colza, des brassicacées comme le navet ou le chou, des légumineuses comme le soja ou encore des céréales comme le sorgho et dont le maïs fait partie.

Certaines de ces espèces peuvent être également utilisées en pâtures, mais servent en général à fournir un appoint en fourrages lorsque les prairies de pâturage sont insuffisantes, et sont cultivées sur le modèle de champs de culture unique type « open field » (Figure 44). En tant que fourrages, ils fournissent pour certains un apport en cellulose nécessaire à la rumination, ou permettent de compléter les besoins énergétiques du bovin, en apportant par exemple plus d'énergie sur des petits volumes d'aliments dans le cas des céréales, et également plus de matière azotée.



Figure 44 : Culture de Colza représentative du modèle "open field". Crédit photo Louis Chevrier.

Une très petite part de l'alimentation des bovins repose sur les concentrés, qui, sur un très faible volume ingéré, apportent beaucoup d'énergie et de matière azotée. Les concentrés sont une forme transformée de cultures à forte valeur nutritionnelle, comme celles citées précédemment, que l'on trouve souvent sous la forme de tourteaux (Figure 45). Ils restent très minoritaires en élevages bovins allaitants (Figures 2 à 8) en raison de la demande énergétique plus faible qu'en élevage laitier. Une vache allaitante correspond effectivement à environ 0,8 UGB en termes de besoins énergétiques, alors qu'une vache laitière fixe la norme à 1 UGB.



Tourteau de tournesol :

Composition chimique moyenne (en % du produit brut) :

- Matière sèche = 88%
- Matière Azotée Totale = 29%
- Lipides = 1,2%
- Cellulose brute = 25%
- Cendres = 6,7%

Figure 45 : Exemple de tourteau (tournesol) et sa composition chimique. U.E. Nutrition animale et bromatologie 2017.

Les indicateurs de biodiversité dans ce type de culture sont donc différents de ceux que l'on utilise en prairies. L'homogénéité du couvert végétal étant extrême avec une espèce très majoritaire et éventuellement quelques espèces d'herbes considérées comme adventices, on peut s'attendre à avoir une biodiversité faible. Un espace « open-field » de monoculture sur plusieurs hectares constitue une perte relative de la biodiversité, comparée à des forêts ou des prairies (Rudel et al, 2009).

La biodiversité du sol est la première à souffrir de ce type d'usage du terrain agricole. Dans la Figure 46, la totalité des populations vivantes du sol bénéficient d'avantage des conditions d'un sol prairial comparé aux espaces de monocultures (Cluzeau et al, 2012). L'étude de Sarthou et al, 2013 amène une conclusion similaire, à la différence de la faune lombricienne qui profite plutôt des sols mono-cultivés.

Cette baisse d'abondance s'applique également aux autres espèces vivantes participant à la biodiversité : en effet, sans une diversité suffisante de plantes à fleurs, ce sont les populations d'insectes qui diminuent, et réciproquement celles de leurs prédateurs (oiseaux) et les prédateurs de ces derniers. C'est donc l'intégralité de la chaîne alimentaire d'un milieu qui est affectée, par le remplacement des habitats naturels (Goldringer et Papy, 2011).

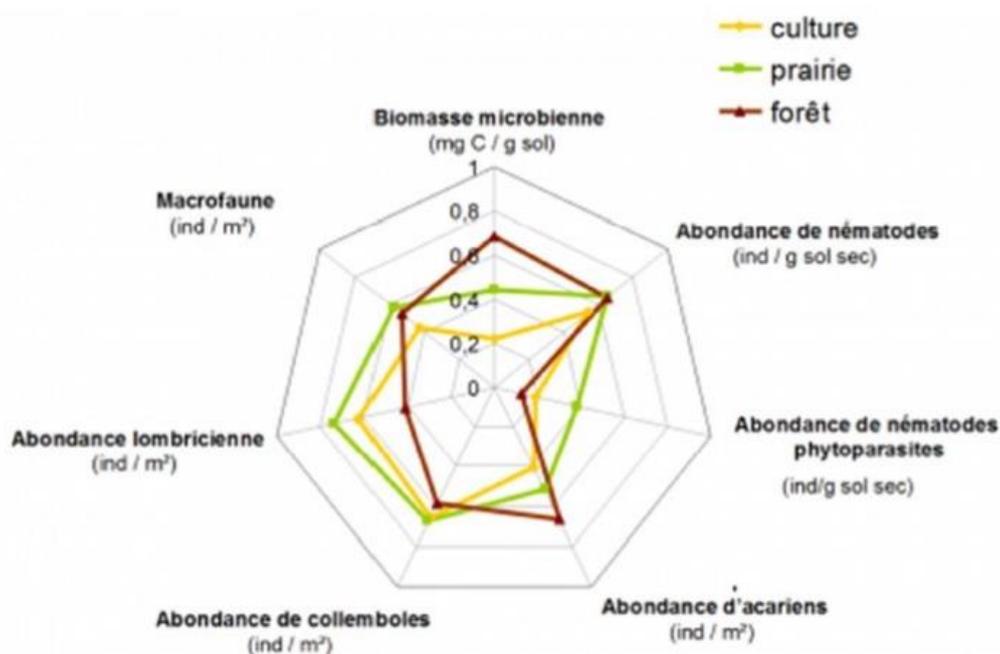


Figure 46 : Mesure des indicateurs biologiques des sols selon leur usage. Cluzeau et al, 2012.

Ces espaces pauvres en biodiversité représentent en outre une part importante de la surface fourragère, parfois plus de la moitié de la SAU (Figure 47). Sur cette figure n'est représentée que la surface fourragère, elle exclut donc la part des surfaces céréalières utilisées comme concentrés. Elle permet toutefois de mettre en évidence que le maïs par exemple, ainsi que les autres cultures fourragères qui ne sont pas cultivées en prairies (et font donc partie des monocultures de l'élevage), représentent encore aujourd'hui plus de 40% de la SAU en moyenne. Il est donc bon de porter un regard sur la biodiversité de ces cultures, qui représentent des espaces conséquents à l'échelle de l'exploitation.

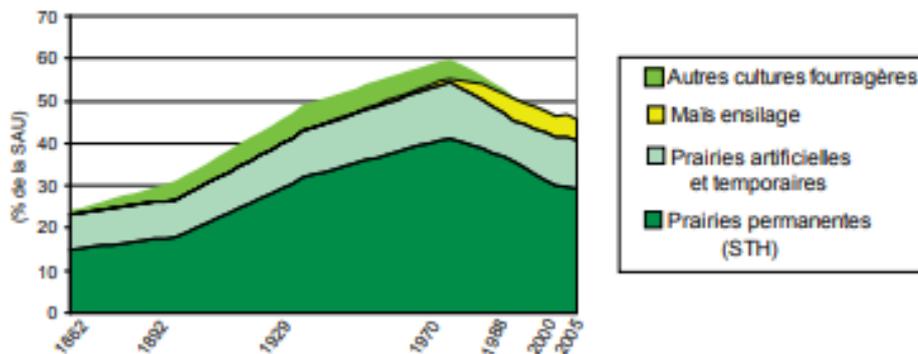


Figure 47 : Evolution des surfaces fourragères en % de la SAU. Baumont et al, 2011.

Au-delà de la richesse spécifique, c'est également la diversité phylogénétique des monocultures qui a largement diminué au cours des années d'intensification de l'agriculture. La sélection des espèces permettant les meilleurs rendements s'est concentrée sur un petit nombre, et il en va de même concernant les variétés (*Goldringer et Papy, 2011*). L'homogénéité génétique des espèces, basées sur des hybrides, des lignées pures ainsi que des clones, a permis d'atteindre des niveaux de performance plus élevés au détriment de la biodiversité intraspécifique.

iii. Lien entre la biodiversité du cheptel allaitant et la biodiversité globale de l'exploitation

Dans le cadre de cette thèse, la notion de biodiversité au sein du cheptel allaitant ne s'intéresse pas uniquement à la diversité de races au sein de l'espèce sur l'échelle du territoire. Afin de comprendre les services écosystémiques rendus par l'élevage de bovins allaitants, notamment sur la question de la biodiversité, on cherche surtout à déterminer si cette diversité de races permet un renfort de la biodiversité globale.

Le territoire français répertorie aujourd'hui 61 races de bovins allaitants (*Doreau, Farruggia et Veysset, 2017*), comprenant des races largement répandues comme les limousines (environ 1,1 millions de têtes, *Recensement général agricole : RGA*), les charolaises (1,6 millions de têtes, *RGA*), ou les blondes d'Aquitaine (environ 570 000 têtes, *RGA*). Certaines races sont plus rares et rustiques, comme la Gasconne des Pyrénées avec 25 000 têtes (*RGA*) ou la Corse avec environ 28 000 têtes (*RGA*). D'autres rentrent également dans des programmes de préservation (*Phocas et al, 2017*), c'est le cas de la race Bazadaise qui bénéficie d'un programme de relance (*Arrêté du 24/10/2014 NOR : AGRT1422380A*).

Les modèles d'élevage permettant la conservation des races rustiques s'inscrivent souvent dans des régimes extensifs en raison des caractéristiques de la race et peuvent, de ce fait, amener une influence positive sur la biodiversité, notamment en prairies. C'est le cas de la race Gasconne des Pyrénées qui est prisée pour ses aptitudes concernant la transhumance jusque dans les alpages, et pour laquelle 60% de l'effectif français part en estives (*Réseau d'élevage 2018*). Ceci est cependant lié au modèle agricole suivi (régime extensif), et donc au chargement, plutôt qu'au choix de la race (*Dumont et al, 2007 ; Zhao et al, 2018 ; Guilbot, 1999*). Le modèle d'agriculture et le régime alimentaire associés ont donc peu d'influence sur la biodiversité du cheptel. La réflexion inverse n'est pas justifiée non plus, puisque la race n'a pas toujours d'impact sur le choix des modèles agricoles et alimentaires suivis.



Figure 48 : Vache allaitante de race Limousine.



Figure 49 : Vache allaitante de race Gasconne des Pyrénées.

En outre, la diversité de races en elle-même n'amène pas une plus grande biodiversité globale à l'échelle de l'exploitation. Bien que les exploitations permettent, pour certaines, de conserver des races qui autrement seraient en passe de disparaître, la plupart d'entre elles se limitent à une ou deux races au sein de leur cheptel, le renouvellement se faisant majoritairement en interne par les mères chez les naisseurs (*ministère de l'Agriculture*). La diversité raciale reste donc limitée.

Ce tableau à l'échelle nationale rend cependant compte d'une biodiversité phénotypique à l'échelle de l'espèce sur le territoire français qui est conservée dans une certaine mesure. L'importance majeure de certaines races (Charolaises et Limousines en tête de liste) sur le cheptel français limite en effet la diversité génétique des vaches allaitantes en France (*Verzat et Schaeffer*). En outre les élevages pratiquant l'insémination artificielle se reposent sur des animaux issus d'un même programme de sélection, réduisant le pool génétique en amont (*Phocas et al, 2017*). Ceux utilisant la monte naturelle disposent quant à eux d'un petit nombre de taureaux pour la totalité du troupeau femelle, limitant ainsi la diversité génétique côté pères.

Cette biodiversité génétique peut être mise en lien avec la biodiversité des parcelles de l'exploitation, particulièrement pour les populations cultivées. En effet, La préservation des races rustiques permet de conserver une diversité génétique importante utile à l'adaptation aux contraintes locales. Ainsi certaines races dites rustiques seront plus respectueuses de la biodiversité grâce à leur capacité à mieux valoriser les fourrages et les ressources alimentaires locales. Elles se prêtent donc bien à la conservation d'une richesse spécifique élevée des fourrages locaux, plutôt qu'à une espèce unique ubiquiste (*Phocas et al, 2017*).

La biodiversité génétique permet également de faire apparaître des génotypes qui ont un bénéfice plus large dans les principes de l'Agro-Ecologie (AE). Ainsi, on peut développer cette diversité génétique afin de faire apparaître des animaux avec un indice de consommation plus faible et les sélectionner sur ce critère dans le but d'avoir de meilleurs rendements alimentaires (*Phocas et al, 2017*).

La biodiversité à l'échelle de la génétique du cheptel bovin allaitant pourrait donc avoir un impact sur la biodiversité des écosystèmes, et on observe un lien étroit avec le modèle agricole et le régime alimentaire dans certaines conditions.

La biodiversité est ainsi influencée par les cultures et les modèles agricoles propres à chaque élevage. Ces modifications de richesses et d'abondance spécifiques peuvent être la conséquence directe des espèces végétales cultivées, mais aussi des choix de gestion de ces

cultures. Il était donc important de définir le chargement animal et la STH qui relèvent de la gestion de ces cultures.

b. Les produits phytosanitaires et leur impact sur la biodiversité

La modalité de gestion qui impacte le plus fortement la biodiversité concerne cependant les produits phytosanitaires. Leur usage et leur influence sont décrits ci-après.

La gestion des cultures importées (concentrés essentiellement) s'inscrit dans le même système agricole que l'élevage, afin de respecter son cahier des charges (AB, AE...). L'usage des produits phytosanitaires sur l'alimentation des bovins, tant dans les prairies que dans les cultures, n'est pas le même suivant ce modèle agricole. Il est donc pertinent de définir quels sont ces produits et dans quelles conditions ils sont utilisés, ainsi que leurs conséquences à l'échelle de la biodiversité, leur but premier étant de limiter la croissance de certaines espèces végétales ou animales.

La définition de ce que sont les produits phytosanitaires (ou phytopharmaceutiques) et leur rôle encadré sont donnés par l'article L253-1 du *Code rural et de la pêche maritime*. Ils sont ainsi décrits comme « des préparations contenant une ou plusieurs substances actives et produits composés en tout ou partie d'organismes génétiquement modifiés présentés sous la forme dans laquelle ils sont livrés à l'utilisateur final et destinés à :

- Protéger les végétaux ou produits végétaux contre tous les organismes nuisibles ou à prévenir leur action ;
- Exercer une action sur les processus vitaux des végétaux, dans la mesure où il ne s'agit pas de substances nutritives ;
- Assurer la conservation des produits végétaux, à l'exception des substances et produits faisant l'objet d'une réglementation communautaire particulière relative aux agents conservateurs ;
- Détruire les végétaux indésirables ;
- Détruire des parties de végétaux, freiner ou prévenir une croissance indésirable des végétaux. »

Ces produits sont donc de natures diverses et se rassemblent dans leur vocation à préserver les végétaux des maladies, de l'action nocive d'adventices, des ravageurs, ou de tout autre organisme. Ils permettent de maximiser le développement de la plante, grâce à une action directe sur la plante ou, indirectement, sur son environnement.

Il est important de distinguer les pesticides des produits phytosanitaires (*Figure 50*). Le terme de pesticides est en effet vernaculaire, imprécis, et regroupe également des produits ayant une dimension hygiénique plus large mais qui ne portent pas sur les cultures ; les biocides. Les pesticides sont régulés à l'échelle européenne par la directive 2009/128/CE, les biocides répondent à la directive 98/8/CE, et les produits phytosanitaires à la directive 1107/2009.

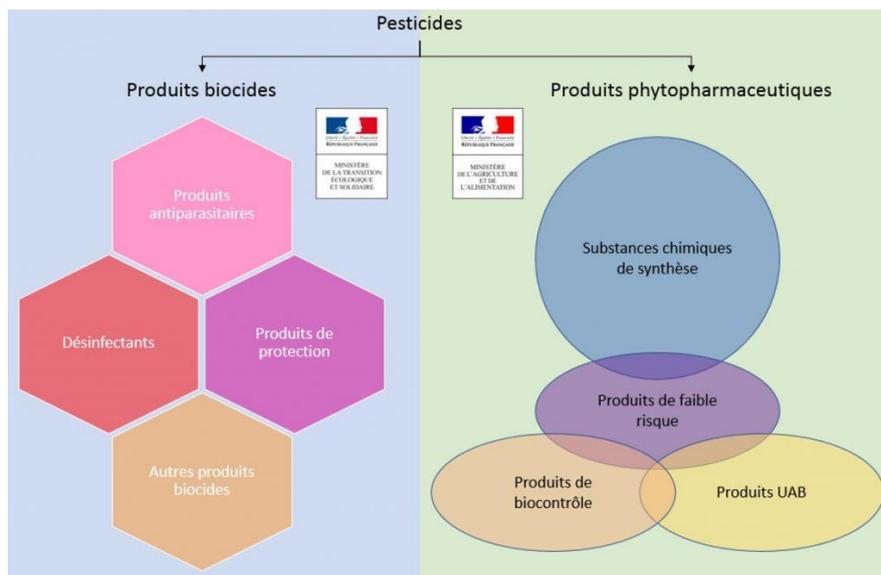


Figure 50 : Catégories de produits sanitaires répondant à l'appellation de pesticides. UAB : utilisable en agriculture biologique. Source : portail eau et produits phytosanitaires de la région Rhône-Alpes.

Les produits phytosanitaires comportent également des préparations utiles à la croissance des plantes comme les régulateurs de croissance, les défoliants, les dessiccants ou encore les agents réduisant le nombre de fruits, ainsi que ceux limitant les dommages pendant le stockage ou le transport. Par produit phytosanitaire, on n'entend donc pas exclusivement les désherbants limitant la pousse des adventices.

i. L'utilisation des produits phytosanitaires en France

La quantité de produits phytosanitaires (PS) utilisée chaque année en France avoisine les 71 600 tonnes (données de 2006), dont la très grande majorité (95%) est utilisée dans l'agriculture. Les fongicides représentent près de 42% de ces produits, les herbicides 35%, et les insecticides 15% (Laurent, 2012 ; Cemagref et Inra, 2011). Les autres produits cités plus haut représentent le reste, soit 12%. Ces produits sont donc très divers, on compte en effet près de 900 substances actives utilisées en France (Laurent, 2012). Elles sont toutes répertoriées dans l'annexe I de la directive 91/414/CEE du 15 juillet 1991. Leur utilisation précise (fongicides, insecticides...) y est également décrite, afin de placer un cadre légal sur l'utilisation de ces produits.

Ces produits sont utilisés de façon plus ou moins conséquente selon le type d'agriculture pratiquée ; l'agriculture biologique, par exemple, est fortement limitée dans le choix des produits (Figure 50). Ceux qui rentrent dans la catégorie UAB (Utilisables en Agriculture Biologique) sont ainsi déterminés par 27 substances actives. Ils sont exclusivement d'origine naturelle, à savoir animale, végétale ou minérale. Ils sont tous inscrits dans l'annexe II du règlement CE 889/2008.

Les données statistiques concernant l'usage des produits PS sont relativement faibles et se basent la plupart du temps sur des enquêtes menées par le Ministère de l'Agriculture, ainsi que sur les ventes enregistrées par l'UIPP (Union des Industries de la Protection des Plantes, Cemagref et Inra, 2011). C'est le cas de l'enquête Pratiques culturales en grandes cultures dite PKGC, ou celle en grandes cultures et en prairies (PKGCP). Celle-ci permet notamment d'analyser l'IFT (Indice de Fréquence de Traitement), à partir duquel on obtient un indicateur

de propension à traiter. L'IFT d'une parcelle correspond donc à la somme suivante (Agreste, 2021) :

$$IFT_{parcelle} = \sum_{i=1}^n \text{part de la surface traitée } i \times \frac{\text{dose de produit } x \times \text{passage } i}{\text{dose référence produit } x}$$

L'indicateur de propension à traiter correspond à l'IFT réduit et centré. Ces deux indicateurs sont notamment plus élevés en grandes cultures (Agreste, 2021), pour compenser les inconvénients de la monoculture sur la croissance végétale, et limiter l'apparition de plantes qui sont considérées de fait comme des adventices.

L'enquête « Pratiques culturales en grandes cultures et en prairies » (Agreste, 2020) confirme par ailleurs cette notion. Elle permet notamment de définir les cultures (blé, maïs, colza...) concernées par les divers usages de produits phytosanitaires. On constate ainsi que dans les exploitations sondées, la très grande majorité des surfaces de grandes cultures est désherbée à la fois chimiquement, à l'aide de PS, et mécaniquement. Les cultures qui s'y prêtent sont d'ailleurs majoritairement défanées chimiquement plutôt que mécaniquement. Les IFT obtenus sont donc effectivement relativement élevés pour ces cultures. Les données de l'UIPP mettent également en évidence que ce sont essentiellement les cultures de colza, de céréales à paille, et de maïs qui consomment la plus grande partie des produits PS en France, soit près de 60% des fongicides, herbicides et insecticides utilisés (Cemagref et Inra, 2011).

Les données de l'enquête PKGCP indiquent en outre que les traitements PS sont globalement absents en prairies, qu'elles soient temporaires ou permanentes. En revanche, une partie des prairies temporaires appartient à un cycle de rotations culturales. Parmi ces cultures, certaines, comme le maïs notamment ou encore les céréales à paille, sont susceptibles d'être soumises à des traitements PS (Tableau 6). L'UIPP rapporte en effet que le nombre moyen de traitements annuels pour le colza est de 6,7, de 3,7 pour le maïs, et de 6,6 pour le blé (Cemagref et Inra, 2011).

Tableau 6 : Successions culturales sur 5 ans (2013-2017) sur les parcelles avec des prairies temporaires en 2017, en %.
Agreste, 2020.

Espèce	Part de surface
Prairie	51
Céréales à paille - Prairie	19
Céréales à paille - Maïs - Prairie	14
Maïs - Prairie	8
Autres rotations	5
Céréales à paille - Oléagineux - Prairie	2

Les pesticides en élevage bovins allaitants vont donc avoir un impact essentiellement sur les 15% de leur régime non alloué aux fourrages herbagés (prairies de fauche ou de pâture). Si cela reste une part minime de leur alimentation, comme cité plus haut les surfaces mises en jeu demeurent importantes, parfois représentant près de la moitié de la SAU.

Les conclusions auxquelles cette étude nous amène sont donc d'abord que seule l'AB est restreinte dans son utilisation de produits non chimiques. Dans les autres modèles agricoles,

l'indice de fréquence de traitement ainsi que les surfaces traitées sont élevés, essentiellement dans les grandes cultures, dont certaines participent de façon plus ou moins conséquente à l'alimentation des BVA. Enfin, l'usage de ces produits PS sur les grandes cultures conserve un certain lien avec les prairies temporaires qui rentrent dans des rotations culturales puisque le même environnement a déjà été traité avant son passage à la prairie.

ii. Leurs effets sur l'environnement

L'usage de produits PS dans une exploitation d'élevage est donc fortement lié à ce que consomment les bovins allaitants, et notamment au modèle de production agricole dans lequel ils s'inscrivent. Il est par conséquent capital de comprendre les effets que ces traitements ont sur leur environnement pour mieux comprendre les services écosystémiques que les BVA peuvent rendre selon le choix de leur alimentation.

L'application de ces produits sur les cultures qui seront ensuite consommées par les bovins doit respecter un temps d'attente afin de limiter la contamination des bovins par ces produits potentiellement dangereux pour leur organisme. En effet, ils ont pour la plupart une affinité particulière pour les graisses animales (surtout les PS organochlorés) dans lesquelles ils peuvent se concentrer. Ils disposent en conséquence d'une toxicité à forte dose qu'il est plus facile d'atteindre du fait de leur accumulation et leur persistance, tant dans l'environnement que dans la chaîne alimentaire (*Chardon et Brugère, 2017*).

Bien qu'il soit possible de séparer dans le temps leur application de la consommation des aliments par les BVA, ce n'est pas le cas pour la faune sauvage évoquée précédemment. Si toute cette faune est certes moins abondante dans les monocultures, elle n'en reste pas moins existante et subit ces accumulations. Ces traitements perturbent de façon effective la microfaune et microflore du sol en réduisant, entre autres, leur fertilité et donc leur nombre (vers de terre notamment). Les insectes pollinisateurs et leurs prédateurs aviaires, de même que les oiseaux herbivores ou granivores, consomment directement les semences et les végétaux traités et souffrent de leur toxicité à faible dose. Les organes les plus touchés par la toxicité des PS sont, chez les mammifères prédateurs par exemple, les organes sexuels qui subissent des dégénérescences (*Laurent, 2012 ; Van der Werf, 1996*).

Les écosystèmes en entier pâtissent de la présence de PS, y compris sur les parcelles non traitées. L'eau, même à distance des champs traités, peut effectivement être contaminée (c'est-à-dire que ces molécules s'y retrouvent), avec un impact négatif associé sur les poissons. A l'origine sont en cause les phénomènes de ruissellement et de lessivage des sols. Les pertes à l'occasion de l'application rentrent aussi en compte. On retrouve également des traces de PS dans toutes les couches de l'atmosphère, et lorsque ces doses dépassent un certain seuil elles sont responsables de pollution (*Cemagref et Inra, 2011 ; Van der Werf, 1996*). En effet, la part du produit atteignant sa cible est estimée à moins de 1%, aboutissant à une contamination de l'environnement pour 99% du produit dispersé (*Van der Werf, 1996*).

Le risque pour l'homme n'en est d'ailleurs pas moindre par les fortes doses qui peuvent être atteintes par effet cumulatif, tout au long de la chaîne alimentaire des différentes denrées consommées. Des troubles respiratoires, cardio-vasculaire, génitaux et même des cancers sont ainsi décrits, qui sont responsables de morbidités au niveau mondial chez plus d'1 million de personnes, et de la mort de 20 000 personnes par an (*Laurent, 2012*).

En somme, les effets des produits PS sur les écosystèmes avec lesquels ils entrent en contact se résument à des effets directs et indirects. Les effets directs concernent surtout l'action sur le vivant en contact, notamment sur les comportements et sur la reproduction (diminution des populations), ainsi que sur les modifications immédiates de l'habitat. Les effets indirects concernent les conséquences sur l'écosystème de ces premiers effets directs. On observe ainsi des augmentations de populations antagonistes de celles ayant subi des pertes, et l'ensemble engendre une dérégulation en cascade du système. Le suivi de ces impacts peut être suivi dans le temps à l'aide de plusieurs indicateurs, comme les espèces sentinelles, les bioindicateurs concernant la présence d'espèces capitales, ou encore la présence de certains biomarqueurs (*Cemagref et Inra, 2011*).

C. L'action sur les sols, un critère d'évaluation

D'autres intrants peuvent être utilisés par les exploitations BVA pour favoriser la croissance des cultures. L'usage de fertilisants, organiques ou chimiques, aura toutefois une influence plus marquée à l'échelle des sols traités.

a. Définition des critères de qualité du sol

Les sols abritent la matrice nécessaire à la croissance des plantes dont se nourrissent les bovins. Dans le contexte des élevages allaitants, les critères permettant d'évaluer la qualité de ces sols se basent en priorité sur la gestion des sols en prairies, et en moindre partie sur celle des monocultures. Ces critères sont toutefois les mêmes d'une culture à l'autre, mais c'est la présence de certains de ces indicateurs qui va éventuellement varier. C'est en effet le traitement qui est fait du sol qui intéresse notre problématique. Connaître les caractéristiques d'un sol permet de mieux comparer les différents usages qui peuvent en être faits, et ainsi de comprendre le lien écosystémique entre l'alimentation en élevage de BVA et la qualité du sol.

Le sol remplit à lui seul plusieurs fonctions écosystémiques. Elles dépendent de ses caractéristiques physiques, chimiques et biologiques. Elles déterminent à elles trois la fonctionnalité et la fertilité du sol. On distingue ainsi la fonction d'approvisionnement d'éléments indispensables aux végétaux qui y sont cultivés, entre autres. La seconde fonction de régulation permet, de constituer un lien avec l'atmosphère, l'hydrosphère ou la biosphère par son action sur le climat, la qualité de l'air et de l'eau. Enfin, la fonction de support se rapporte à l'auto-entretien du sol, pour assurer les fonctions qui lui permettent de remplir ces autres services. Enfin, le sol apporte également un service culturel lié à la société humaine, que nous laisserons de côté dans cette thèse (*Vincent, 2018*).

La qualité du sol se définit par ses paramètres physiques, chimiques, biologiques et fonctionnels, qui seront ensuite considérés pour y affecter un usage et donc un service écosystémique (*Vincent, 2018*).

Les indicateurs biologiques, mais aussi fonctionnels du sol se rattachent notamment à l'abondance et la richesse spécifique de la faune et flore qui y vivent, précédemment décrites, qui sont donc à la fois un indice de biodiversité et un critère de fonctionnalité du sol. En effet toute la faune d'un sol y remplit un rôle bien précis, qu'il s'agisse du recyclage des éléments minéraux ou organiques par exemple, ou des phénomènes de symbiose permettant aux plantes de maximiser leur croissance (cf. Partie II.B.a.). Ils ne seront pas traités dans cette partie.

Les indicateurs physiques du sol sont liés à sa structure. Cette structure dépend de l'agencement des composés minéraux et organiques. La matière organique, comme les

racines, laisse des zones de vides. Ces pores permettent à l'eau de ruisseler et d'y intégrer d'autres composés dissouts, comme des minéraux, des gaz ou d'autres produits, notamment du carbone ou de l'azote pris en compte dans les modèles ACV. On peut déterminer la capacité de rétention d'eau du sol qui dépend de ces pores (Vincent, 2018), ce qui correspond à l'étude plus large de l'hydromorphie (Delaunois, 2013). Le sol peut également être plus ou moins compact, riche ou non en argile et en calcaire (Delaunois, 2013).

Les propriétés chimiques du sol se basent essentiellement sur les ions présents et leurs quantités, mais également sur les contaminants. Parmi ces derniers on rapporte les éléments traces métalliques (ETM) et les résidus de produits phytosanitaires comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques. L'intégration de ces différents composants permet d'établir des indicateurs d'évaluation de la qualité du sol. On peut ainsi déterminer la capacité d'échange cationique (CEC), les concentrations et rapport d'ions, le pH, la concentration et la disponibilité des contaminants, ou encore la concentration et la disponibilité des nutriments (Vincent, 2018). Certains de ces nutriments peuvent être présents initialement, et d'autres peuvent être ajoutés : il s'agit des fertilisants, qui font partie d'une plus grande catégorie que sont les intrants (cf. II.C.c.).

Cette notion de fertilisants permet d'envisager un autre critère de qualité du sol qui est suivi dans le temps, et qui peut être modifié par l'action humaine : la fertilité. Elle se base notamment sur la structure du sol avec sa granulométrie, et une partie des paramètres physico-chimiques et biologiques, comme l'activité lombricienne (Delaunois, 2013 ; Vincent, 2018). C'est donc à la fois un critère de qualité et un service écosystémique.

L'ensemble détaillé de ces paramètres (Param.) et de leurs indicateurs concrets est présenté dans le chapitre 3 de la thèse de Vincent, Q., 2018, et sont résumés en *Tableau 7*. La conséquence d'un déséquilibre de ces critères est ensuite détaillée.

Tableau 7 : Résumé des paramètres de qualité du sol et leurs indicateurs. Vincent, 2018 ; Delaunois, 2013.

Paramètres de qualité du sol	Exemples d'indicateurs
Param. physiques	Porosité/taux de matière organique/Capacité de rétention d'eau /compacité/enracinement/Teneur en argile ou calcaire
Param. chimiques	Concentration en ions/CEC/Teneur en ETM/pH/Concentration en minéraux/Teneur en contaminants/Teneur en nutriments
Param. biologiques	Richesse et abondance spécifique des espèces de la faune et flore du sol (cf. II.B.a.), des microorganismes
Param. fonctionnels	Activité des enzymes de recyclage/décomposition/densité des espèces de décomposeurs
Param. de fertilité	Teneur en argile/Rapport carbone : azote/teneur en ions échangeables/paramètre physico-chimiques divers (pH, matière organique...)

b. Conséquences d'une gestion du sol déséquilibrée

La santé et la qualité du sol sont des termes souvent associés et synonymes, car la qualité du sol reflète sa capacité à remplir sa fonction, pour l'agriculture notamment (Chabert et Sarthou, 2017). Cette notion de santé permet d'envisager que le sol puisse être altéré ou, à l'inverse, protégé et amélioré. C'est notamment cette influence sur la détérioration de la fertilité et de la structure des sols qui est reprochée à l'agriculture depuis de nombreuses années.

La structure du sol est d'autant plus altérée que les cultures qu'il soutient sont des monocultures annuelles. Ces cultures impliquent une dénudation du sol sur une partie de l'année, le laissant sans protection contre les aléas environnementaux comme le ruissellement des eaux ou l'action éolienne qui l'érode (Archambaud et Thomas, 2016 ; Schwoob 2021). Le travail du sol implique aussi sa compaction à l'origine de la formation de couches relativement imperméables qui renforcent cette érosion. Ces phénomènes se renforcent mutuellement et participent aussi à augmenter les concentrations en polluants (Archambaud et Thomas, 2016). En effet, les sols nus ne sont plus protégés des aléas climatiques, et la compaction empêche l'évacuation de l'eau, dont l'action est, de fait, renforcée. Les polluants sont principalement apportés par les intrants qui sont des produits rajoutés dans les sols cultivables qui n'y sont pas présents naturellement, et qui ont pour objectif d'améliorer le rendement des cultures. Leur pollution concerne surtout les Eléments Traces Minéraux (ETM : Cuivre, Zinc...) et Composés Traces Organiques (CTO) (Ademe, 2007).

Cette concentration en contaminants a par ailleurs un fort impact sur la biodiversité du sol et, par conséquent, sur la matière organique. Cela s'explique par le manque d'activité de la faune et de la flore fonctionnelles et par réduction de la biomasse pendant la phase de dénudation. Or cette réduction de la matière organique pèse très lourdement sur les autres menaces évoquées plus haut (Figure 51). Un sol dont la structure est dégradée va donc entrer dans un cercle vicieux pour devenir d'autant moins bon d'un point de vue agricole, et y rester si aucune action n'est faite pour inverser la tendance.

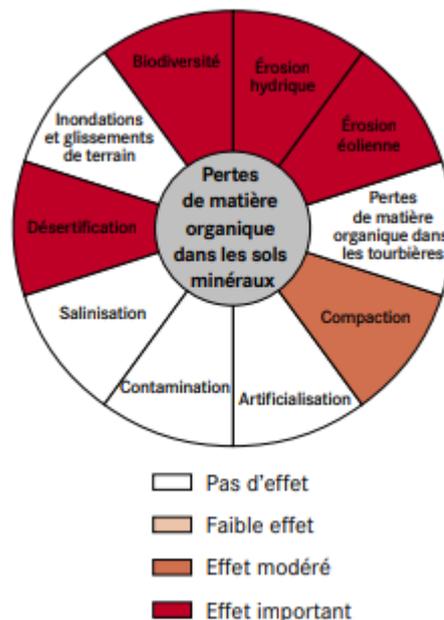


Figure 51 : Effets des pertes de matière organique sur les autres menaces sur les sols. Schwoob, 2021.

La fertilité des sols a diminué au cours des précédentes décennies, en conséquence de l'action humaine en grande partie. L'usage de machines toujours plus lourdes a participé au tassement des sols. La baisse de la fertilité a engendré un usage croissant en fertilisants et amendements (apports d'azote (N), de potassium (K) et de phosphores (P) majeurs) pour compenser ce phénomène (*Chabert et Sarthou, 2017*). Cet usage d'intrants a par la suite privé le sol de ses propriétés propres. Les fertilisants rendent le sol d'autant plus dépendant que ces ajouts d'éléments (N, K, P) que l'érosion concomitante appauvrit le milieu de ces éléments naturellement présents (*Chabert et Sarthou, 2017*). Il aura donc d'autant moins de caractéristiques lui permettant d'être utilisé pour la culture de semences annuelles, et sera plus aisément réservé aux cultures pérennes comme les prairies dont on attend moins de rendements (*Mailloux et al, 2005*). Ces divers processus constituent un cercle vicieux qui contribue à dégrader toujours plus la qualité du sol.

c. Usages des intrants en France

Ce sont essentiellement les fertilisants qui comportent les engrais et les amendements sont différents types d'intrants. Les engrais sont des éléments minéraux nutritifs pour les plantes, comme l'azote, le phosphore ou le potassium. Ils peuvent être chimiques (synthétiques) ou organiques (issus de cultures végétales ou de déjections animales) (*Citepa, 2020*). Les amendements sont ajoutés dans le sol pour en améliorer ses caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques. Ils peuvent être organiques (humus) ou minéraux (argile par exemple). Les produits phytosanitaires rentrent également dans la catégorie des intrants. Ils permettent l'éradication des insectes considérés nuisibles pour les cultures au niveau du sol, de même que les activateurs ou retardateurs de croissance des plantes cultivées. Les semences cultivées sont également, dans un certain sens, des intrants.

Ces apports reposent sur les éléments nécessaires au fonctionnement du biome du sol. Cela inclut les substrats des enzymes qui participent à nourrir les plantes et les éléments que les plantes viennent directement chercher au niveau du sol pour leur croissance. L'azote (N) est utile dans la croissance des plantes et la production de nombreuses protéines ou pigments comme la chlorophylle, le phosphore (P) pour le développement racinaire et dans divers processus de synthèse et de dégradations, et le potassium (K) comme activateur de nombreuses enzymes (*Fertisols, 2020*).

L'usage de ces engrais a fortement augmenté dans la dernière partie du 20e siècle pour répondre à l'augmentation de la production et de la demande (*Chabert et Sarthou, 2017*). Ils sont en diminution depuis 2000. La consommation d'acide phosphorique par exemple est ainsi passée de 1 million à 600 000 tonnes entre 1999 et 2006 (*Doreau, Farruggia et Veysset, 2017*). Les fertilisants les plus utilisés restent ceux à base d'azote, qui peuvent se présenter sous la forme d'urée, d'ammonitrates et de solutions azotées pour l'essentiel, et opèrent une diminution lente également (*Citepa, 2020*).

Il a été calculé qu'un kilo de phosphore permet de produire seize kilos de viande bovine si on l'alimente avec des cultures amendées en P. Ces données ne sont pas spécifiques des élevages de bovins allaitants, notamment si l'on considère qu'1kg de phosphore permet ainsi d'obtenir 344kg de céréales, ou 2500kg de protéagineux (*Doreau, Farruggia et Veysset, 2017*). Ces productions sont faiblement utilisées en élevage bovins allaitants, puisque la majeure partie de leur régime repose sur l'herbe, l'usage des intrants propre aux élevages BVA est limité.

Les valeurs disponibles sur les quantités d’engrais utilisés sur les cultures en France mettent en évidence que les apports sur les prairies sont bien plus faibles que ceux sur les monocultures (Tableaux 8, 9 et 10) (Agreste 2020 ; Doreau, Farruggia et Veysset, 2017). Une forte portion de ces engrais utilisés en prairies sont des engrais organiques issus des déjections animales, et constitue en quelques sortes un recyclage des effluents d’élevage. On retrouve ainsi émis au champ dans ces déjections des quantités de N, P et K respectives de 4, 2 et 5 unités par tonne de matière brute (Ademe, 2007).

Ces divers intrants, en particulier les engrais et les amendements, sont à l’origine de pollutions du sol (ETM et CTO). Toutefois les données disponibles sur ces contaminations s’intéressent surtout aux cultures consommant le plus d’intrants, soit les cultures de vignes, maraichères et de pommes de terre (Ademe, 2007). Cette étude permet d’identifier les engrais les plus polluants. Les fertilisants minéraux phosphatés sont ainsi les plus chargés en ETM, et relativement peu de données sont disponibles concernant les CTO. Elle apporte également un nombre important de données concernant les quantités d’ETM présents dans les différents types de fertilisants, permettant d’identifier clairement le caractère polluant d’un engrais par rapport à un autre (Ademe, 2007).

Tableau 8 : Apports organiques et minéraux (en % de la surface) sur les prairies françaises. Agreste 2020.

Espèce	Azote minéral	Phosphore minéral	Potasse minérale	Soufre	Fumure organique
Prairie temporaire	63	20	20	11	45
Prairie permanente	36	17	17	9	30

Source : SSP - Agreste - Enquête Pratiques culturales en grandes cultures 2017

Note de lecture : 63 % de la surface des prairies temporaires a bénéficié d'un apport d'azote minéral.

Tableau 9 : Apports moyens (en kg/ha) sur l'ensemble des parcelles de grandes cultures. Agreste 2020.

Espèce	Azote organique	Azote minéral	P ₂ O ₅	K ₂ O
Blé tendre	9,5	164,1	14,3	8,9
Blé dur	2,8	188,1	28,5	6,3
Orge	16,5	120,1	20,5	11,5
Triticale	42,2	90,7	11,7	11,3
Colza	37,6	157,7	31,0	19,8
Tournesol	9,8	44,4	23,7	20,0
Pois protéagineux	5,4	1,2	24,4	22,4
Maïs fourrage	150,2	62,4	19,2	11,6
Maïs grain	50,5	143,6	40,6	29,4
Betterave sucrière	61,9	82,3	41,0	79,6
Pomme de terre	53,1	136,0	49,2	154,7
Féverole	6,8	1,7	12,7	16,9
Soja	7,6	2,7	19,2	25,6
Lin fibre	4,0	24,5	36,7	60,6
Lin Oléagineux	12,9	65,6	17,8	7,8

Source : SSP - Agreste - Enquête Pratiques culturales en grandes cultures 2017

Champ: toutes les parcelles

Note de lecture : la quantité moyenne d'azote organique apportée pour le blé tendre est de 9,5 kg/ha.

Tableau 10 : Part (en %) de la surface traitée à l'azote en grandes cultures. Agreste 2020.

Espèce	Bilan réalisé par un technicien externe
Blé tendre	47
Blé dur	46
Orge	40
Triticale	32
Colza	46
Tournesol	44
Pois protéagineux	31
Maïs fourrage	35
Maïs grain	38
Betterave sucrière	49
Pomme de terre	44
Féverole	26
Soja	39
Lin fibre	35
Lin Oléagineux	50

Source : SSP - Agreste - Enquête Pratiques culturales en grandes cultures 2017

Champ : parcelles ayant eu un apport d'azote minéral

La qualité du sol repose donc sur divers paramètres qui sont mutuellement dépendants. L'utilisation d'intrants entraîne un déséquilibre de ces critères qui influence négativement les rendements et la capacité à faire pousser des cultures à haute valeur nutritionnelle. Ils sont en outre à l'origine de pollutions importantes qui sont néfastes pour les autres enjeux environnementaux, tels que la biodiversité par exemple.

D. Les paramètres de calcul de l'empreinte sur la ressource en eau

a. Les catégories d'eau utilisées en élevage

L'alimentation des BVA repose sur la culture de l'herbe et dans une moindre mesure d'autres monocultures qui s'inscrivent dans un modèle de grandes cultures. Ces prairies et ces cultures n'ont pas les mêmes besoins en eau, et les systèmes agricoles desquels elles dépendent n'impliquent pas la même gestion de cette ressource.

Le cycle de l'eau est d'une importance capitale dans les pratiques agricoles permettant l'alimentation des bovins, mais aussi de façon globale dans le bon fonctionnement de tous les écosystèmes. La gestion de sa ressource est par conséquent un paramètre à prendre en compte pour mesurer l'impact écologique des élevages de BVA ainsi que les services écosystémiques qu'ils peuvent rendre.

On trouve dans la littérature grand public des données sur la consommation d'eau s'élevant à près de 15 000 L d'eau pour la production d'un kilo de viande bovine (Corson et Doreau, 2017). Ces données sont toutefois largement surévaluées. Elles tiennent compte, en plus des besoins propres de l'animal, de l'irrigation des cultures par les pluies qui rentrent dans le cycle naturel de l'eau, et se produisent indépendamment des cultures et des pratiques d'élevage (Corson et Doreau, 2017).

Afin d'avoir une idée concrète de l'eau dédiée spécifiquement à l'élevage des bovins et des pratiques pouvant influencer ces valeurs, il est important de définir plusieurs catégories dans

la ressource représentée par l'eau. On distingue ainsi l'eau bleue, l'eau verte et l'eau grise. L'eau verte représente l'eau de pluie consommée par les plantes nécessaires à l'alimentation des animaux. L'eau grise représente une quantité d'eau virtuelle proportionnelle à la pollution des eaux locales, qui serait nécessaire pour assimiler cette pollution. Par pollution s'entend le lessivage des engrais, amendements et produits phytosanitaires utilisés sur les cultures. Enfin, l'eau bleue correspond à un calcul de l'eau de surface ou souterraine (rivières, nappes phréatiques) réellement prélevée par les élevages, tant pour la consommation directe par les animaux que pour l'irrigation des cultures (Corson et Doreau, 2017 ; Mekonnen et Hoekstra, 2010).

b. Méthodes d'évaluation et valeurs moyennes globales et par culture

Les unités de mesure de consommation de ces différentes eaux sont calculées en L/kg de PV (Poids Vif) rapporté à une moyenne sur la vie de l'animal. Les valeurs ainsi calculées, à partir de l'eau bleue, permettent d'évaluer la consommation moyenne des BVA entre 550 et 700 L/kg de PV selon les méthodes d'analyses (Corson et Doreau, 2017). Le calcul de cette consommation repose ainsi sur la méthode Water Footprint Network (WFN) (Mekonnen et Hoekstra, 2010), ou sur une analyse du cycle de vie.

La méthode Water Footprint Network permet d'établir la formule suivante pour déterminer l'empreinte de l'élevage sur la ressource en eau (Mekonnen et Hoekstra, 2010) :

$$WF = WF_{ration} + WF_{bue} + WF_{services}$$

Avec WF désignant l'empreinte sur l'eau de l'élevage, WF_{ration} la consommation en eau bleue des cultures nécessaires à l'alimentation des animaux, WF_{bue} l'eau bleue directement consommée par les animaux, et $WF_{services}$ la consommation interne à l'élevage pour l'utilisation des machines et autres services nécessaires au bon fonctionnement de l'élevage. Les données de cette étude sont cette fois-ci exprimées en m³/an/animal et en m³/animal sur l'intégralité de sa vie. Décomposer l'empreinte sur l'eau de cette façon permet notamment de rendre compte de la consommation associée à la transformation de certains composants de la ration, comme pour les tourteaux. La consommation en eau des rations a été calculée dans l'étude Mekonnen et Hoekstra, 2010 en moyenne par catégorie d'élevage et par pays. D'autres données plus récentes sur les monocultures françaises ont été calculées dans les travaux Agreste, 2020 (Tableau 11).

Ainsi sur les 15 000L d'eau annoncés pour produire 1kg de viande bovine, une très grande partie, près de 93% est en réalité composée d'eau verte (14 414L) rentrant dans le cycle naturel de l'eau, et 451L d'eau grise seraient nécessaires pour permettre la dépollution des eaux associées à l'élevage (Corson et Doreau, 2017). C'est donc l'eau bleue qui représente la consommation « réelle » en eau, qui laisse une empreinte sur cette ressource, qu'il est nécessaire d'évaluer. On peut constater que la consommation d'eau bleue est largement dépendante de la culture menée (Tableau 11) ainsi que de la région géographique (Figure 52) et donc, de sa zone naturelle (Figure 1). L'eau grise étant virtuelle, elle dépend du système de production et des pollutions engendrées. Elle sera évoquée de façon plus détaillée en partie III.

Les valeurs déterminées à l'aide des méthodes ACV donnent des valeurs plus élevées que la méthode WFN car elles s'attachent également à calculer la consommation en aval concernant le produit, et donc toutes les étapes de sa transformation. Cela vaut également pour les sous-produits de la consommation humaine, dont l'empreinte allouée aux bovins est réduite en conséquence. Cette méthode donne aussi un poids plus important à l'eau grise en permettant une estimation plus poussée de sa valeur (Corson et Doreau, 2017). L'empreinte ISO, définie par la norme ISO 14046, s'intéresse plus particulièrement à des catégories d'impacts sur la ressource en eau, comme l'eutrophisation (phénomène d'appauvrissement des écosystèmes aquatiques au profit d'essences végétales anaérobies) ou la rareté (Corson et Doreau, 2017).

La méthode WFN s'intéresse donc plutôt à l'usage optimal et à la gestion de l'eau sur un territoire, alors que les méthodes ACV et ISO rendent aussi compte des impacts sur l'environnement. Plus de processus en amont et en aval sont également considérés dans le calcul par ACV ou ISO. L'association de ces différentes méthodes permet ainsi d'avoir des visions complémentaires et élargies de la gestion de la ressource en eau en élevage BVA (Corson et Doreau, 2017).

Les prairies sont essentiellement irriguées par les eaux de pluie plutôt qu'artificiellement, donc par l'eau verte (Corson et Doreau, 2017), et participent en conséquence à largement réduire l'empreinte en eau bleue des élevages BVA. Toutefois la consommation en eau verte est proportionnelle à la surface agricole ; plus une prairie est grande, plus son empreinte sur l'eau verte sera conséquente. Les cultures consommant le plus d'eau bleue sont le maïs grain (32% de la surface irriguée et 5,6 passages, *Tableau 11*), qui se distingue du maïs fourrager qui, lui, nécessite beaucoup moins d'irrigation (8% de la surface). Le maïs grain rentre dans la composition de certains concentrés, de même que le soja qui nécessite beaucoup d'eau (40%). Leur empreinte est pondérée selon la part des cultures qui sert strictement aux BVA. Ces valeurs donnent une première idée des régimes participant le plus à une empreinte sur l'eau importante, qui seront détaillés en partie III.

Pour tenir compte des restrictions en eau qui dépendent des conditions géographiques, il existe également une empreinte consommative. Cette empreinte consommative tient compte du volume prélevé ainsi que du coefficient d'impact, ou indice de stress hydrique (Water Stress Index, WSI), compris entre 0 et 1. Ce coefficient dépend de la période de prélèvement, de la zone géographique, du stockage et de l'usage. Il est situé entre 0,073 et 0,32 en France. Les prélèvements en élevage incluent l'abreuvement (4% des prélèvements totaux en agriculture) et le nettoyage des structures. Les intrants sont également responsables d'une mobilisation, quantifiée dans la base de données Water Quantis Database (Chambaut et al, 2015).

Cette deuxième partie nous a permis de faire le tour des enjeux environnementaux concernés par l'alimentation et les systèmes agricoles des bovins d'élevages allaitants : gaz à effet de serre, biodiversité, gestion qualitative du sol et respect de la ressource en eau. Certains sont des leviers sur lesquels il est possible de jouer à l'échelle de l'élevage, d'autres sont des critères d'impacts environnementaux que l'on peut suivre dans le temps et chercher à améliorer. La complexité de ces paramètres est d'autant plus grande qu'ils s'agencent dans un écosystème global, et ont une influence réciproque les uns sur les autres.

Tableau 11 : Irrigation (en % de la surface) par type de culture. Source : Agreste 2020.

Espèce	Part de surface irriguée (%)	Nombre moyen de passages sur les parcelles irriguées
Blé tendre	3	1,8
Blé dur	19	1,5
Orge	3	1,2
Triticale	0 ns	
Colza	2 ns	
Tournesol	3	1,9
Pois protéagineux	4	1,3
Maïs fourrage	8	3,7
Maïs grain	32	5,6
Betterave sucrière	9	3,3
Pomme de terre	37	5,6
Féverole	1 ns	
Soja	40	4,6
Lin fibre	5 ns	
Lin Oléagineux	4 ns	

Source : SSP - Agreste - Enquête Pratiques culturales en grandes cultures 2017

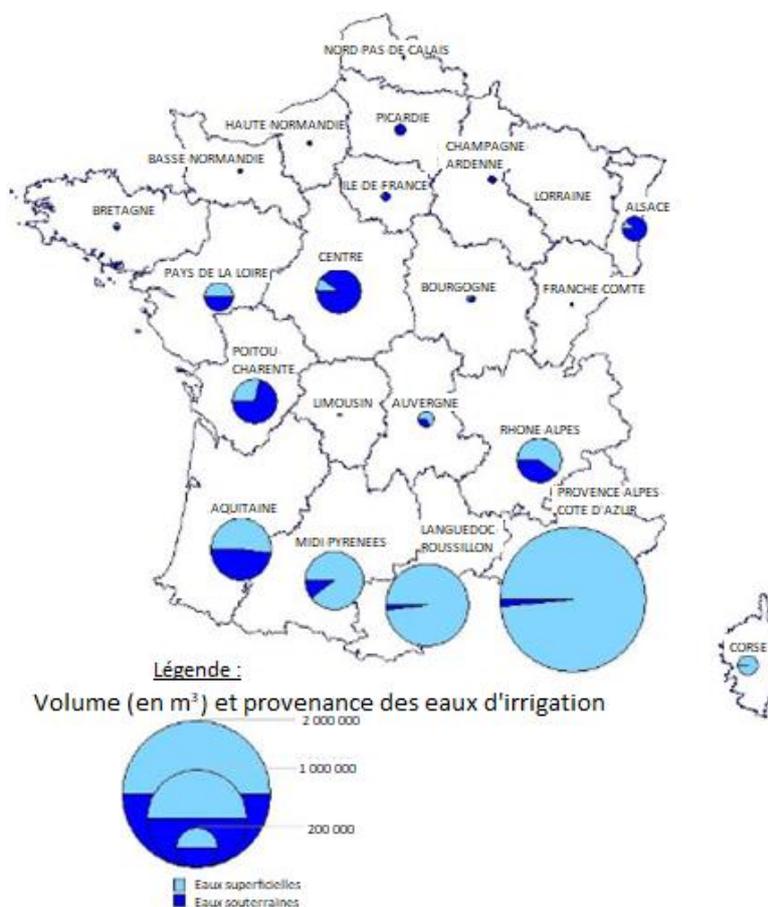


Figure 52 : Volumes d'eau bleue utilisée pour l'irrigation des cultures par région. Ademe 2007.

PARTIE III : Les services écosystémiques rendus par l'élevage des bovins allaitants selon leur système agricole

Ayant en tête les différents paramètres nécessaires à l'appréciation de ces enjeux, il nous est désormais possible d'évaluer le rôle des différents systèmes agricoles BVA au sein de leur écosystème. Cette analyse se fait au regard du paramètre étudié, mais également dans un contexte de recul et de prise en compte du poids de chaque enjeu, ensuite confronté aux autres. Apporter un conseil pour un impact seul n'a pas de sens dans une approche systémique intégrée ; un impact moindre n'est pas toujours synonyme de service écosystémique et peut même aller à l'encontre de certains paramètres bénéfiques à l'environnement.

Les écosystèmes se construisent sur la base de fonctions écologiques remplies par les divers éléments intervenant en leur sein. Les résultats de ces fonctions fournissent des services, dits écosystémiques, dont les humains tirent des bénéfices (*Westamn, 1977*).

Ces services se divisent en quatre grands services. Les services d'approvisionnement concernent la nourriture, ou les matériaux, entre autres. Les services de régulation permettent de pérenniser le bon fonctionnement des écosystèmes, comme le climat ou les inondations. Les services socioculturels correspondent quant à eux au lien entre les humains et la nature. Enfin, les services de support permettent d'assurer le fonctionnement des autres services et des biosphères, et touchent par exemple au sol ou aux cycles géochimiques (*Rapport « Evaluation des écosystèmes pour le millénaire » <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.447.aspx.pdf>*).

L'élevage des BVA est en interaction avec les écosystèmes, utilisant et rendant spécifiquement un certain nombre de services écosystémiques. Cette partie vise à traiter de ces services, en prenant en compte leur différente gestion par les systèmes agricoles dans lesquels les BVA s'inscrivent. Son objectif est de donner les systèmes les plus favorables à chacun de ces enjeux, ainsi que les solutions concrètes qu'il est possible de mettre en place pour compenser des impacts néfastes. Nous traiterons successivement des gaz à effet de serre, de la pérennisation de la biodiversité et de l'usage raisonné du sol, pour finir par la gestion durable de l'eau.

A. La réduction des émissions en GES

Les gaz à effet de serre participent fortement au réchauffement climatique, qui impacte la société humaine sur de nombreux aspects. Nous avons vu dans la partie précédente que les bovins produisent en quantité non négligeable des gaz à effet de serre, notamment du méthane et du protoxyde d'azote. Nous allons explorer les systèmes d'élevage de BVA qui limitent le plus ces émissions et les moyens disponibles en élevage pour les réduire concrètement.

a. Les systèmes les plus favorables : participation respectives et régime alimentaire associé

Les systèmes comparés dans cette partie sont les modèles intensifs, avec ou sans pâturage, et les modèles extensifs avec pâturage, en agriculture biologique ou de conservation.

i. Bilan brut et avantages des systèmes intensifs et hors-sols

Nous avons établi en partie II que les sources de production en GES les plus importantes concernaient la production entérique de méthane et la gestion des effluents. La fermentation entérique est le produit de la digestion des composés riches en cellulose, toutefois, tous les aliments n'ont pas le même potentiel méthanogène. De même, tous les systèmes de gestion des effluents ne se valent pas sur le plan des émissions en GES.

Lors d'un calcul des émissions brutes en GES, ce sont les systèmes intensifs et hors-sols qui ont l'impact le moins important sur ce paramètre. L'atelier naisseur est de ce point de vue le plus pesant sur le bilan GES. Cette production s'élève à 15kg de CO_{2e} par kg de poids vif produit, contre 9,6 kg de CO_{2e} pour la phase d'engraissement (Doreau, Farruggia et Veysset, 2017). Or cette phase naisseur est aussi la phase la plus extensive, puisque la très grande majorité des élevages pratiquent le pâturage, et par conséquent utilisent plus d'espace qu'en systèmes engraisseurs (cf. partie I). Cet espace supplémentaire ramené à la production de viande implique des rendements plus faibles, et donc, une hausse des GES à un niveau de production identique.

Un comparatif entre différents régimes en engraissement sur des taurillons étaye ces conclusions (Doreau, Farruggia et Veysset, 2017). Une ration composée à 86% de concentrés, principalement céréaliers, et 16% de paille, atteint une production brute en kg de CO_{2e} de 3,65. En comparaison, un régime basé sur 65% d'ensilage de maïs et 35% de concentrés produit 4,74 kg de CO_{2e}, et un régime avec 50% foin de prairies permanentes, 50% de concentrés, produit 5,16 kg de CO_{2e}. Le régime à base d'ensilage de maïs est le plus représentatif des élevages engraisseurs en France, tandis que le régime majoritairement céréalier est secondaire sur le territoire mais typique des élevages américains (Doreau, Farruggia et Veysset, 2017). Le régime d'engraissement basé sur le pâturage est marginal en France (cf. partie I), écopant de la production brute en GES la plus élevée. Par contre, c'est, comme nous l'avons dit, le plus présent en élevage naisseur spécialisé, même si la proportion d'herbe diminue dans l'alimentation quand des cultures sont associées à l'élevage (Figures 3 à 8).

Ces différentes valeurs s'expliquent par la physiologie ruminale à l'origine de la production du méthane par fermentation. Ce sont les aliments les plus riches en cellulose qui conduisent à une plus forte activité des bactéries méthanogènes (cf. partie II). Or parmi les régimes évoqués plus haut, ceux basés sur l'ingestion d'herbe contiennent le plus de cellulose. Les Archées méthanogènes dépendent en partie de l'hydrogène dans leur métabolisme, et une grande partie de cet hydrogène est produit par les protozoaires. Lorsque les rations sont très riches en céréales, la population de protozoaires décroît et par conséquent la quantité de substrat disponible pour la méthanogenèse diminue. La baisse du pH a un effet similaire (Doreau et al, 2011), puisqu'elle engendre une diminution des populations de protozoaires.

Les émissions en GES de stockage des effluents sont aussi réduites pour des rations riches en concentrés céréaliers qui amènent à une moindre production d'ammoniac dans les déjections (Doreau, Farruggia et Veysset, 2017), et donc moins de N₂O émis par le cycle de nitrification-dénitrification (cf. partie II.A.d). Cette gestion des effluents peut en effet participer jusqu'à 12% des émissions de GES en élevage BVA en France (Turini, 2015). Cette quantité moindre en ammoniac est également valable dans le cadre de l'épandage, qui sera moins émetteur de N₂O. Cette deuxième catégorie peut être responsable, rien qu'en émissions

de protoxyde d'azote, à près de 18% des émissions de GES en filière BVA, à l'échelle mondiale (*Figure 53 ; Turini, 2015*). Enfin, les systèmes hors-sols ne pratiquant pas de période de pâturage, leurs émissions de CH₄ et de N₂O se limitent à celles du stockage en bâtiment. Les émissions en prairies représentent 9% des émissions de GES en BVA (*Turini, 2015*), soit environ 8 millions de tonnes de N₂O par an (*Citepa, 2022*). Ce chiffre est cependant minoré, grâce à la captation de carbone et d'azote réalisée par les plantes en prairies, qui sera développée par la suite.

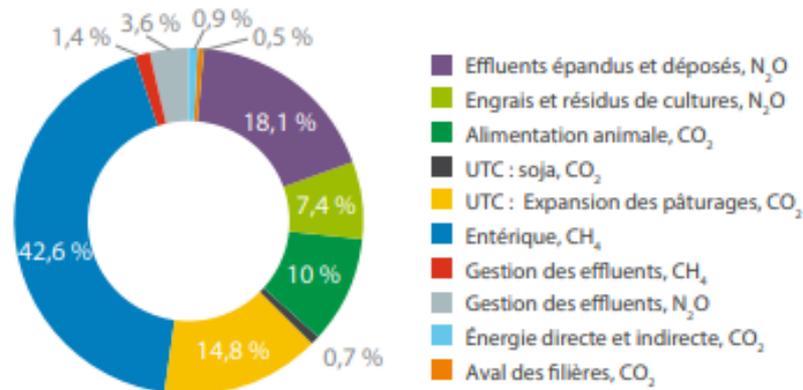


Figure 53 : Émissions mondiales de GES en filière viande bovine, par catégorie d'émissions. Turini, 2015.

Les systèmes hors-sols et intensifs semblent donc doublement gagnants sur le plan d'une moindre production brute en GES (*Doreau, Farruggia et Veysset, 2017 ; O'Brien et al, 2019*). Non seulement ces systèmes maximisent la production par animal, ce qui implique une moindre production de méthane au kg (*Doreau et al, 2011*), mais cette optimisation repose par ailleurs sur des régimes pauvres en cellulose qui auront une empreinte carbone plus faible.

ii. Puits de carbone : bilan net et avantages des systèmes extensifs, biologiques et de conservation

Toutefois il est bon de rappeler que les émissions de N₂O sont en très grande majorité issues de l'épandage d'effluents sur les cultures associé à l'usage de fertilisants (engrais) organiques mais surtout minéraux (*Figure 53 ; Citepa, 2022*). Ces pratiques sont d'autant plus fréquentes en systèmes intensifs que la production est maximisée, et en système hors-sols que les effluents ne sont pas pour partie produits en prairie. De fait, malgré ce qui est dit plus haut, l'empreinte carbone liée aux effluents est plus élevée en systèmes intensifs. Enfin, les quantités d'effluents stockés ou épandus sont plus importantes, en réponse à la densité d'animaux engraisés. Les émissions dues au stockage reviennent donc à une plus forte quantité de méthane (*Agabriel et al, 2011*).

Les valeurs brutes favorables aux systèmes intensifs évoquées plus haut sont cependant nuancées dans un bilan net. Ce dernier prend en compte les sources de stockage de carbone sur l'élevage, et les soustrait du bilan brut. Le stockage du carbone repose sur le passage dans le sol de biomasse. La biomasse est en effet une source de carbone, puisque tous les êtres vivants sont composés de carbone. Cette biomasse enfouie n'est pas à l'origine d'émissions d'éléments carbonés vers l'atmosphère, qui sinon participeraient à l'effet de serre.

En élevage, ce sont les prairies permanentes qui représentent le puit majeur de stockage de carbone, et en portion plus marginale, les haies (bocages entre autres) cerclant les cultures (Doreau, Farruggia et Veysset, 2017 ; O'Brien et al, 2019 ; IPCC, 2006). En comparaison, les écosystèmes vus comme moins artificialisés, comme les forêts, réalisent essentiellement un stockage, supérieur aux prairies, mais seulement dans leur biomasse aérienne (Doreau, Farruggia et Veysset, 2017). Or cette biomasse aérienne est plus susceptible de relarguer ce carbone à des échelles de temps humaines (Fan et al, 2019). L'avantage des prairies est de piéger le carbone de façon plus pérenne (Figure 54).

Le piégeage au niveau du sol des prairies permanentes se fait notamment en partie superficielle, qui participe à elle seule à un stockage compris entre 200 et 500kg de C (carbone) par ha et par an, en fonction des sols testés. Le carbone est également stocké en profondeur, aboutissant à un total de 760kg de C par ha et par an en moyenne, avec des valeurs limites pouvant aller de 0 jusqu'à 2000kg. Les haies quant à elles aboutissent en moyenne à un stockage de 125kg de C par 100m linéaire par an (Doreau, Farruggia et Veysset, 2017).

De nombreux facteurs influencent ce stockage, allant du sol aux pratiques agricoles ou d'élevage, en passant par le climat (Doreau, Farruggia et Veysset, 2017 ; Soussana et al, 2014 ; Klumpp et al, 2010). Cette variabilité explique que le bilan calculé soit souvent limité aux valeurs brutes, notamment dans les données nationales ou globales (FAO entre autres). Seules les méthodes ACV appliquées à l'échelle de chaque élevage permettent d'avoir un bilan net qui soit précis (exemple de CAP'2ER, Figure 12).

Le stockage de carbone par les prairies repose en partie sur la capacité des plantes à réaliser la photosynthèse, et les conditions climatiques les plus adéquates pour celle-ci correspondent à une moyenne sur l'année de 10°C et 1200mm de pluie par an (Soussana et al, 2014). Des températures plus élevées annuellement et des sécheresses plus fréquentes, comme on peut les observer de façon plus régulière avec le réchauffement climatique, amènent à des conditions suboptimales qui diminuent la capacité de stockage des prairies. Ce constat met donc l'accent sur la nécessité de valoriser des systèmes réduisant ces émissions en GES.

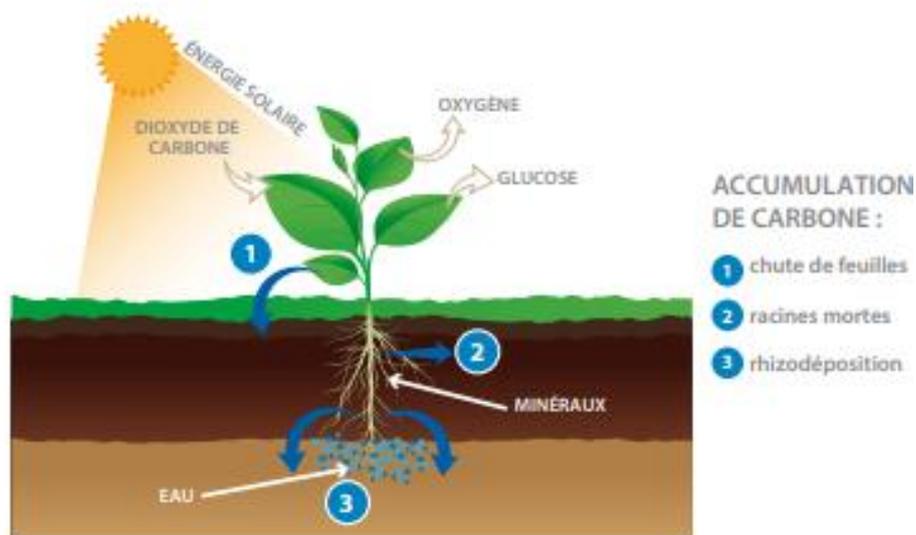


Figure 54 : Accumulation de carbone dans les sols des prairies grâce à la photosynthèse. Turini, 2015.

L'action des changements climatiques sur le stockage en carbone est cependant moindre lorsqu'on épand des effluents organiques sur les pâtures, comparativement à l'ajout de fertilisants azotés (Soussana et al, 2014). La diminution de l'intensité du pâturage, et donc du chargement en animaux (Soussana et al, 2014 ; Klumpp et al, 2010) ainsi que l'allongement de la saison de pâturage (Soussana et al, 2014) permettent également de maximiser les capacités de stockage de la prairie. Cette dernière conclusion reste valide en moyenne et sous les conditions climatiques optimales. En période sèche, la gestion intensive des prairies est par contre plus adaptée à un meilleur stockage de C (Klumpp et al, 2010).

La gestion du sol amène quant à elle des constats plus complexes à appréhender. Si l'ajout de matière organique riche en carbone favorise son propre stockage par les sols, l'ajout d'eau et de matières azotées, provenant d'engrais naturels ou chimiques, n'ont pas systématiquement le même effet. Toutes ces additions sur un sol dans le but d'équilibrer les flux, la productivité végétale et le stockage de C, peuvent être à l'origine de flux en N₂O vers l'atmosphère qui compensent négativement le stockage du C (Soussana et al, 2014).

En revanche, l'usage de fertilisants, naturels ou chimiques, pour la restauration de prairies dégradées, peut conduire à une meilleure productivité végétale et donc une plus forte photosynthèse permettant un meilleur stockage du C organique (Soussana et al, 2014). La création de prairies temporaires, dans un cycle de rotation des terres utilisées notamment en monocultures, permet en outre de diminuer le travail du sol, lequel est à l'origine d'une moindre séquestration en C (Soussana et al, 2014). Ainsi la fertilisation des prairies temporaires permet d'améliorer la productivité végétale et donc le stockage de carbone, sans altérer par le travail du sol les stocks déjà établis.

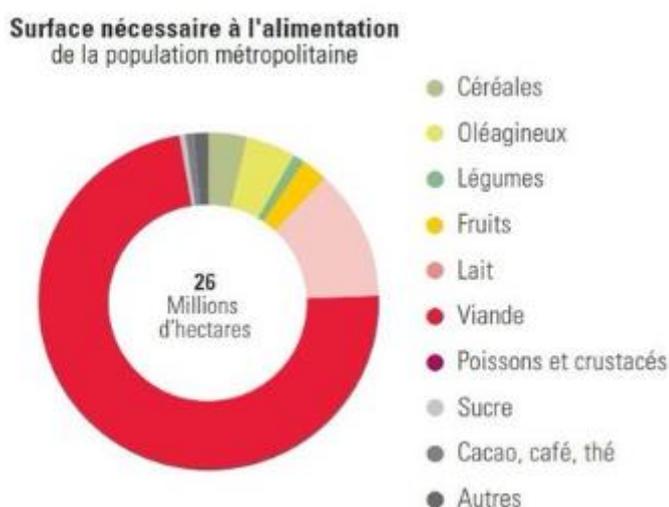


Figure 55 : Allocation de la surface agricole utile en France. Barbier et al, 2019.

Un autre intérêt des prairies est de limiter des émissions induites par des changements d'orientation des sols. Lorsque les pratiques d'élevage sont abandonnées au profit de monocultures, comme dans la demande de transformation des surfaces dédiées à l'élevage en cultures destinées à la consommation humaine directe de la part des groupes favorables au véganisme (Tweet de @PaulNéau, 14 juin 2020 ; Tweet de @Franc_Aller, 17 février 2020 ; Figure 55), on observe de nombreux effets néfastes sur l'empreinte carbone agricole. Ces changements représenteraient, du simple point de vue de l'empreinte carbone, non seulement

une baisse de la capacité totale de stockage des sols (Turini, 2015, Figure 56), mais également un relâchement important du carbone stocké dans l'atmosphère (Dengler et al, 2014 ; Turini, 2015).

L'émission indirecte augmenterait également, du fait de la plus grande nécessité d'utiliser des fertilisants et des intrants en cultures, comparativement aux prairies. Ces fertilisants et intrants ont leur propre coût de production industrialisée, qui émet des GES, mais ils sont également responsables de plus fortes émissions une fois utilisés (N₂O entre autres). Par ailleurs, les systèmes de conservation des sols (ACS) ou ceux d'agriculture biologique (AB), qui s'exemptent de ces émissions indirectes, prétendent aux mêmes émissions directes.

L'ensemble de ces pratiques se retrouvent, pour la plupart, dans la charte de l'agriculture de conservation des sols (ACS) (Chambre d'agriculture Tarn et Garonne). Elle prône en effet une couverture maximale du sol, une diversité et un allongement des rotations (et donc des saisons de pâturage, ainsi que des cycles de rotation), ainsi qu'une réduction du travail du sol (rotations avec prairies permanentes, chargement en animaux plus faibles donc extensifs) (Turini, 2015). Or, si l'ACS et l'AB correspondent à deux systèmes agricoles distincts, ils tendent à converger et leurs principes peuvent se retrouver de façon transversale. On retrouve donc de plus en plus ces pratiques dans les systèmes d'agriculture biologique (Fleury et al, 2014). Doreau, Farruggia et Veysset, 2017 fait ainsi état d'un stockage de carbone plus important en AB qu'en agriculture conventionnelle.

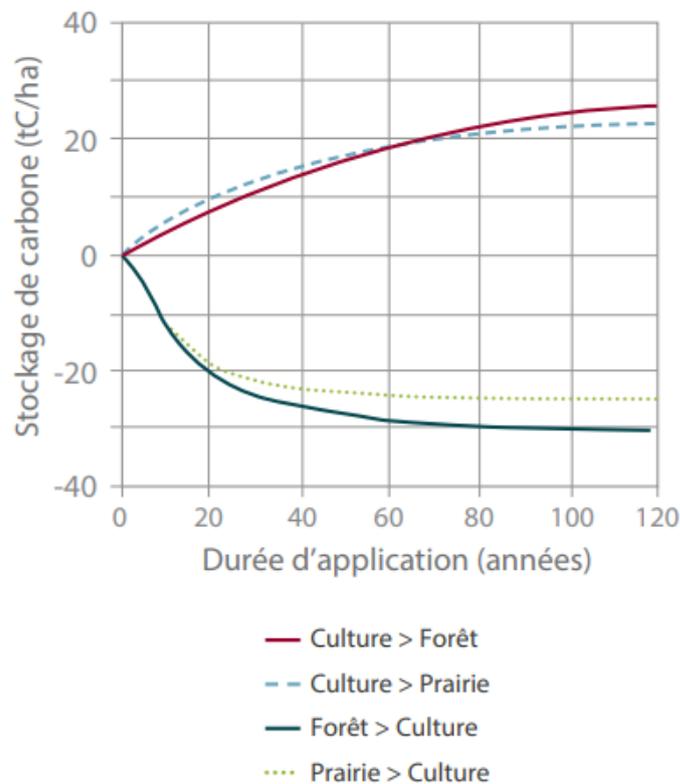


Figure 56 : Evolution de la capacité de stockage du sol en fonction de son utilisation. Turini, 2015.

Enfin, la dernière mesure permettant d'augmenter le stockage du C concerne les semis utilisés, dans le cas des prairies temporaires et de fauche. L'utilisation de semis adaptés au climat local, qui permettent une repousse rapide en cas de pâturage, plus résistants aux sécheresses et qui augmentent la fertilité du sol en fixant mieux l'azote, permet une meilleure

fixation du carbone (*Soussana et al, 2014*). Cette démarche n'est pas exclusive à l'agriculture biologique, aux principes et aux besoins de laquelle elle correspond cependant. En l'absence d'intrants chimiques compensant la productivité et les aléas, des semences résilientes sont une nécessité économique pour pérenniser l'AB.

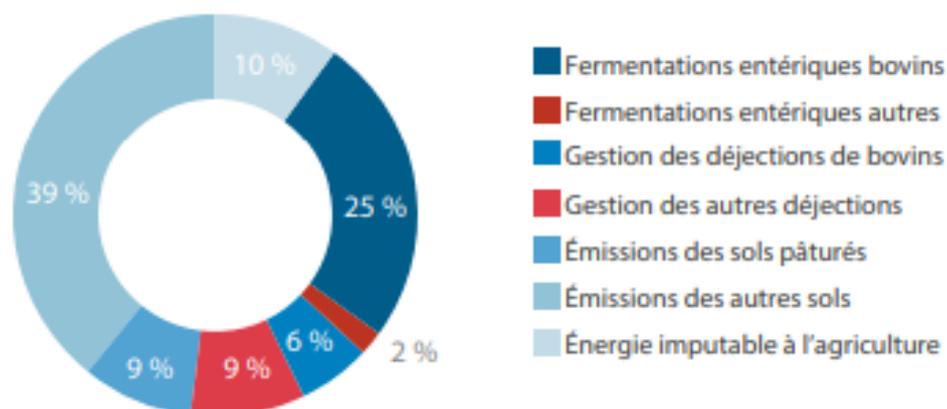


Figure 57 : Contribution des différentes sources aux émissions de GES agricoles en 2011. Turini, 2015.

Tableau 12 : Bilan des pratiques agricoles conduisant à un bilan net carbone moindre

Pratiques limitant la production de GES	Systèmes agricoles associés
Présence de prairies (fauches/pâtures/temporaires ou permanentes) ou de haies	Systèmes extensifs (ACS et AB inclus)
Fertilisation du sol organique par épandage/bouses plutôt que minérales ou chimiques	Systèmes extensifs, AB (absence de fertilisants chimiques), ACS (usage limité des fertilisants chimiques)
Faible chargement en animaux (chargement idéal = 1,2 UGB/ha, 200 jours, <i>Turini, 2015</i>).	Systèmes extensifs, ACS (faible travail du sol, y compris par les bêtes)
Modérer les ajouts d'eau et de fertilisants azotés	ACS (pas ou peu de travail du sol et donc d'intrants)
Climat en prairies : saisons sèches	Systèmes intensifs
Climat en prairies : saisons humides	Systèmes extensifs
Réadaptation de landes défrichées/prairies abandonnées peu productives	ACS > AB
Rotations culturelles incluant des prairies temporaires pour réduire le travail du sol	ACS > AB
Utilisation de semis adaptés aux conditions locales, plus productifs	AB

Ces systèmes (AB et ACS essentiellement) permettent effectivement de limiter l'usage de fertilisants chimiques ou minéraux, notamment azotés, qui sont responsables en plus grande proportion d'émissions de GES (*Citepa, 2022*). L'influence de l'épandage sur ces émissions de GES demeure toutefois élevée (18%, *Figure 53*). Les systèmes pratiquant un fort pourcentage de pâturage ont en conséquence peu d'émissions résultantes de la gestion et du stockage des effluents, et diminuent les émissions liées aux sols des monocultures car l'épandage sur les cultures est plus émetteur qu'au pâturage (*Figure 57 ; Turini, 2015*). Ainsi,

les systèmes plus extensifs avec un régime pauvre en concentrés semblent donc plus favorables à la mitigation de ces émissions, qui sont essentiellement riches en N₂O (Citepa, 2022). Elles sont d'autant plus réduites que la période de pâturage est allongée, limitant ainsi la période de stockage des effluents (Doreau, Farruggia et Veysset, 2017 ; Klumpp et al, 2013).

Le bilan net place donc les systèmes pratiquant les pâturages dans une position potentiellement plus favorable à la diminution des émissions de GES. Les différents avantages de ces systèmes sont présentés en *Tableau 12*.

iii. La question de l'autonomie alimentaire, en faveur des systèmes extensifs

Un autre avantage des systèmes évoqués ci-dessus repose sur leur plus grande autonomie alimentaire. Cette dernière représente le rapport entre les aliments consommés produits sur l'exploitation et l'ensemble des aliments consommés, comprenant ceux produits et ceux importés (Devun et Guinot, 2012). Plus elle est élevée, moins l'élevage dépend de facteurs extérieurs à son exploitation pour la ration de ses animaux. Elle peut s'exprimer de diverses façons ; on parle ainsi d'autonomie massique, énergétique ou protéique. On peut également détailler l'autonomie alimentaire en fonction de la catégorie d'aliments ; fourrages, concentrés, totale (Devun et Guinot, 2012) ...

Une grande autonomie signifie donc moins d'émissions en GES liées aux transports d'importation des aliments achetés, ainsi qu'un meilleur contrôle sur les pratiques agricoles réalisées (Turini, 2015). L'exploitation peut ainsi mettre en place des mesures de réduction, telles que des intercultures permettant de stocker du carbone entre deux rotations de monocultures par exemple. Les données concernant l'autonomie alimentaire des élevages français mettent en effet en évidence que ce sont majoritairement les concentrés, et donc les monocultures, qui sont déficientes dans les productions sur l'élevage (Devun et Guinot, 2012).

L'autonomie fourragère s'élève à 98% en élevages BVA, tandis que celle en concentrés n'est que de 38% (Devun et Guinot, 2012). L'autonomie totale de la ration s'élève tout de même à 92%, étant donné la faible proportion des aliments concentrés dans le régime alimentaire des BVA (cf. partie I). Ce pourcentage final n'est toutefois valable que sur un modèle moyen. Si l'on s'intéresse aux modèles plus intensifs, ceux-ci intègrent de plus grandes quantités de concentrés dans leur ration, qui impactent négativement l'autonomie alimentaire. En ce sens, les systèmes intensifs, et d'autant plus les systèmes hors-sols, produisent plus d'émissions carbonées associées aux transports d'acheminement de ces concentrés.

Les différentes cultures destinées à la consommation (produits et achetés) de concentrés sont représentées sur la *Figure 58*, et celles représentant les achats réalisés sont en *Figure 59*.

Les concentrés produits sur l'exploitation sont représentés pour leur grande majorité par des céréales (blé, maïs, orge...) et par des protéagineux (pois, fève, lupin...) ou oléagineux (colza, tournesol...) (*Figure 58* ; Devun et Guinot, 2012). Bien qu'une partie de ces matières premières reste produite ailleurs, celles produites sur l'exploitation correspondent à près de 40% des concentrés consommés, qui ont donc une empreinte carbone de transport très faible (Turini, 2015). Cette part peut également être soumise à des pratiques bénéfiques pour la réduction d'émission en GES (*Tableau 12*). Les cultures ont une capacité de stockage du

carbone plus faible que les prairies. Ainsi, il est estimé que les 30 premiers centimètres d'un sol cultivé peuvent stocker 40% de carbone de moins qu'un sol de prairie (Turini, 2015).

On constate par ailleurs que le tiers des aliments achetés pour le concentré correspond à des coproduits (Figure 59). Ce terme regroupe, entre autres, les drèches de brasserie, la mélasse issue des cultures de betterave, ou autres résidus issus de cultures de céréales. Ces coproduits constituent une valorisation des déchets de cultures destinées initialement à l'homme. Ce recyclage autorise une optimisation de la valeur alimentaire intrinsèque de telles cultures, c'est-à-dire que pour une même empreinte carbone liée à la production végétale, l'apport nutritionnel est plus grand par l'utilisation des résidus par les bovins (Turini, 2015).

Ces dernières conclusions restent favorables aux systèmes extensifs. En effet, ces derniers reposent sur une plus grande part de fourrages dans la ration, et une moindre portion de concentrés. En réduisant le plus possible cette part de concentrés, il est envisageable d'avoir un apport suffisant uniquement par des productions locales (Turini, 2015). Le principe d'autonomie alimentaire, lorsqu'elle approche les 100%, permet de limiter l'empreinte carbone liée aux transports tout en valorisant l'intégralité des cultures et de leurs résidus. Les productions locales sont d'autant plus favorables à une moindre production en GES qu'elles peuvent être intégrées dans des pratiques vertueuses (Tableau 12), et stocker du carbone. Enfin, les systèmes extensifs permettent d'avoir de plus grandes surfaces toujours en herbe (prairies) qui stockent plus efficacement le carbone que les sols des cultures.

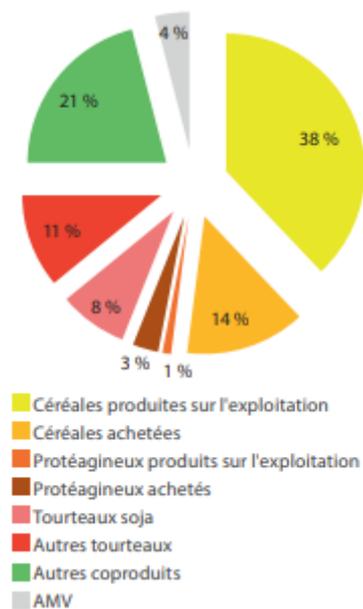


Figure 58 : Matière première dans les aliments concentrés consommés en BVA. Devun et Guinot, 2012. AMV = aliments minéraux-vitaminés.

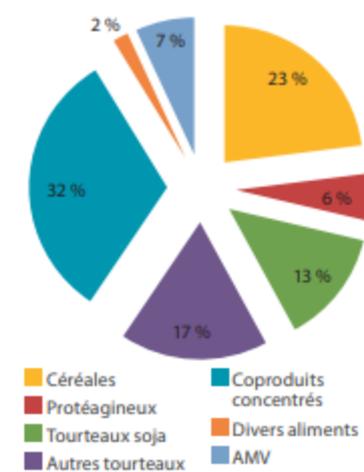


Figure 59 : Matière première dans les aliments concentrés achetés en BVA. Devun et Guinot, 2012.

b. Evolutions possibles pour une moindre production en GES

Les conclusions de la partie précédente mettent en évidence l'avantage des systèmes extensifs, d'agriculture biologique et d'agriculture de conservation. Il est cependant pertinent d'explorer des solutions qui puissent être appliquées au sein des exploitations déjà présentes, pour lesquelles un changement de modèle agricole ne serait envisageable. Ces solutions s'articulent autour des pôles de production de GES qui sont communs à tous les modèles, à

savoir la fermentation entérique et la production par les effluents. Certains outils sont déjà à disposition des éleveurs et sont présentés.

i. Réduire la fermentation entérique

La fermentation entérique dépend principalement de la composition de la ration, mais aussi de paramètres individuels dont le déterminisme génétique peut être exploré.

1. Modifier la ration

L'alimentation et sa digestion par les bovins constitue la première source d'émissions carbone de l'élevage. La recherche s'oriente donc naturellement vers des solutions concernant la ration pour réduire l'activité méthanogène de la flore ruminale. Les meilleurs résultats font ressortir plusieurs options alimentaires.

L'ajout dans la ration de lipides insaturés, que l'on retrouve dans les graines oléagineuses extrudées telles que le colza ou le lin, permet une réduction significative du méthane entérique sans conséquences néfastes sur la production (*Klumpp et al, 2013*). Ils ne constituent en effet pas de substrats utiles pour la méthanogenèse (*Doreau et al, 2011*). On les retrouve dans les concentrés issus de la fabrication d'éthanol, ou des tourteaux (*Doreau et al, 2011*). Cette option convient donc pour les régimes mixtes dans lesquels la ration est composée en partie de concentrés. Ces lipides insaturés remplacent des glucides, apportés par les céréales, dans les concentrés. Cette solution permet une réduction de la production de CH₄ allant jusqu'à 4% par point de lipide substituant, selon *Klumpp et al, 2013*. Une baisse de 7,5% par point de lipides (matière grasse brute) ajoutés à la ration est proposée par *Brocard et al, 2020*. Le dosage doit toutefois se faire avec une limite, de 5 à 6% de matière grasse brute dans la ration finale (*Brocard et al, 2020*), en gardant en tête que le lin est plus efficace que le colza sur ce plan (*Doreau et al, 2011*).

L'ajout d'additifs à base de nitrates est également efficace *in vivo* et sur le long terme pour atténuer la fermentation entérique. Toutefois il est également à doser avec précaution pour ne pas engendrer la formation de nitrites (métabolites toxiques) ou d'excès de pertes azotées, émettrices de N₂O, dans le cas d'un rumen trop riche en azote fermentescible (*Klumpp et al, 2013*). Ces risques peuvent être atténués en limitant ce dernier apport à 1% de la ration. Les émissions de méthane sont alors réduites de près de 10% (*Klumpp et al, 2013*). L'ajout d'additifs probiotiques, qui consiste à incorporer dans le rumen des bactéries compétitrices des Archées, est prometteur mais manque encore de données *in vivo* confirmées (*Doreau et al, 2011*).

De nombreuses plantes ont également été ajoutées aux rations des bovins dans le but d'identifier des constituants permettant de réduire significativement la production de méthane. Les meilleurs résultats sont décrits pour les tanins et les saponines. Ces résultats sont encore peu connus, et dépendent essentiellement de la matière première utilisée (*Brocard et al, 2020*), entre tanins condensés et tanins hydrolysables (*Doreau et al, 2011*). Ils semblent réduire les populations d'Archées, et peuvent être ajoutés dans la ration sous forme d'extraits, avec les concentrés ou les fourrages. Toutefois certains ont également des effets digestifs néfastes, qui implique de bien maîtriser leur utilisation (*Doreau et al, 2011*).

Certaines légumineuses, que l'on peut cultiver en régions tempérées, sont justement riches en tanins. Elles permettent, en association de cultures dans les prairies par exemple, de réduire

significativement la production de méthane entérique. Le lotier (lotier corniculé) ou encore le sainfoin d'Italie ont une efficacité identifiée due à la présence des tanins. On obtient des résultats similaires avec le sainfoin (Doreau et al, 2011). On peut ainsi constater une baisse des émissions entériques allant jusqu'à 10% par kilo de gain de poids en remplaçant un pâturage de graminées uniquement par un mélange graminées-légumineuses, si ces dernières sont riches en tanins. Le trèfle blanc ou violet, ou encore la luzerne par exemple, ne contiennent pas de tanins et ne sont pas adaptées pour cette mesure (Doreau et al, 2011).

Les saponines sont pour leur part des glycosides qui limitent la dégradation des protéines dans le rumen. Les protéines microbiennes sont ainsi plus amplement synthétisées en consommant l'hydrogène utilisé dans la production du méthane. Si les résultats *in vitro* sont prometteurs, il n'existe encore que trop peu d'études *in vivo* avec des résultats significatifs pour définir des plantes efficaces (Doreau et al, 2011). Il en va de même pour les huiles essentielles et les extraits de plantes (ail, cajou, origan), qui ont encore à prouver leurs effets à long-terme sur la production de méthane et la digestion *in vivo*.

L'ensemble de ces solutions, leur efficacité et leur applicabilité sont résumés dans le *Tableau 13* provenant de l'article Doreau, Martin et Morgavi, 2017.

Tableau 13 : Principe, efficacité et applicabilité des changements alimentaires réduisant la production de méthane. Doreau, Martin et Morgavi, 2017.

Mode de réduction	Efficacité <i>in vivo</i>	Applicabilité (si efficace)
Rations très riches en concentré	oui	Limitée par choix éthique (durabilité) ou en raison d'autres effets négatifs sur l'environnement
Lipides insaturés	oui	Bonne, mais problème de coût
Plantes riches en tanins	oui	Pour animaux à besoins modérés
Plantes riches en saponines	variable	Prématurée
Autres plantes, extraits ou huiles essentielles	faible ou non systématique	Pour l'instant limitée, mais intérêt possible à l'avenir
Acides organiques	variable	Faible ; produit coûteux
Nitrate	efficace	Limitée par les risques pour la santé de l'animal et l'acceptabilité par l'éleveur et le consommateur
3-nitrooxypropanol	très efficace	Pas encore commercialisé ; problèmes éventuels d'acceptabilité d'un additif de synthèse par le consommateur
Vaccination, anticorps	?	-
Ajout de levures	non	-
Ajout de souches bactériennes	variable	Prématurée

Le choix et l'application de ces différentes options dépend notamment des coûts d'achat de la matière première, qui sont fonction des conjonctures mondiales. En outre, il est important de considérer les émissions de GES dans leur totalité ; si l'ajout de ces éléments permet de réduire le CH₄ entérique, ils sont néanmoins à l'origine de GES au cours de leur production. La production d'oléagineux a en effet une empreinte carbone plus importante que les céréales substituées, ou que les autres tourteaux (Klump et al, 2013). Le bénéfice de réduction des émissions entérique semble cependant plus élevé que le surcoût d'émissions induites par leur production.

Les concentrés, de manière générale, demeurent fortement émetteurs en carbone durant leur transformation. Ainsi, passer complètement le cheptel français à un système intensif riche en concentrés n'est pas une option pertinente, et ce malgré les valeurs d'émissions plus faibles qu'en systèmes avec plus de pâturages (cf. partie III.A.a.) (*Klumpp et al, 2013*). En outre, des différences de production de CH₄ existent entre les différents concentrés. L'orge est ainsi moins productrice que la pulpe de betterave, le maïs est moins producteur que l'orge (*Doreau et al, 2011*). Toutefois ces différences sont moins importantes que lorsqu'on opère un changement de proportions de ces concentrés par rapport aux fourrages (*Doreau et al, 2011* ; cf. partie III.A.a.).

La nature des fourrages présente peu de pertinence pour réduire la production de méthane en élevage allaitants. Certaines études démontrent effectivement que l'ensilage de maïs engendre une moindre production de méthane, mais toutes les données sont issues de vaches laitières hautes productrices. Les valeurs obtenues sur des vaches taries ou des taurillons à l'engraissement sont beaucoup moins significatives (*Doreau et al, 2011*).

L'additif le plus prometteur à développer dans les années à venir concerne les algues. L'utilisation d'algues de mer des espèces *Asparagopsis taxiformis*, *Ascophyllum nodosum*, ainsi que l'addition de bêta-glucanes qui en sont dérivés apportent des résultats très satisfaisants. On relève ainsi *in vitro* jusqu'à 99% de potentiel de réduction des émissions de CH₄ entérique, et les premières études *in vivo* confirment ces estimations (*Abbott et al, 2020* ; *Roque et al, 2019*). La mise en application de cet additif à grande échelle dans les élevages bovins du monde demeure toutefois encore soumise au développement économique de ces productions. Aucune entreprise en France n'a à ce jour développé de telles cultures, mais l'Irlande ainsi que la suède ont d'ores et déjà commencé la culture (*Abbott et al, 2020*).

2. Améliorations génétiques

En dehors de la modification de la ration des ruminants, il existe d'autres opportunités pour réduire la production de méthane significativement à l'avenir. C'est là qu'entrent en jeu les schémas de sélection génétique. Ceux-ci s'orientent autour de trois stratégies ; intensifier la production, améliorer l'efficacité du système, et sélectionner des animaux peu émetteurs (*Turini, 2015*).

L'intensification consiste à obtenir des animaux meilleurs producteurs, la quantité de GES ainsi émis est diminuée grâce à la réduction du nombre d'animaux pour un même niveau de production. On obtient donc moins d'émissions de CH₄ au kg de viande produite. La sélection génétique s'établit sur l'efficacité alimentaire nette (EFA), aussi appelée Residual Feed Intake (RFI pour consommation résiduelle). Meilleure est l'EFA, plus petit est l'écart entre la quantité théorique et la quantité réelle (plus élevée) d'aliment consommé pour un niveau de production donnée. On diminue ainsi l'aliment nécessaire à la production. Ceci est tout particulièrement intéressant lorsqu'il s'agit de fourrages qui favorisent la méthanogenèse. L'EFA est bien corrélée à une moindre émission de méthane entérique. Les ressources manquent encore pour obtenir des valeurs précises quant à l'évaluation d'une telle technique, mais le critère EFA est identifié et disponible en filière allaitante pour les races limousines, charolaises, blonde d'aquitaine et rouge des près (*Turini, 2015*). On peut également sélectionner sur l'indice de consommation ou l'efficacité digestive, ainsi que sur la croissance musculaire pour réduire la quantité d'aliments consommés pour un même niveau de production (*Phocas et al, 2017*). Toutefois, l'augmentation de la quantité ingérée par animal

accélère son transit, quel que soit le niveau de production, ce qui implique que les aliments passent moins de temps dans le rumen et produisent donc moins de méthane (Doreau *et al*, 2011). On peut donc également rechercher un équilibre entre une EFA élevée, permettant d'atteindre une quantité d'aliments la plus faible possible pour une production donnée, et un niveau d'ingestion suffisamment élevée pour réduire le temps de transit ruminal.

L'efficacité du système est améliorée en sélectionnant des animaux plus fertiles, qui amènent à élever moins de génisses pour obtenir le même nombre de veaux. L'index de fertilité existe en France, permettant de sélectionner des pères sur la fertilité induite des filles, sur les achats de renouvellement et sur la sélection des mères à mettre à la reproduction (Turini, 2015).

La sélection des animaux avec une moindre production basale de méthane entérique se base essentiellement sur la composition de la flore. Cette composition permet d'établir un potentiel émetteur qui est indexé pour la sélection. Cet aspect est toutefois peu développé pour le moment par manque d'investissements, et les facteurs à prendre en compte dans l'évaluation de ce potentiel sont nombreux (Turini, 2015). En effet, nous avons vus précédemment que le régime ainsi que le système agricole dans lequel l'animal évolue exercent une influence externe sur le fonctionnement de la flore ruminale. C'est donc un critère d'avenir, mais qui n'est pas encore opérationnel. Huws *et al*, 2018 rassemble ainsi les études ayant montré l'influence de certains gènes microbiens avec une meilleure efficacité alimentaire, et donc directement ou indirectement une moindre production de méthane.

ii. Améliorer la gestion des effluents et des fertilisations

Les effluents sont la deuxième source d'émissions de GES en élevage après la fermentation entérique. Ces effluents émettent essentiellement du CH₄ et du N₂O à différents stades. Ils peuvent effectivement être stockés au bâtiment, épandus sur des terres agricoles pour la pousse des cultures, ou être déposés au sol directement par les bovins au pâturage. La troisième source d'émission de GES concerne surtout les émissions de N₂O issues de la fertilisation des sols. La réduction de ces différents phénomènes passe par plusieurs solutions.

Les émissions de méthane peuvent être gérées au cours de la période de stockage à l'aide de trois options. L'objectif de ces méthodes est de limiter le contact direct avec l'air des effluents pour minimiser leur volatilisation vers l'atmosphère (Turini, 2015). Le compostage se fait au stockage et repose sur l'aération des déjections. Par rapport à un stockage simple en cuve, on baisse les émissions de méthane de 30%, et de 70% par rapport aux tas. L'inconvénient majeur de cette technique repose sur l'émission plus forte de N₂O associée (Turini, 2015). Le recouvrement des tas ou des cuves, à l'aide de bâches ou de croûte formée naturellement, permet, lui, permet une diminution des émissions de CH₄ de 40%, toutefois là aussi les émissions de protoxyde d'azote sont augmentées en comparaison d'une fosse non couverte (Turini, 2015 ; Doreau, Farruggia et Veysset, 2017).

Ces deux solutions au cours du stockage ne sont donc pas les plus adéquates en raison de leur effet sur les émissions de N₂O. Pour compenser ce phénomène, la meilleure option à ce jour est la méthanisation, couplée avec des torchères (Turini, 2015 ; Pelerin *et al*, 2013 ; Gac *et al*, 2014). La méthanisation permet une réduction de près de 85% des émissions de CH₄, et produit en parallèle de l'énergie, ce qui permet de diminuer la consommation énergétique externe de l'élevage et par conséquent de réduire son empreinte carbone (Turini, 2015). Elle réduit également les émissions de N₂O, et par conséquent est doublement bénéfique à la

réduction des émissions de GES. Le principe de la méthanisation est d'utiliser la dégradation des matières organiques par les microorganismes en milieu anaérobie pour obtenir un digestat ainsi que du biogaz. Le digestat est très riche en matière organique et sert ainsi à la fertilisation des sols. Le biogaz est utilisé comme source d'énergie pour produire de l'électricité ou du carburant (*Ademe, 2007*).

La valorisation des effluents est donc multiple : non seulement cette méthode permet de limiter la volatilisation de GES dans l'atmosphère, mais elle permet aussi indirectement de favoriser le stockage de carbone par les sols et de produire de l'énergie renouvelable. Toutefois, cette technique n'utilise pas uniquement les effluents d'élevage pour fonctionner. En effet ceux-ci sont trop faiblement méthanogènes. Les agriculteurs ont donc souvent recours à une association d'effluents et d'autres matières ou déchets issus de l'élevage ou non (résidus de cultures, cultures énergétiques, déchets verts et résidus carbonés agro-alimentaires ou urbains ; *Turini et al, 2015*). L'import de ces matières jusqu'à l'élevage peut avoir un coût en émissions carbone, de même que la production de certains déchets. Certains modèles de méthanisation peuvent en effet conduire à l'apparition de cultures fortement méthanogènes dédiées exclusivement à l'approvisionnement des méthaniseurs en digestat. Si ces cultures produisent près de 75% du biogaz produit en Allemagne, elles ne sont responsables que d'environ 8% du biogaz français. Elles ne peuvent en outre participer à la composition des intrants qu'à hauteur de 15% (*DREAL Grand Est, 2018*). De telles cultures se développent au détriment de surface de prairies ou de cultures destinées à l'alimentation, et sont donc néfastes pour le bilan des émissions carbone. Un équilibre avec les productions à l'échelle locale est donc nécessaire pour conserver une empreinte carbone bénéfique au sein du système.

L'épandage amène également son lot d'émissions de GES. Les déjections sont là aussi en contact avec l'air et peuvent en conséquence relarguer dans l'atmosphère du CH₄ ou du N₂O. Plutôt que de recouvrir les effluents épandus, on préférera l'enfouissement des effluents en profondeur (*Doreau, Farruggia et Veysset, 2017 ; Turini, 2015*). Cette technique permet à la fois de garantir les apports azotés organiques nécessaires au sol, adaptés aux besoins des plantes (*Turini, 2015*) et de limiter les émissions de GES, bien que les bénéfices pour le carbone soient relativement minimes (*Turini, 2015*). Elle permet toutefois une réelle réduction d'émission puisqu'elle minimise grandement la nécessité de recourir aux fertilisations azotées de synthèse, qui elles, sont émettrices (*Turini, 2015*).

L'allongement de la saison de pâture est un élément capital à prendre en compte. Il est en effet transversal à la fois à la gestion des effluents et à l'usage raisonné des fertilisations minérales. Permettre aux vaches de pâturer plus longtemps sur l'année, ainsi qu'augmenter la durée de vie des prairies temporaires à 5 ans, implique plus de déjections déposées au pré. Celles-ci sont moins émettrices, en CH₄ comme en N₂O, que les fertilisations ou l'épandage (*Klumpp et al, 2013 ; Doreau, Farruggia et Veysset, 2017*). Ces déjections permettent également, du fait de l'apport accru en matière organique, d'augmenter la capacité du sol à fixer le carbone. Ces deux mesures appliquées ont permis dans les élevages concernés un abattement des émissions compris entre 0,2 et 1,4 Mt (méga tonne) de CO₂e par an (*Klumpp et al, 2013*).

La réduction de l'usage des fertilisants minéraux est donc un autre élément important à mettre en application pour réduire les émissions de N₂O (*Pelerin et al, 2013 ; Doreau, Farruggia et Veysset, 2017*). Cela peut notamment passer par le biais du pâturage plus long, de l'apport

ajusté de matière organique au sol par enfouissement ou avec du digestat, en étant toujours au plus près des besoins réels de la plante. Les fertilisations minérales ont toutefois un moindre impact sur les émissions de N₂O si, lorsqu'utilisées avec des fertilisants organiques, elles sont appliquées au moins 3 jours après ceux-ci (*Turini, 2015*).

Enfin, la composition de la ration tient également un rôle important dans la réduction des émissions de N₂O. On peut ainsi réduire les apports protéiques de la ration, afin de limiter la quantité d'azote contenue dans les effluents et par conséquent réduire les émissions de protoxyde d'azote associée. En se limitant à un seuil de 14% de MAT (matière azotée totale), Les pertes d'azote dans les fèces et les urines sont significativement réduite sans perte de production (*Klumpp et al, 2013 ; Pelerin et al, 2013*). L'ajout de légumineuses dans les prairies permet de fixer fortement le protoxyde d'azote dans le sol et réduit de ce fait le besoin en apports azotés minéraux (*Turini, 2015 ; Doreau, Farruggia et Veysset, 2017 ; Pelerin et al, 2013*). On peut également utiliser les inhibiteurs de nitrification, qui sont des nitrates, comme additifs alimentaires dans le but de réduire la production de protoxyde d'azote (*Gac et al, 2014 ; Pelerin et al, 2013*).

L'ensemble de ces options permettant de gérer plus efficacement les émissions dues aux effluents et aux fertilisations est résumé dans le *Tableau 14*, d'après *Pelerin et al, 2013*. Il apparaît que les systèmes favorisant le pâturage de façon extensive, ainsi que les systèmes utilisant peu ou pas de fertilisants minéraux sont les plus favorables à l'abattement de l'empreinte carbone. L'agriculture biologique, l'agriculture de conservation des sols, et même en moindre mesure l'agriculture conventionnelle extensive sur sol sont les modèles agricoles qui correspondent le mieux à cette description.

Tableau 14 : Actions permettant de réduire les émissions de GES dues aux effluents et à la fertilisation minérale. Pelerin et al, 2013.

	Sous-actions	Potentiel d'atténuation annuel (en Mt CO ₂ e par an) en 2030
Diminuer les apports de fertilisants minéraux azotés		
1	A. Réduire la dose d'engrais minéral en ajustant mieux l'objectif de rendement	2,60
	B. Substituer l'azote minéral de synthèse par l'azote des produits organiques	1,88
	C1. Retarder la date du premier apport d'engrais au printemps	0,42
	C2. Utiliser des inhibiteurs de la nitrification	0,61
	C3. Enfouir dans le sol et localiser les engrais	0,58
2	A. Accroître la surface en légumineuses à graines en grande culture	0,91
	B. Augmenter et maintenir des légumineuses dans les prairies temporaires	0,48
Stocker du carbone dans le sol et la biomasse		
3	Passer à un labour occasionnel 1 an sur 5	3,77
4	A. Développer les cultures intermédiaires semées entre deux cultures de vente dans les systèmes de grande culture	1,08
	B. Introduire des cultures intercalaires en vignes et en vergers	0,14
	C. Introduire des bandes enherbées en bordure de cours d'eau ou en périphérie de parcelles	0,30
5	A. Développer l'agroforesterie à faible densité d'arbres	1,53
	B. Développer les haies en périphérie des parcelles agricoles	1,25
6	A. Allonger la période de pâturage	0,20
	B. Accroître la durée de vie des prairies temporaires	1,44
	C. Réduire la fertilisation azotée des prairies permanentes et temporaires les plus intensives	0,46
	D. Intensifier modérément les prairies permanentes peu productives par augmentation du chargement animal	0,45
Modifier la ration des animaux		
7	A. Substituer des glucides par des lipides insaturés dans les rations	1,89
	B. Ajouter un additif (nitrate) dans les rations	0,48
8	A. Réduire la teneur en protéines des rations des vaches laitières	0,23
	B. Réduire la teneur en protéines des rations des porcs et des truies	0,48
Valoriser les effluents pour produire de l'énergie, réduire la consommation d'énergie fossile		
9	A. Développer la méthanisation	5,78
	B. Couvrir les fosses de stockage et installer des torchères	3,40
10	A. Réduire la consommation d'énergie fossile pour le chauffage des bâtiments d'élevage	0,20
	B. Réduire la consommation d'énergie fossile pour le chauffage des serres	0,08
	C. Réduire la consommation d'énergie fossile des engins agricoles	1,61
Total	(sous hypothèse d'additivité)	32,3

c. Application en élevage : outils à portée des éleveurs

Les outils bien développés à ce jour qui permettent de reprendre certaines solutions abordées plus haut se regroupent dans les logiciels de calculs de ration, ainsi que dans les catalogues de semences adaptées aux enjeux auxquels l'élevage et l'agriculture font face.

i. Logiciels de calcul de ration intégrant les émissions de GES

Si certains outils se développent pour permettre aux éleveurs de calculer leur empreinte carbone, comme le logiciel d'ACV CAP'2ER (*Figure 12*), ils permettent souvent un calcul à l'échelle de toute l'exploitation. La fermentation entérique étant la principale source d'émissions de GES en BVA, la mise à disposition de logiciels intégrant ce paramètre dans leur calcul de ration est donc pertinente afin de donner les clés aux éleveurs pour réduire à la source leurs émissions.

Le calcul des rations alimentaires en élevages BVA en France se base sur les tables de valeurs alimentaires et les recommandations calculées par l'INRA. Jusqu'à 2018, ces rations étaient basées sur des tables datant de 2007, qui n'intégraient pas la valeur méthanogène des aliments. La mise à jour de 2018 (INRA, 2018) a permis une meilleure prise en compte de la qualité des produits, de l'état de santé des animaux, du stade de production, et surtout des émissions vers l'environnement.

Les logiciels disponibles sur le marché intégrant ces nouvelles données sont tous adaptés du logiciel support INRAtion© V5. Ce dernier fournit une estimation des rejets azotés, à l'origine du N₂O, ainsi que de la production de méthane entérique (*Brocard et al, 2020*).

Celle-ci dépend du type de régime (mixte avec fourrages et concentrés, ou fourrages uniquement), et du niveau d'ingestion, de la proportion de concentrés, de la teneur en matière organique digestible de la ration, ainsi que de la teneur en parois végétales totales (ou fibres au détergent neutre, NDF). Le logiciel permet également de prévoir la diminution de fermentation entérique associée à l'ajout de lipides ou de tanins. Une prédiction des rejets d'azotes urinaires est également possible grâce au logiciel, mais c'est une fonctionnalité surtout utile pour les vaches laitières (*Brocard et al, 2020*).

Le calcul des quantités nécessaires est donc plus précis et plus proche de l'efficacité alimentaire réelle des animaux. Ceci permet de réduire la quantité des refus (*Brocard et al, 2020*) et donc de pertes de matières premières qui ont été responsables d'émissions de GES. Le choix des aliments compris dans la ration peut également être fait en amont de la production, afin d'ajuster au plus tôt le bilan carbone de l'exploitation et mettre en place des cultures moins méthanogènes.

ii. Catalogue de semences adaptées à l'agroécologie

Un des éléments de la réduction des émissions carbone repose sur l'utilisation de semences plus résistantes, adaptées aux conditions climatiques locales. Ces semences permettent de diminuer, si ce n'est supprimer, l'usage des fertilisants qui sont à l'origine d'émissions de GES, essentiellement de N₂O (cf. III.A.a.ii.).

Le catalogue du comité technique permanent de la sélection (CTPS) regroupe toutes les espèces et variétés de plantes cultivées en France, avec des sections adaptées aux situations très diverses d'agriculture. On trouve notamment une prise en compte de l'agriculture biologique, grâce à la section CISAB (Commission Inter-Sections dédiée à l'évaluation des variétés pour l'Agriculture Biologique). Les variétés inscrites au sein de ce catalogue sont des variétés qui conservent de bonnes aptitudes de performance en l'absence de produits de synthèse (fertilisants, facteurs de croissance, pesticides...). La résistance aux bio-agresseurs, la tolérance au stress azoté, mais aussi la compétitivité face aux adventices (pouvoir couvrant, hauteur) sont des caractéristiques capitales pour l'inscription d'une nouvelle semence au sein du catalogue (*Bernicot et Renard, 2020*). D'autres facultés sont recherchées suivant la culture inscrite et les conditions de croissance qui lui sont propres.

Ces semences sont issues d'une démarche d'inscription pour satisfaire les conditions de l'agriculture biologique mais aussi les demandes des agriculteurs et des consommateurs. Elles peuvent également être à disposition des systèmes conventionnels si les pratiques en conventionnel sont compatibles avec la variété.

La recherche de telles semences permet d'offrir un panel de semences robustes qui puissent par la suite être mises à disposition de tous les systèmes agricoles, en permettant de réduire l'usage de produits phytosanitaires dont l'empreinte carbone peut être conséquente.

Le catalogue s'enrichit également de plants et semences qui n'ont pas vocation directe à être consommés mais qui peuvent rendre des services écosystémiques comme la lutte biologique

contre les éléments agresseurs des plants cultivés pour l'alimentation (*Achille et Dutartre, 2019*).

La recherche se développe dans ce domaine afin de fournir un catalogue diversifié apportant des semences de meilleure qualité, adaptées aux enjeux et contraintes du futur, mais elle se heurte encore à certains verrous, notamment économiques. Les nouvelles technologies permettent néanmoins d'approfondir l'évaluation de ces nouvelles semences, à l'aide d'outils de génotypage ou phénotypage, entre autres.

L'utilisation de semences nécessitant moins d'apports phytosanitaires pour atteindre des valeurs agronomiques similaires est doublement bénéfique. C'est à la fois un levier de mitigation des GES et un atout pour préserver la biodiversité et la qualité du sol. Ces deux enjeux ne sont pas totalement indépendants de la gestion de l'empreinte carbone de l'exploitation. Les moyens disponibles pour avoir un effet bénéfique sur ces enjeux sont explorés dans la partie qui suit.

B. La pérennisation de la biodiversité et l'usage raisonné du sol
a. La valorisation des prairies, facteur de biodiversité

L'élevage de bovins allaitants repose, pour la majorité des exploitations françaises, sur la valorisation majoritaire des prairies durant la période plus chaude de l'année (*Devun et Guinot, 2012*). Or les prairies, et donc leur conservation, par le biais des pratiques d'élevage, sont à l'origine de nombreux services écosystémiques.

Le premier a été évoqué plus haut ; elles permettent de stocker du carbone au niveau des sols de façon plus conséquente que d'autres utilisations, comme les forêts ou les cultures. Elles participent ainsi à réduire le bilan carbone des exploitations, et dans certains cas à le négativer (*Soussana et al, 2014*).

Le deuxième est un service social et territorial. Les prairies ont une véritable valeur paysagère en morcelant le paysage, ce qui peut représenter un bénéfice économique (*Gillet et al, 2012*).

Le troisième service écosystémique rendu par les prairies, et donc par les élevages BVA, concerne la conservation de la biodiversité. La prairie, particulièrement la prairie tempérée européenne, représente le biome avec la plus grande richesse spécifiques au m² (*Wilson et al, 2012*). Comme évoqué en partie II, elle constitue l'habitat ou le terrain de chasse de très nombreuses espèces à des échelles de surface différentes. La gestion agricole de ces espaces influence la biodiversité ainsi que la structure du sol de façon différente.

Un bovin, du fait de son poids, engendre ainsi des micro-tassements du sol là où il s'allonge pour ruminer, et y concentre ses bouses. Les nutriments sont donc concentrés sur des surfaces limitées, réparties de façon hétérogènes sur la prairie. Ces zones enrichies favorisent la croissance de certaines espèces, comme les orties, les rumex ou les plantains. En outre, les bovins sont des brouteurs peu sélectifs : la pression de défoliation est homogène pour toutes les espèces présentes (*Hennequin et Jacquot, 2021*).

La richesse spécifique des prairies pâturées peut donc être augmentées, du fait de la répartition inégale des nutriments. Ceux-ci favorisent la pousse de certaines espèces. Comme la pression de sélection exercée par la défoliation est grossièrement la même toutes essences végétales confondues, l'abondance spécifique n'est pas modifiée par le pâturage. Par ailleurs les bovins broutent préférentiellement les zones précédemment défoliées (*Dumont et al,*

2007). Ainsi le pâturage des bovins de manière générale garantie une richesse et une abondance spécifique plus importante, avec une répartition hétérogène du couvert végétal.

Les prairies de fauche sont plus uniformes ; les nutriments sont répartis de façon équivalente sur l'intégralité de la parcelle, pour une topographie homogène. Les plantes sélectionnées sont par ailleurs différentes de celles des pâtures ; en effet, les espèces des prairies de fauche sont sélectionnées sur leur capacité à être fauchées (croissance des portions aériennes, qualité de conservation en tant que foin). Les espèces en pâtures sont auto-sélectionnées sur leur capacité à résister au piétinement, au broutage et leur aptitude face aux espèces concurrentes qui sont refusées par les ruminants (*Hennequin et Jacquot, 2021*). Les modes de reproduction favorisés et par conséquent les espèces qui prévalent sont donc différents. Les prairies de fauche voient plus d'espèces à graines qui sont produites en portions aériennes, puisqu'en l'absence de pâturage, ces parties ne sont pas consommées avant d'avoir pu transporter les graines. Les prairies de pâtures voient plus de croissance végétative (rhizomes, stolons) ou d'espèces avec des stades d'inflorescence qui maximisent les refus (comme les chardons ou les cirses, *Figure 60*) (*Hennequin et Jacquot, 2021*).



Figure 60 : Chardon-Marie à son stade d'inflorescence, présentant des piques favorisant les refus.

Cette diversité végétale est par ailleurs corrélée positivement à la diversité des autres groupes d'espèces (*Hennequin et Jacquot, 2021 ; Dengler et al, 2014*). Elle se retrouve également à l'échelle du sol, où se développent les organismes qui participent au piégeage du carbone et de l'azote, et qui fournissent les éléments nutritifs aux plantes qui s'y développent (*Dengler et al, 2014*). Les prairies, en plus d'assurer localement une niche de biodiversité, permettent également de garantir une biodiversité plus importante à l'échelle du territoire. Tous les modèles agricoles, même intensifs, intégrant des prairies participent en effet à augmenter la biodiversité du territoire (*Gillet et al, 2012*). La présence de prairies qui morcellent des étendues de forêts ou de cultures favorise grandement le maintien d'une biodiversité conséquente, tant en forêts qu'en cultures (*Gillet et al, 2012*). La fragmentation des sols cultivés, ainsi que des zones boisées, maintient les populations d'oiseaux grâce à la conservation des réseaux trophiques et des habitats des insectes et des petits mammifères constituant leur alimentation (*Dengler et al, 2014*). L'hétérogénéité du territoire est donc un élément clé du maintien de la biodiversité locale.

Les prairies de fauches, qui sont généralement moins diversifiées que celles de pâtures, morcellent également la biodiversité du territoire. En effet, pour des raisons de praticité technique, les prairies de fauche impliquent l'utilisation de gros véhicules agricoles, et sont souvent plus proches des exploitations. A l'inverse, dans les territoires à topographie

hétérogène et difficile d'accès, les pâtures sont souvent reléguées aux zones non accessibles par ces mêmes véhicules. Ces parcelles plus proches de l'exploitation, utilisées pour la fauche, ont tendance à être utilisées plus intensivement, ce qui influe négativement sur leur biodiversité (Gillet et al, 2012 ; Soulat et al, 2018).

Le chargement en animaux à l'hectare, un des critères d'intensification des parcelles, est inversement corrélé à la biodiversité (Figure 61 ; Gillet et al, 2012). Les systèmes agricoles extensifs sont donc les plus propices à favoriser les prairies les plus bénéfiques pour la biodiversité (Gillet et al, 2012 ; Wallis De Vries et al, 2007).

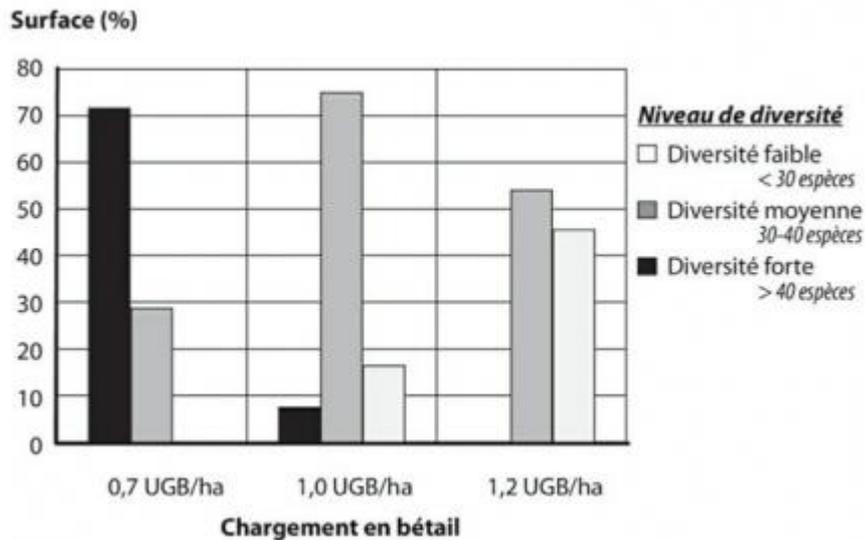


Figure 61 : Niveau de diversité spécifique d'une prairie pâturée selon le chargement animal. Gillet et al, 2012.

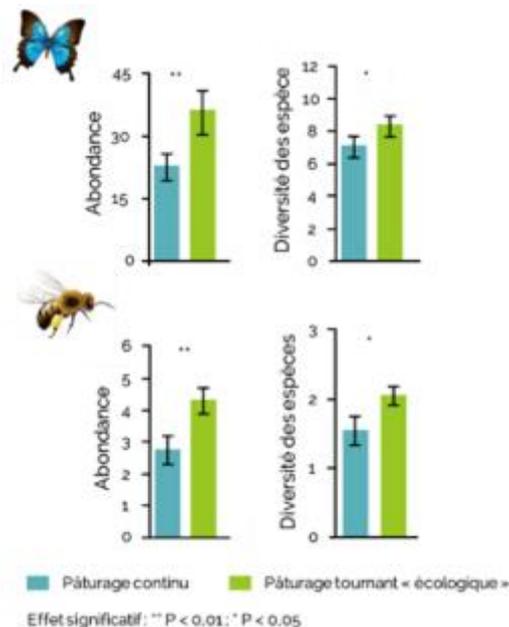


Figure 62 : Influence sur deux espèces d'insectes du pâturage continu et tournant. Soulat et al, 2018.

Ce chargement allégé est encore meilleur lorsqu'il est pratiqué de manière itinérante. Ainsi la rotation des parcelles de pâture au cours de la saison est une solution intéressante. En fonction des espèces végétales et animales locales, ces pratiques permettent de préserver le pic de

floraison de la défoliation, et donc les réseaux trophiques (insectes notamment) associés à ces périodes (Dumont *et al*, 2007 ; Hennequin et Jacquot, 2021). On retrouve ainsi une abondance spécifique plus élevée en pâturage « tournant », particulièrement pour l'entomofaune (Figure 62 ; Soulat *et al*, 2018). La diversité de la faune et la flore locale garantit une plus grande résilience aux aléas climatiques et aux perturbations de l'environnement (Hennequin et Jacquot, 2021). Pour permettre aux éleveurs d'identifier ces périodes et d'ajuster l'utilisation de leur STH, plusieurs outils et indicateurs ont été créés. L'Inra est ainsi à l'origine de la méthode et outil BIOTEX, mais peut citer aussi les outils MASC 2.0 ou DEXiPM version 1 et 2 (Bockstaller *et al*, 2019). Leurs avantages et inconvénients ainsi que leur pertinence en fonction de l'utilisation des terres agricoles étudiées sont discutées dans l'étude de Bockstaller *et al*, 2019.

Ce type de pâturage permet par ailleurs de diversifier d'autant plus les espaces pâturés en participant au transport de graines d'une parcelle à l'autre (Hennequin *et al*, 2021). Le pâturage tournant extensif évite également le tassement excessif des sols par des parcelles occupées de façon plus courte (Hennequin et Jacquot, 2021), et qui influence positivement la faune et la flore du sol. Les prairies ont en effet l'avantage de garantir une plus grande biodiversité lombricienne que les sols de culture. Toutefois, cette diversité est plus marquée dans les prairies de fauche par rapport à celles pâturées. Par ailleurs, l'intégration des prairies de fauche dans des cycles courts de rotation des cultures (3 ans) permet de conserver l'équilibre de l'écosystème du sol (Lamandé *et al*, 2004).

Enfin, le dernier service écosystémique qu'apportent les prairies de pâturage est de valoriser, grâce aux bovins notamment, des espaces improductifs pour la culture humaine. Les prairies de montagne sont en effet difficilement accessibles par les machines agricoles, et sont par ailleurs peu productives (Doreau, Farruggia et Veysset, 2017). Même les prairies de plaine ont généralement un faible intérêt pour les cultures, car ces sols sont souvent associés à une faible fertilité. Ils nécessitent l'usage important d'intrants et notamment de fertilisants pour obtenir des rendements acceptables (Mailloux *et al*, 2005).

Du point de vue de la biodiversité et du stockage de carbone, ce sont donc les modèles extensifs, reposant sur un régime majoritairement fourrager, qui sont les plus favorables. La quasi-totalité des groupes taxonomiques présents dans les prairies sont par ailleurs plus abondants dans les exploitations en agriculture biologique (AB) (Sarhou *et al*, 2013).

b. Limiter l'usage des produits phytosanitaires

L'utilisation et l'impact des produits phytosanitaires (PS) sur leur environnement ont été décrits en partie II. Les prairies, de fauche ou de pâture, subissent très peu d'application de produits phytosanitaires. Ce sont essentiellement les monocultures qui sont à l'origine de ces pratiques. Toutefois les effets de ces traitements peuvent être indirects. La répartition des parcelles peut en effet amener à voir une prairie jouxter une culture traitée, ou une prairie temporaire (de fauche) pousser sur un sol traité les années précédentes. La question de l'utilisation des PS sur l'exploitation de manière générale est donc une question pertinente pour évaluer son impact environnemental.

La quantification de la pollution ou des pertes de la biodiversité lié à l'usage des PS est difficile à réaliser, en raison de la multi-pollution par les parcelles environnantes. Elle est réalisée à l'aide de bioindicateurs (présence ou absence de certains organismes),

biomarqueurs (réactions physico-bio-chimiques) ou espèces sentinelles (*Cemagref et Inra, 2011*) afin de donner les clés aux éleveurs pour décider ou non de l'utilisation de PS.

Au regard des pollutions importantes sur la biosphère par ces produits, mais aussi d'autres phénomènes problématiques, il est intéressant de chercher à en limiter au maximum l'usage. Ainsi l'apparition de résistance à ces produits de la part des bioagresseurs grandit et conduit à remettre en question leur efficacité au long terme (*Cemagref et Inra, 2011*). La production des PS est également responsable d'émissions de GES. La valeur moyenne pour un fongicide, par kg de matière active, est ainsi de 5,53kg de CO₂, de 0,018kg de CH₄ et de 15.10⁻⁵ de N₂O. Pour un herbicide, l'empreinte en CO₂ est de 8,33kg, de 23,7kg pour un insecticide et de 7,86kg pour un régulateur de croissance (*Ademe, 2014*). En moyenne, par tonne de matière active en produit PS, on atteint une empreinte en CO₂eq de 9,2 tonnes.

L'IFT est globalement assez élevé dans les grandes cultures concernées par l'élevage allaitant (*Tableau 15*). Ce chiffre est dépendant à la fois de la part de la surface traitée (globalement, le traitement est appliqué sur toute la parcelle) et du nombre de passages. Certaines cultures y sont plus soumises que d'autres, comme le blé qui est plus traité, mais présent en petite proportion dans certains concentrés, par rapport au maïs ensilage, moins traité mais qui peut représenter jusqu'à 15% de la ration (*Agreste, 2020*). Les données de l'enquête PKGCP (*Agreste, 2020*) ne précisent pas d'autres orientations agricoles que conventionnelles ou biologiques. Il est donc difficile d'identifier dans ces données les modèles qui pourraient, sans être en AB, engager des méthodes visant à réduire les PS.

Tableau 15 : Nombre de traitement PS et IFT sur les grandes cultures. Agreste, 2020.

Espèce	Nombre moyen de traitements phytosanitaires (hors adjuvants)	Nombre moyen de passages pour appliquer des traitements phytosanitaires	IFT total avec traitement des semences	Part de surface traitée
Blé tendre	6,9	4,1	5,1	98
Blé dur	4,9	3,2	4,2	97
Orge	5,9	3,3	4,4	98
Triticale	2,7	1,7	2,6	83
Colza	7,8	5,7	6,4	100
Tournesol	2,7	1,2	2,7	94
Pois protéagineux	6,0	3,8	4,6	97
Maïs fourrage	3,0	0,7	2,4	98
Maïs grain	3,5	1,2	2,8	98
Betterave sucrière	15,9	6,2	5,5	100
Pomme de terre	18,8	14,5	16,5	100
Féverole	4,3	3,1	3,2	79
Soja	2,6	1,7	1,8	82
Lin fibre	6,2	4,5	5,1	100
Lin Oléagineux	4,7	3,9	3,8	84

Source : SSP - Agreste - Enquête Pratiques culturales en grandes cultures 2017

Note : un traitement correspond à un produit, un passage peut contenir plusieurs produits mélangés dans la cuve.

Les grands modèles dans lesquels s'inscrivent les exploitations, tels que l'agroécologie (AE) ou l'ACS, restent donc indifférenciés en dehors de l'AB. Il est cependant possible pour les exploitants de s'engager dans des démarches contractuelles individuelles. L'AB est une de ces démarches en raison du cahier des charges réglementaire inhérent à l'appellation qui interdit les PS de synthèse. Les seuls disponibles doivent tous être d'origine naturelle, à savoir

végétale, minérale ou animale (cf. partie II). Parmi les autres démarches volontaires permettant d'avoir des pratiques plus économes en PS en France, on peut citer l'agriculture raisonnée, la production intégrée ainsi que les mesures agri-environnementales (MAE). Leur application bénéfique quant à la réduction des PS reste néanmoins encore faible et en voie de progression, comparativement à des pays voisins en avance sur ces démarches (*Cemagref et Inra, 2011*).

Toutefois, notamment en AB, ce n'est pas parce qu'un produit est naturel qu'il n'est pas nocif. Ainsi l'azadirachtine est un produit PS naturel qui compte parmi les plus recommandés dans les agrosystèmes, et présente des effets discutés. C'est en effet une molécule utilisée en tant que biocide, qui n'exerce aucune influence sur le microbiome du sol. Elle est initialement destinée aux ravageurs de cultures comme les insectes phytophages, les acariens ou encore les champignons. Bien que ce soit un produit moins nocif que la plupart des biocides conventionnels, entre autres parce qu'il ne persiste pas longtemps dans l'environnement, son influence nocive n'est pas exclue. Des dérèglements de comportements des organismes non visés, comme *Apis mellifera* (abeille européenne), sont notamment recensés, sans pour autant qu'il y ait une influence significative sur la mortalité ou les grandes fonctions vitales. D'autres formulations moins dangereuses (en microparticules par rapport à une huile par exemple) doivent être considérées au regard des études fournies sur leur innocuité (*Aribi et al, 2020*). Si leur utilisation semble donc être bien plus saine que les autres insecticides, elle doit demeurer prudente et secondaire à une analyse locale du risque.

La décision d'application des produits se fait essentiellement sur les conseils des fournisseurs en premier lieu, puis sur conseils de techniciens indépendants. L'utilisation de réseaux de ressource, de forums, ou d'outils propres à l'exploitation (Outils d'aide à la décision OAD, comme le comptage ou les bioindicateurs) est encore peu développée (*Agreste, 2020*). Parmi ceux-ci, on peut citer le réseau des fermes Dephy qui fournissent des ressources, avec des fiches trajectoires sur les changements à appliquer pour réduire les PS et notamment les insecticides. Elles se caractérisent par l'application de protocoles expérimentaux « Dephy Expe » visant à tester des pratiques culturales permettant de réduire l'usage en PS (*Ministère de l'Agriculture et de l'alimentation*). Ces fiches sont également disponibles sur le portail EcophytoPIC, qui rassemble de nombreuses ressources pour la protection intégrée des cultures (PIC) (*Agreste, 2020*). Les Bulletins de Santé Végétale (BSV) sont régionalisés et font intervenir les acteurs du monde agricole à toutes les échelles. Ils fournissent une veille sur les risques sanitaires des cultures (parasites, bactéries, virus et ravageurs) permettant d'estimer localement la pertinence des PS (*Agreste, 2020*; *Chambres régionales d'agriculture et DRAAFs*).

Certaines pratiques culturales rendent les cultures dépendantes des PS parce qu'elles rendent les cultures plus sensibles aux bioagresseurs. Les pratiques spécialisées engendrent un raccourcissement des rotations, des plantes se succédant avec un même cycle biologique, favorisant des adventices, des ravageurs et des maladies telluriques. Les pratiques intensives impliquent des densités de semis élevées qui favorisent les champignons pathogènes. Elles induisent aussi un apport plus élevé en fertilisants qui bénéficient également aux adventices. Enfin, en agriculture intensive, le labour est délaissé, ce qui laisse l'opportunité aux pathogènes et aux graines adventices de s'infiltrer en profondeur (*Cemagref et Inra, 2011*).

Au contraire, d'autres mesures, comme certaines appliquées en MAE à l'étranger, sont efficaces pour réduire significativement l'usage de PS. L'ajout de nombreuses espèces de plantes à fleurs sur les bordures des cultures annuelles, comme le blé d'hiver, permet ainsi de réduire de façon conséquente la quantité d'insectes ravageurs (*Tschumi et al, 2016*). De telles pratiques sont donc bénéfiques non seulement pour la biodiversité de l'exploitation mais aussi pour son utilisation en produits PS. Ces zones arborent une richesse spécifique localement plus élevée et assurent une hétérogénéité des parcelles, tout en détournant les insectes nuisibles des cultures. Dans le même ordre d'idée, on peut utiliser deux cultures voisines de façon complémentaire. C'est le cas du colza, qui peut être planté à côté des cultures de céréales pour les protéger du piétin (*Papy et Goldringer, 2011*).

L'utilisation de la météo et de prévisions de précipitation est également faible (*Agreste, 2020*). Pourtant les événements pluvieux ont une implication majeure concernant la dispersion des produits PS dans l'environnement. La plus grande partie de ces produits est entraînée dans les eaux de ruissellement dans les semaines suivant leur application, et ces quantités sont très largement augmentées lorsqu'un événement pluvieux important suit directement l'application du produit. Cette pollution décroît fortement à mesure que la précipitation intervient tardivement par rapport à cette application, elle est quasiment absente après 2 mois. Ces conditions expliquent que les herbicides, qui sont typiquement utilisés de l'automne au printemps, ont un impact à distance plus important que les fongicides appliqués l'été (*Laurent, 2012*). Les mesures les plus intéressantes consistent donc à prévoir l'application des produits en fonction des prévisions météorologiques, mais aussi à prévenir les phénomènes de ruissellement.

Les systèmes d'élevage allaitant sont de manière générale peu polluants d'un point de vue phytosanitaire, du fait de la grande part de fourrages et donc de prairies dans leur alimentation. Toutefois l'impact lié aux cultures des futurs concentrés reste non négligeable, et doit donc être considéré dans une optique de service écosystémique apporté par l'élevage. Le modèle agricole qui garantit la meilleure approche environnementale de ce point de vue est l'agriculture biologique (AB) pratiquée de manière extensive. D'autres modèles agricoles peuvent tout de même améliorer leur pollution environnementale en appliquant des MAE ou en participant à des démarches volontaires, comme la création de bordures de cultures enrichies en fleurs qui rendent un double service écosystémique. En France, ces dernières options demeurent néanmoins mineures, et ne montrent pas de fortes réductions d'IFT (*Cemagref et Inra, 2011*). L'objectif serait de parvenir à rendre les cultures moins dépendantes des PS, grâce entre autres à une restructuration des couverts végétaux inter et intra parcellaires. De telles conditions, moins favorables au développement des bio-agresseurs, permettraient de réduire le risque sanitaire et donc, dans un principe de protection intégrée des cultures, l'usage des PS. Des solutions locales peuvent également être mises en œuvre et existent déjà, de manière à s'adapter aux contraintes et objectifs sur place. De nombreux outils sont encore en développement pour faciliter cette tâche pour les éleveurs et exploitants (*Cemagref et Inra, 2011*).

c. Garantir la santé du sol

Le sol est une ressource sensible, que l'on peut néanmoins soigner en restaurant ses capacités initiales. Sa santé passe par de nombreux critères, physico-chimiques, biologiques, fonctionnels et de fertilité, décrits en partie II. On observe ainsi une corrélation entre certaines

pratiques et le maintien d'un sol de bonne qualité. La diversification des cultures principales et intermédiaires est reconnue pour avoir des effets bénéfiques sur le microbiome du sol (Chabert et Sarthou, 2017), de même que l'ajout de légumineuses (Chabert et Sarthou, 2017). Celles-ci ont en effet l'aptitude de stocker naturellement l'azote atmosphérique au niveau du sol (Turini, 2015). Cela permet de répondre aux besoins nutritifs de tous les végétaux présents, sans recourir aux engrais de synthèse. La fertilité du sol en est donc améliorée. Les cultures diversifiées permettent, elles, non seulement de stocker plus de carbone (Turini, 2015), mais aussi de favoriser une diversité du biome du sol. Ce biote hétérogène garantit un meilleur recyclage des déchets, une abondance de composés nutritifs variés ainsi une protection contre les pathogènes (Larkin, 2015).

L'utilisation de couverts végétaux au cours de l'interculture ou l'usage d'amendements organiques sont également des procédés qui participent à l'activité et la diversité de la flore du sol (Chabert et Sarthou, 2017). Un sol couvert y compris entre deux récoltes principales apporte de nombreux bénéfices. L'érosion est réduite, notamment parce que l'eau de pluie ne ruisselle pas. Les organismes du sol continuent à être alimentés, mais cela conserve aussi l'humidité du sol et limite l'implantation d'adventices (Larkin, 2015 ; Justes et al, 2012). De nombreuses cultures principales qui sont semées au printemps peuvent ainsi être remplacées à la saison hivernale par d'autres cultures, offrant une protection du sol. Ces pratiques sont hétérogènes selon les cultures principales, mais certaines utilisées en BVA peuvent entrer dans ces rotations (Tableau 16).

Tableau 16 : Cultures ayant bénéficié d'un couvert végétal en hiver, en % (2016-2017). Agreste, 2020.

Part de surface, en %

Espèce	Sol couvert
Tournesol	52
Maïs fourrage	68
Maïs grain	45
Betterave sucrière	92
Pomme de terre	83
Soja	38
Lin fibre	88
Lin Oléagineux	88

Source : SSP - Agreste - Enquête Pratiques culturales en grandes cultures 2017

Champ : cultures de printemps

Note de lecture : 52 % de la surface cultivée en tournesol en 2017 était couverte par une culture intermédiaire, une culture dérobée ou des repousses du précédent au cours de l'hiver 2016-2017.

Bien que les quantités d'intrants aient été réduites depuis 2000, elles restent importantes, et hétérogènes en fonction des cultures. L'enquête PKGCP (Agreste, 2020) fait notamment la distinction entre azote minéral et azote organique (issu en BVA des déjections animales surtout). L'enquête nous apprend ainsi que c'est essentiellement l'azote minéral qui est privilégié en tant qu'intrant, devant l'azote organique mais également devant la potasse ou le phosphore (Tableau 9 ; Agreste, 2020). Les quantités en azote minéral sont parfois très importantes, allant jusqu'à plus de 180 kg/ha pour le blé dur par exemple. Les céréales sont les cultures qui consomment le plus d'azote minéral, mais également organique. A l'inverse, les cultures destinées à d'autres types de concentrés, comme le soja, le lin (plantes à tourteaux) ou encore les protéagineux (fèverole, pois protéagineux), sont bien moins consommatrices d'intrants. D'un point de vue global, à l'échelle de la France, c'est entre un

tiers et la moitié des parcelles de grandes cultures qui bénéficient d'un apport en azote minéral.

L'azote est donc l'intrant le plus utilisé et la plupart du temps sous forme minérale. Les amendements organiques apportent une meilleure alternative pour diverses raisons. Non seulement ils permettent de valoriser des déchets de l'élevage, réduisant ainsi les quantités de GES au cours de l'épandage (*Citepa, 2022*), mais ces fertilisants organiques sont souvent moins polluants pour l'environnement.

Les engrais organiques s'affranchissent de la production de GES via les procédés industriels de fabrication (comme c'est le cas des engrais minéraux). Ils sont par ailleurs bien moins riches en ETM et CTO, constituants polluants lorsqu'ils sont lessivés par les eaux (*Ademe, 2007*). Ils sont également bénéfiques pour le sol en apportant des matières organiques (MO) qui vont augmenter la perméabilité du sol mais aussi adsorber les molécules polluantes et ainsi limiter leur passage dans les eaux de ruissellement (*Laurent, 2012*), bien que cette pollution soit faible en élevage allaitant en raison de la moindre utilisation de produits PS (*Doreau, Farruggia et Veysset, 2017*). Cet apport augmente également la biomasse microbienne ainsi que son activité, la respiration et la capacité de rétention d'eau du sol, en plus d'ajouter de l'azote (*Larkin, 2015*). Toutes ces propriétés bénéfiques ne sont pas décrites dans le cas d'utilisation d'engrais minéraux.

En outre, l'ajout non raisonné d'amendements azotés et phosphorés peut aboutir à un excès qui nuit à la productivité. Le rapport N/P notamment a parfois plus d'importance que la concentration en phosphore seule (*Dengler et al, 2014*). Or un sol qui perd en productivité nécessite d'autant plus de fertilisants pour compenser l'indisponibilité des éléments par saturation, c'est donc soit un cercle vicieux, soit un sol que l'on doit transformer en prairie afin de fixer plus efficacement ces éléments et les rendre disponibles sans viser un rendement trop élevé (*Mailloux et al, 2005*). La fertilisation des sols est par ailleurs corrélée à la diminution de la diversité végétale dans ces cultures. Les espèces sont sélectionnées pour leur compétitivité, leur précocité, leur croissance et leur reproduction rapide (*Figure 63*). Si la majorité des prairies bénéficient de peu d'amendements fertilisants, cela existe tout de même. Ce sont essentiellement les prairies temporaires, et les prairies de fauches, qui en bénéficient (*Soulat et al, 2018*). Très peu de prairies permanentes sont effectivement exploitées en fauche, alors que près de deux tiers des prairies temporaires sont exploitées en fauche ou en mixte (*Agreste, 2020*).

Les amendements organiques sont largement privilégiés de façon réglementaire en AB. L'annexe II partie II du règlement *CE n° 2018/848* implique de respecter un niveau de production en BVA n'aboutissant pas à plus de 170kg d'azote organique par an et par hectare de surface agricole. En outre, la gestion du sol impose d'utiliser, pour la fertilisation des terres, les fumiers organiques du même élevage AB, sans dépasser cette limite de 170 kg/ha/an (*INAO, 2022*).

La question du travail du sol est en revanche plus discutée. Si certaines études rapportent que le non-travail est bénéfique sur l'équilibre du sol (*Chabert et Sarthou, 2017*), d'autres rapportent les avantages du labour dans la prévention des maladies des plantes (*Cemagref et Inra, 2011*). Le stockage du carbone se réalisant au niveau du sol, et en partie sur les portions les plus superficielles (*Turini, 2015*), le labour, qui consiste à retourner les sols en superficie est plutôt néfaste dans une optique de diminution de l'empreinte carbone. Néanmoins, toutes

semblent s'accorder sur le problème engendré par le tassement excessif du sol au détriment de son travail (Cemagref et Inra, 2011). Ces effets sont accentués en pratiques intensives et causés par les multiples passages des engins agricoles lourds (Figure 63).

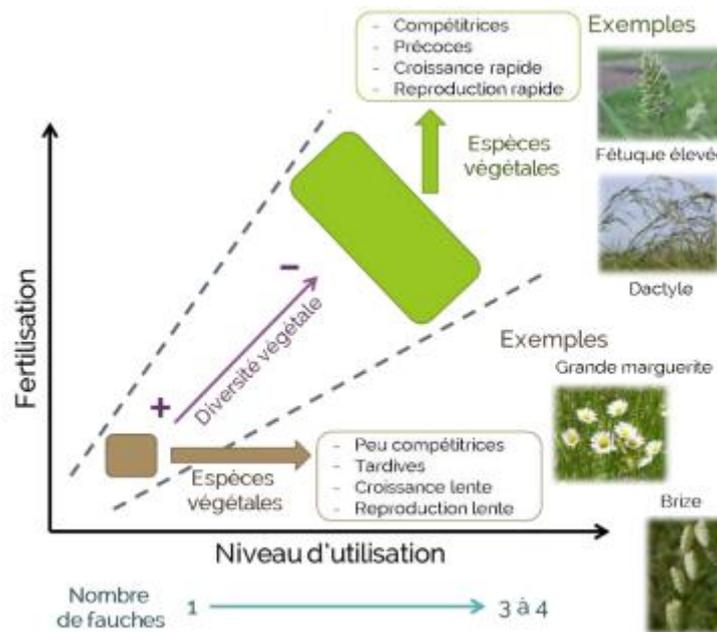


Figure 63 : Relation entre fertilisation, nombre de fauches, et diversité végétale. Soulat et al, 2018.

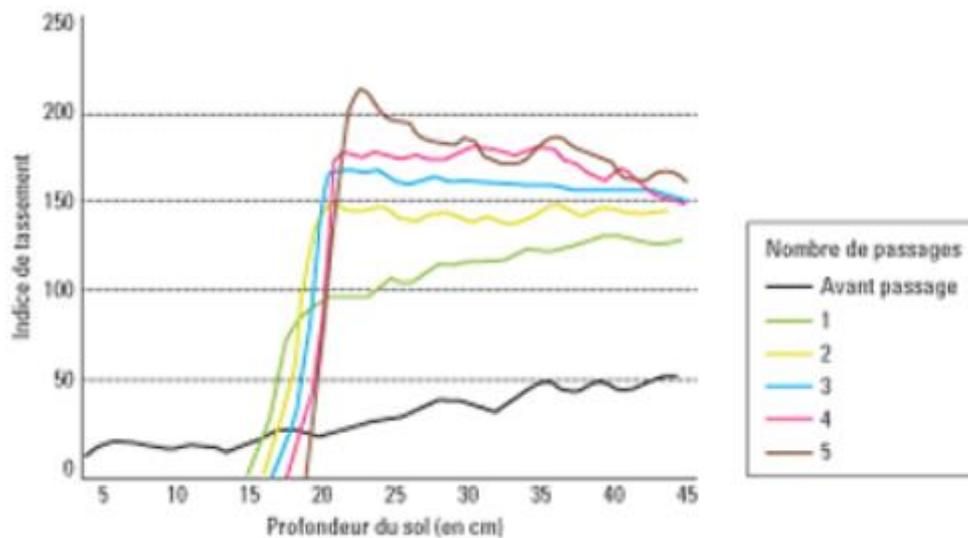


Figure 64 : Impact de la multiplication des passages sur le tassement du sol. Cemagref et Inra, 2011.

La Figure 64 montre ainsi que c'est surtout le premier passage qui est le plus compactant, et met également en évidence que la multiplication des passages, si elle n'a pas d'effets aussi forts, aggrave tout de même la situation. Ces passages peuvent d'ailleurs être réalisés au cours d'une même récolte, lorsque le tracteur est suivi d'une remorque lourde par exemple. Ils peuvent compromettre fortement la structure fonctionnelle du sol et nuisent au passage de l'eau entre les couches par la pression appliquée sur le sol, ce qui diminue la productivité des plantes cultivées (Dengler et al, 2014).

Ce travail du sol est quantifié dans l'enquête PKGCP (Agreste, 2020) en fonction des cultures et de la profondeur du travail appliqué (Tableau 17).

Tableau 17 : Quantification des interventions mécaniques du sol en grandes cultures (part de la surface en %). Agreste, 2020.

Espèce	Nombre de passages mécaniques	Travail superficiel du sol de moins de 8 cm	Travail superficiel du sol entre 8 et 15 cm	Travail profond du sol sans retournement
Blé tendre	4,5	79	43	17
Blé dur	4,7	86	41	21
Orge	5,2	88	42	15
Triticale	4,0	85	36	11
Colza	5,0	89	47	21
Tourmesol	6,4	94	42	29
Pois protéagineux	6,0	89	39	14
Maïs fourrage	6,1	92	44	18
Maïs grain	6,2	92	35	22
Betterave sucrière	7,7	97	49	21
Pomme de terre	7,8	84	53	46
Féverole	5,2	80	36	15
Soja	6,3	83	37	39
Lin fibre	8,7	89	49	18
Lin Oléagineux	5,6	87	41	21

Source : SSP - Agreste - Enquête Pratiques culturales en grandes cultures 2017

Note de lecture : pour le blé tendre, il y a eu en moyenne 4,5 passages mécaniques - 79 % de la surface a bénéficié d'un travail superficiel de sol de moins de 8 cm.

Si les exploitations en AB comportent effectivement une richesse spécifique plus importante pour la plupart des groupes taxonomiques, ce n'est pas le cas des vers de terre. Ces derniers sont plus abondants dans les sols d'agriculture conventionnelle (AC). Le labour est souvent délaissé au profit des herbicides en AC, et préféré en l'AB, là où il influence négativement les populations de lombrics par son travail du sol (Sarhou et al, 2013). L'AB réduit cependant l'action néfaste du labour par l'augmentation des populations non visées par les herbicides, ainsi que les pollutions et l'empreinte carbone qui découlent de leur usage.

En outre, d'autres méthodes mécaniques existent et sont utilisées en AB pour protéger les cultures sans avoir à travailler le sol. La solarisation, le paillage ou encore le désherbage thermique font partie de ces alternatives. La solarisation consiste à recouvrir le sol d'un film de polyéthylène dans le but de chauffer l'horizon superficiel du sol à des températures éliminant les pathogènes et les adventices (Mazollier, 2009). Le paillage, ou *mulch*, repose sur la mise en place sur le sol d'un matériau (engrais vert, compost...) pour modifier les effets néfastes du climat local. On limite ainsi les chocs thermiques, l'évaporation, le développement des adventices, la lixiviation, et on ajoute de la MO (Bristow, 1988). Le désherbage thermique, enfin, consiste à chauffer les cultures à l'aide d'un désherbeur thermique à plus de 70°C, pour éliminer les adventices (CDG31, 2021).

Il n'existe cependant pas de consensus permettant de rassembler un modèle de pratiques qui maximisent les différents services écosystémiques du sol (Chabert et Sarhou, 2017). Les pratiques bénéfiques et négatives pour le sol sont rassemblées dans le Tableau 18.

Tableau 18 : Pratiques bénéfiques et néfastes à la qualité du sol, et modèles agricoles le plus souvent associés.

Pratiques bénéficiant à la qualité du sol	Pratiques nuisant à sa qualité
<i>Non travail du sol</i> : Pas de relargage de carbone, Pas d'action néfaste sur les lombrics • AC (Herbicides), AB (sans labour), ACS	<i>Labour</i> : empêche les graines pathogènes et les champignons d'aller en profondeur • AB (avec labour)
<i>Pratiques mécaniques sans travail du sol</i> (solarisation, paillage, désherbage thermique) : action contre les adventices • AB, ACS	<i>Tassement du sol</i> (passages multiples réalisés avec des machines agricoles lourdes) : nuit à la biodiversité du sol, moindre disponibilité de l'eau, moindre capacité de captation du carbone • INTENSIF, AC
<i>Utilisation d'amendements organiques</i> : recyclage des déchets de l'exploitation, moindre émission en GES, captation des polluants, meilleure perméabilité du sol • AB, ACS	<i>Ajout excessif de N et de P</i> : moindre productivité, plus de pollution des eaux de lessivage, émission majorée en GES • INTENSIF, AC
<i>Diversification des cultures</i> : Diversité des micro-organismes donc plus de nutriments et plus de résistances aux pathogènes • AB, ACS	
<i>Couverts inter-culturels ou couverture en herbe permanente (prairie)</i> : Apport de M.O. aux biomes, moins d'érosion, moins d'adventice, bonne capacité de rétention de l'eau • ACS	<i>Baisse des teneurs en matière organiques</i> : Vulnérabilité du sol au transfert des polluants • INTENSIF
<i>Utilisation de légumineuses</i> : Fixation d'azote donc meilleure fertilité • Tous	

Les modèles qui permettent un entretien et une bonne qualité du sol sont donc multiples. Les techniques qu'il est possible de mettre en place sont à considérer selon le contexte de l'exploitation. Une exploitation qui tourne à 100% de fourrage aura donc peu de préoccupations sur l'altération des sols, dans la mesure où ses prairies sont gérées de façon extensive. Les pratiques d'AB ou d'ACS sont bénéfiques de manière générale, à l'exception du labour qui est discuté. Dans les exploitations où une part de la ration repose sur des cultures annuelles, une réflexion doit avoir lieu dans la préparation des saisons. Ainsi, la prise en compte du rôle de certaines plantes, de l'influence des machines sur le tassement et de la pertinence des fertilisations minérales sont des questions importantes à poser.

C. La gestion durable de la ressource en eau

La consommation réelle des BVA repose essentiellement sur l'eau bleue, qui correspond à l'eau prélevée directement pour l'abreuvement, pour le nettoyage et autres services, ainsi que pour l'irrigation artificielle des cultures. Toutefois, dans un contexte de réchauffement climatique, l'eau grise, représentant la quantité théorique nécessaire à dépolluer les eaux rejetées par l'élevage, doit également être considérée, de même que le stress hydrique. Il existe pour cette raison la notion d'empreinte consommative, décrite en partie II. Les deux enjeux majeurs de l'élevage moderne concernent donc la réduction de cette empreinte

consommative, qui passe par une réduction de l'eau bleue consommée et de l'eau grise, qui implique la réduction de la pollution du milieu.

a. Limiter la pollution des eaux de ruissellement

Toutes les cultures subissant un traitement (PS, amendements organiques ou minéraux), ainsi que les parcelles sur lesquelles les bovins bousent, sont soumises au lessivage et la lixiviation de ces éléments en cas de précipitations. La lixiviation correspond à une extraction par l'eau de produits solubles, potentiellement polluants, présents dans le sol. Dans les parcelles agricoles, ces éléments peuvent être des particules de produits phytosanitaires (insecticides, herbicides...), mais surtout des nitrates (*Figure 23*) ou du phosphore. Ces deux derniers proviennent essentiellement des engrais, organiques ou minéraux, appliqués aux sols exploités (*Bouwman et al, 2002*). On parle de lessivage pour les éléments solides, insolubles. Or l'eau qui circule au sein du sol, ou qui y ruisselle, est amenée à rejoindre des cours d'eau de drainage.

Les éléments transportés jusqu'à ces bassins de drainage peuvent être à l'origine d'un autre phénomène délétère : l'eutrophisation. Il s'agit d'une accumulation de nutriments dans un habitat, souvent aquatique. Dans le cas des eaux issus des exploitations, ces nutriments sont des nitrates (NO_3^-) et du phosphore. La conséquence de cette accumulation est la croissance excessive de certaines plantes, dont des algues qui consomment, à terme, tout l'oxygène du milieu. Cette asphyxie progressive induit la mort de l'écosystème initial (*Bouwman et al, 2002*). Il existe en outre des zones plus à risque pour ces phénomènes, dites « zones vulnérables » (*Figure 65*). Leur désignation rentre dans la directive « nitrates » 91/676/CEE. Celle-ci implique également le contrôle des concentrations de nitrates dans les eaux, la mise en place de bonnes pratiques agricoles et de programmes d'actions obligatoires dans ces zones, ainsi qu'une révision régulière de ces modalités.

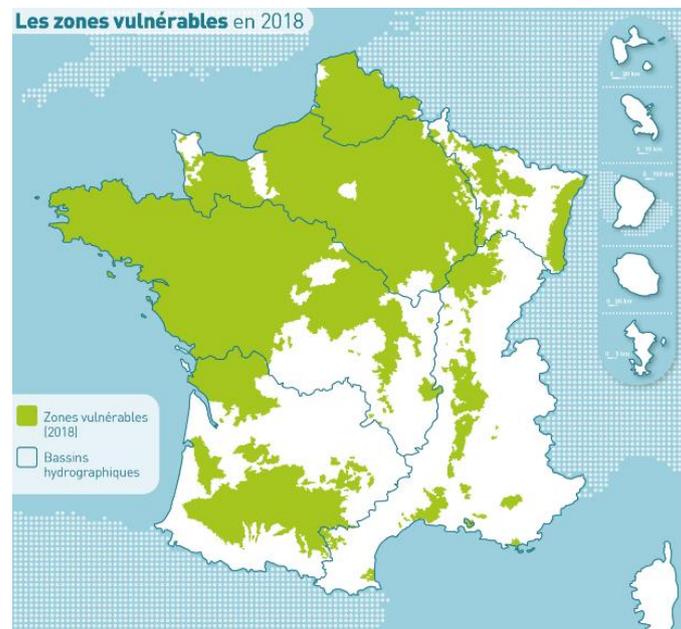


Figure 65 : Zones vulnérables aux rejets de nitrates en France. Source : programme-nitrates.gouv.fr

La réduction de ces phénomènes (lixiviation, lessivage et eutrophisation) passe donc par une réduction de l'eau grise. Cette dernière se trouve réduite, entre autres, dans les modèles limitant l'usage de produits phytosanitaires et d'engrais, décrits ci-avant (plutôt AB et ACS,

extensifs, cf. III.B.b. et c.). Des efforts supplémentaires, relatifs à cette directive nitrates, peuvent être réalisés dans les exploitations dont la zone géographique recoupe ces zones vulnérables. Les risques de lessivage et lixiviation sont par ailleurs plus importants en conventionnel qu'en AB, et il existe une influence du type de système fourrager (rotations ou prairies permanentes). Les reliquats d'azote qui sont ensuite drainés sont en effet plus conséquents en cultures annuelles qu'en prairies, ainsi qu'en prairies temporaires par rapport aux permanentes. Cette dernière différence est due à la contamination par les cultures annuelles passées (en rotations), mais aussi à la plus forte fertilisation en prairies temporaires. En moyenne, l'azote excédentaire sur les parcelles part pour moitié vers l'atmosphère et pour moitié vers l'eau, sous forme de nitrates (*Chambaut et al, 2015*).

D'autres pratiques permettent par ailleurs de limiter ce risque de ruissellement. Une partie de ces pratiques a déjà été abordée précédemment et repose sur la quantité de matière organique disponible. Celle-ci fixe les éléments polluants et limite leur lixiviation ou leur lessivage (cf. III.B.c.). La mise en place de haies de bocages ou de bandes enherbées en bordures des cultures s'inscrivent dans cette idée. Le sol des cultures est souvent laissé nu sur une période de l'année et donc plus enclin à la lixiviation. Ces zones herbagées garantissent une zone tampon, riche en matière organique, qui piège les éléments lessivés et lixiviés avant qu'ils n'atteignent les réseaux de drainage. Le ruissellement peut y être ainsi réduit de 44 à 99%, les flux de nitrates de 47 à 100%, et les flux de phosphore de 22 à 89%. Les valeurs du phosphore ont tendance à être plus faibles en raison de la saturation à terme de l'élément dans les sols. De manière générale, ces fluctuations d'efficacité dépendent, entre autres, des saisons, de la nature du sol, des sédiments et du couvert végétal en place. Les prairies, qui offrent un couvert permanent, réduisent par les mêmes procédés les fuites de nitrates, de phosphore, et ont relativement peu de produits PS appliqués. Toutefois, cette réduction est surtout dépendante du chargement animal. Pour un chargement maximal de 1,5 UGB/ha, on obtient des taux de lessivage suffisamment bas en nitrates (50mg/L). Dès lors que la prairie est conduite de manière intensive, on obtient des valeurs qui s'approchent de celles des cultures annuelles (*Laurent, 2012*). Les couverts inter-culturels, déjà évoqués, permettent des réductions significatives des pertes de nitrates sur les parcelles de cultures annuelles. Cela s'explique essentiellement par la captation racinaire de l'azote, allant jusqu'à 150kgN/ha pour les graminées, et 200kgN/ha pour les crucifères (*Justes et al, 2012*). L'abattement sur les lixiviations des différentes cultures intermédiaires est présenté dans le *Tableau 19*.

Tableau 19 : Effets, atouts et inconvénients des différentes cultures intermédiaires. Justes et al, 2012.

Effets	Facteurs	Non légumineuse Graminées	Non légumineuse Crucifères	Légumineuse	Mélanges Légum. & non-légum
Exigences		Semis assez précoce Non ou peu gélives	Semis précoce Gélive selon l'espèce et la température	Semis très précoce Gélives	Adapter le mélange
Abattement de lixiviation (taux / témoin)		30 à 80%	30 à 90%	0 à 40%	20 à 60% (à confirmer*)
Effet azote à court terme (N libéré en % N absorbé)		-20 à +10%	-10 à +30%	+10 à +50%	+10 à +40% (à confirmer)
Atouts		Efficacité à haut niveau d'intrant en azote ou sous climat océanique	Large efficacité et Efficacité à haut niveau d'intrant en azote ou sous climat continental	Efficacité à bas niveau d'intrant en azote	Efficacité intermédiaire et plasticité / à la disponibilité en N Moindre compétition en semis sous couvert
Systèmes déconseillés ou à proscrire		Sol argileux (/ destruction tardive).	Sol argileux si non gélive (/ destruction tardive).	Systèmes intensifs en azote & apports d'effluents	Systèmes intensifs en azote

* à confirmer par une étude bibliographique ciblée et des simulations incluant une association d'espèces.

b. Limiter l'empreinte consommative

Le prélèvement d'eau bleue, qui intervient dans le calcul de l'empreinte consommative, varie beaucoup en France, pour diverses raisons. La consommation actuelle en eau douce pour l'agriculture représente 16% des prélèvements totaux français. Dans ces 16%, l'irrigation des cultures compte pour 92%, dont 10% sont dédiés à l'irrigation du maïs ensilage et moins de 1% pour les prairies en ce qui concerne l'utilisation pour les bovins (*Chambaut et al, 2015*).

Ce prélèvement pourrait cependant être amené à augmenter, dans un contexte de périodes longues sans précipitations dues au réchauffement climatique. En effet, bien que les prairies ne consomment à l'heure actuelle que 1% des ponctions agricoles, des modifications du climat pourraient conduire à augmenter l'irrigation de ces parcelles. A production égale, pour des exploitations extensives. Celles-ci ayant un niveau de chargement plus faible, il faut plus d'espace pour atteindre un même niveau de production.

Dans les niveaux actuels de consommation, c'est toujours l'achat d'aliments (le plus souvent des concentrés) qui implique la plus grande ponction en eau douce (*Chambaut et al, 2015*). En élevages naisseurs-engraisseurs, c'est ainsi 55% de l'eau bleue qui est liée aux aliments achetés (*Figure 66*). Ceci s'explique par le fait que les concentrés sont issus de cultures qui nécessitent plus d'irrigation qu'une prairie. Cette empreinte dépend en partie des concentrés achetés, les différentes cultures n'ayant pas les mêmes besoin (*Tableau 11*), des quantités achetées, mais aussi de la région d'importation. Le soja ou le maïs grain sont ainsi les cultures qui nécessitent le plus d'irrigation (*Tableau 11*). L'autonomie alimentaire n'étant pas toujours complète, les régions qui cultivent ce qui deviendra des tourteaux n'ont pas toutes la même empreinte consommative. Non seulement les différentes régions ne ponctionnent pas les mêmes volumes (*Figure 52*), mais le stress hydrique y varie également. Ce sont par conséquent les régimes intensifs, gros consommateurs en concentrés, qui ont l'empreinte consommative la plus élevée.

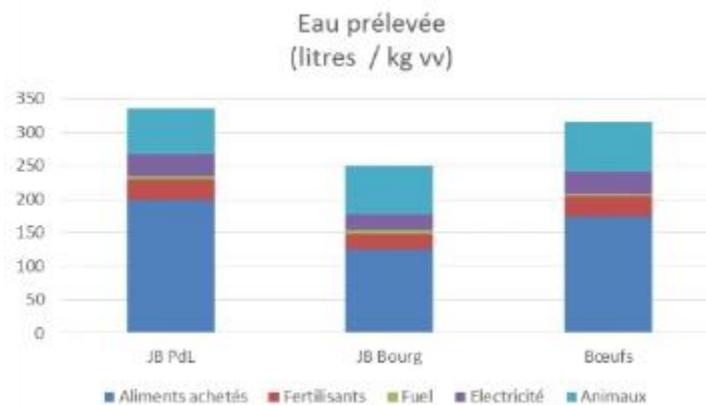


Figure 66 : Quantité d'eau bleue prélevée en élevages naisseurs-engraisseurs. Chambaut et al, 2015. **JB PdL** = élevage naisseur-engraisseur jeunes bovins Pays de la Loire ; **JB Bourg** = élevage naisseur-engraisseur jeunes bovins région de Bourg ; **Bœufs** = élevage naisseur-engraisseur bœufs en Normandie. Kg vv == kg de poids vif.

L'étude de *Gerbens-Leenes et al, 2013* corrobore ces conclusions, en comparant les systèmes intensifs hors-sols et les systèmes en pâturage. Les principaux facteurs qui influencent l'empreinte sur l'eau, tant bleue que verte ou grise (WF), sont l'efficacité alimentaire, la composition de la ration et l'origine de la ration. L'efficacité alimentaire correspond à la quantité d'aliment nécessaire à produire 1 kg de viande. Elle est meilleure en systèmes hors-sols intensifs qu'en système pâturage extensif. Ceci participe, dans les systèmes intensifs et d'autant plus dans les systèmes hors-sols, à baisser la WF de manière générale. D'un point de vue purement productiviste, cela fait effectivement baisser « visuellement » le coût environnemental au kg de PV. Cependant le coût total est généralement plus élevé, du fait du plus grand nombre d'animaux produits. En outre, une grosse partie de cette diminution intuitive de la WF repose sur le peu de pâtures nécessaires, qui consomment majoritairement de l'eau verte. Or cette eau verte correspond aux précipitations naturelles, qui ont lieu avec ou sans élevage. La proportion plus grande de concentrés dans ces régimes intensifs impliquent une autre augmentation de la WF, surtout en eau bleue et grise. Le troisième paramètre va, lui, essentiellement dépendre des contraintes sur la ressource en eau de la région d'origine du composant, et donc du stress hydrique.

Les régimes qui apparaissent comme ceux qui limitent le plus la pollution mais aussi leur empreinte consummative sont donc les régimes extensifs, qui pratiquent le pâturage, et d'autant plus les systèmes en AB. Dans une moindre mesure, les systèmes en ACS sont aussi de bons exemples. Ces systèmes emploient effectivement moins d'amendements et mettent en place des cultures intermédiaires et des zones herbagées permanentes. Ces différentes pratiques limitent l'impact polluant des engrais, sans nécessairement diminuer la consommation en eau bleue.

CONCLUSION

Le contexte actuel de réchauffement climatique et l'intérêt porté à l'écologie, remettent en question le modèle d'élevage en France par les médias. Cette thèse avait pour objectif de donner des clés qui permettent de comprendre les différents enjeux environnementaux liés à l'élevage et l'analyse qui peut en être faite, et en particulier celui des bovins allaitants. Des éléments à prendre en compte, comme le régime alimentaire des bovins et la gestion environnementale associée, ont été contextualisés pour définir et comprendre ces enjeux. Ainsi, si les gaz à effet de serre concentrent l'essentiel des attentes du public, la biodiversité, la gestion durable du sol et de l'eau ont aussi leur place dans la recherche de modèles plus pérennes.

Les impacts négatifs à prendre en compte doivent être considérés dans le contexte local du modèle agricole suivi, ainsi que dans un contexte plus global. Chacun de ces critères environnementaux est en effet interdépendant des autres, mais également des modulations en place dans les différents systèmes agricoles. Ces modulations participent des aménagements possibles, et présentent des impacts bénéfiques, des services écosystémiques qu'il est capital d'envisager au sein d'un système complexe pour apprécier la place d'un élevage face à l'environnement.

Une analyse fine ne s'arrête donc pas à l'avantage immédiat des systèmes intensifs face aux seules questions des émissions de gaz à effet de serre et de l'empreinte sur l'eau. La confrontation des apports bénéfiques et négatifs des différents systèmes doit être conduite sur les différents points écologiques, comme nous l'avons rapporté en partie III, pour les évaluer dans l'ensemble. On retrouve ainsi les systèmes de production extensifs, ou biologiques, utilisant peu d'intrants, au cœur de nombreux services écosystémiques, reliés les uns aux autres de façon vertueuse. A l'inverse, les systèmes intensifs sont rattrapés par l'accumulation d'impacts néfastes aux différentes échelles de l'écologie, et ne s'inscrivent pas dans des modèles pérennes.

La connaissance de ces différents items et des modulations qui peuvent être apportées en alternative, dans tous les systèmes, a donc toute sa pertinence dans la pérennisation de l'élevage d'un point de vue environnemental.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE SCIENTIFIQUE

Achille, E., Dutartre, S. 2019. « Plan Semence et plants pour une agriculture durable – Etat des lieux des compétences de la recherche, de ses besoins, et de l’offre de formation initiale et continue ». Rapport n°17104 du conseil général de l’alimentation, de l’agriculture et des espaces ruraux. 85p. <https://www.vie-publique.fr/sites/default/files/rapport/pdf/194000577.pdf> Consulté le 15 novembre.

ADEME (Agence de l’environnement et de la maîtrise de l’énergie). 2007. Etude SOGREA : « Bilan des flux de contaminants entrant sur les sols agricoles de France métropolitaine ». 329p. <https://bibliothèque.ademe.fr/sols-pollues/3611-bilan-des-flux-de-contaminants-entrant-sur-les-sols-agricoles-de-france-metropolitaine.html>. Consulté le 15 novembre 2022.

ADEME. 2014. « Documentation des facteurs d’émission de la Base Carbone ». Version 11.0.0. 280p. <https://bilans-ges.ademe.fr/static/documents/%5BBase%20Carbone%5D%20Documentation%20générale%20v11.0.pdf> Consulté le 15 novembre 2022.

Agabriel, J., Disenhaus, C., Renand, G., Zundel, E., Seegers, H., et al. 2011. « Élevage bovin et environnement : quelles solutions techniques ou organisationnelles envisagées par l’INRA ? ». *Innovations Agronomiques*, INRAE, 2011, 12, pp135-156. hal-01193862.

Archambaud M., Thomas F. 2016. « Les sols agricoles ». Ed. France Agricole. 272p

Aribi, N., Denis, B., Kilani-Morakchi, S., Joly, D. 2020. « L’azadirachtine, un pesticide naturel aux effets multiples ». *Médecine/sciences*, 2020, 36 (1), pp44-49. <https://doi.org/10.1051/medsci/2019268>

Asem-Hiablé S, Battagliese T, Stackhouse-Lawson KR and Alan Rotz C. 2018. « A life cycle assessment of the environmental impacts of a beef system in the USA ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24, pp441-455. DOI : 10.1007/s11367-018-1464-6

Attwood, G.A., McSweeney, C. 2008. « Methanogen genomics to discover targets for methane mitigation technologies and options for alternative H₂ utilisation in the rumen. » *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48, pp28-37. DOI : [10.1071/EA07203](https://doi.org/10.1071/EA07203)

Barbier, C., Couturier, C., Pourouchottamin, P., Cayla, J-M., Sylvestre, M., Pharabod, I. 2019. « Empreinte énergétique et carbone de l’alimentation en France ». Collection *Expertises* ADEME. 24p. <https://bibliothèque.ademe.fr/consommer-autrement/778-energy-and-carbon-footprint-of-food-in-france.html> Consulté le 15 novembre 2022.

Baumont, R., Plantureux, S., Farrié, J-P., Launay, F., Michaud, A., Pottier, E. 2011. *Prairies permanentes : des références pour valoriser leur diversité*. Ed. Institut de l’Elevage. ISBN 9782363430007. 137p.

- Bockstaller, C., Lassere-Joulain, F., Meiss, H., et al. 2019. « Les indicateurs de biodiversité pour accompagner les agriculteurs : embarras du choix ou pénurie ? » *Innovations Agronomiques*, INRAE, 2019, 75, pp.73-86. hal-02392175.
- Boselli, L. 2015. « Environmental assessment of the main northern Italy beef production systems using an LCA methodology ». Thèse universitaire, Département des Sciences Animales, Université de Milan, Italie. 163p. https://air.unimi.it/retrieve/dfa8b993-b4f2-748b-e053-3a05fe0a3a96/phd_unimi_R09492.pdf. Consulté le 15 novembre 2022.
- Bouwman, A. F., Van Vuuren, D. P., Derwent, R. G., Posch, M. 2002. « A global analysis of acidification and eutrophication of terrestrial ecosystems ». *Water, Air, and Soil Pollution*, 141, pp349-382. <https://doi.org/10.1023/A:1021398008726>
- Bristow, K-L. 1988. « The role of mulch and its architecture in modifying soil temperature ». *Soil Research* n°26, pp269-280. <https://doi.org/10.1071/SR9880269>
- Buddle B.M., Denis M., Attwood G.T., et al. 2011. « Strategies to Reduce Methane Emissions from Farmed Ruminants Grazing on Pasture – Review ». *The Veterinary Journal* 188, pp11-17. DOI : 10.1016/j.tvjl.2010.02.019.
- Burnham, K.P., Overton, W.S. 1979. « Robust Estimation of Population Size When Capture Probabilities Vary Among Animals ». *Ecology* n°60, pp927-936. DOI : 10.2307/1936861.
- Cabezas-Garcia, E. 2017. « Methane production in Dairy Cows. Individual cow variability in methane production ». Thèse d'exercice vétérinaire, Université suédoise des sciences agricoles, Suède. 84p. <https://core.ac.uk/download/pdf/211562567.pdf>. Consulté le 15 novembre 2022.
- Cellier, P., Flénet, F., Hénault, C., et al. 2013. « Le protoxyde d'azote (N₂O), puissant gaz à effet de serre émis par les sols agricoles : méthodes d'inventaire et leviers de réduction ». *Oilseeds and fats, Crops and Lipids* 20, n°2, pp108-118. https://www.ocl-journal.org/articles/ocl/full_html/2013/02/ocl2013202p108/ocl2013202p108.html Consulté le 15 novembre 2022.
- Cemagref (Centre national du machinisme agricole, du génie rural et des eaux et forêts) et Inra (expertise scientifique collective). 2011. *Pesticides, agriculture et environnement*. Editions Quæ, 136p. <https://doi.org/10.3917/quae.exper.2011.01>. Consulté le 15 novembre 2022.
- Citepa. 2020. « Rapport OMINEA – 17eme édition ». 981p. <https://www.citepa.org/fr/ominea/> Consulté le 16 novembre 2022.
- Citepa. 2022. « Gaz à effet de serre et polluants atmosphériques – Bilan des émissions en France de 1990 à 2021 ». Rapport national d'inventaire format secten, 512p. https://www.citepa.org/wp-content/uploads/Citepa_Rapport-Secten-2022_Rapport-complet_v1.8.pdf Consulté le 16 novembre 2022.
- Chabert, A., Sarthou, J-P. 2017. « Le sol agricole, une ressource indispensable négligée ». *Droit et Ville* n° 84, pp49-63. <https://www.cairn.info/revue-droit-et-ville-2017-2-page-49.htm> Consulté le 21 novembre 2022.

- Chao, A. 1984. « Nonparametric estimation of the number of classes in a population ». *Scandinavian Journal of Statistics* 11, pp265-270. DOI : 10.2307/4615964.
- Chardon, H., Brugère, H. 2017. « Alimentation des ruminants et mesures de santé publique », *Cahiers sécurité sanitaire et santé animale*, septembre 2017, pp1-38. <https://www.interbev.fr/wp-content/uploads/2018/07/CIV-Alim-VDef.pdf> Consulté le 21 novembre 2022.
- Cluzeau, D., Pérès, G., Guernion, M., et al. 2009. « Intégration de la biodiversité des sols dans les réseaux de surveillance de la qualité des sols : exemple du programme pilote à l'échelle régionale, le RMQS BioDiv ». *Etude et Gestion des Sols, Association Française pour l'Etude des Sols*, pp.187-201. hal-00494011
- Cluzeau D., Guernion, M., Chaussod, R., et al. 2012. « Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types ». *European Journal of Soil Biology*, volume 49, pp63-72. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.11.003> Consulté le 21 novembre 2022.
- Corson, M., Doreau, M. 2017. « Analyse des modes de calcul de la consommation d'eau en élevage bovin et production de viande », *Viandes et produits carnés*, 2017, 8p. https://www.viandesetproduitscarnes.fr/phocadownload/vpc_vol_33/3321_corson_production_viande_ressource_eau.pdf Consulté le 21 novembre 2022.
- Defrance, P., Devun, J., Granger, S., Rossi, A. 2014. « Gestion extensive des surfaces fourragères : menaces et risques de disparition des pratiques bénéfiques pour l'environnement ». *Notes et Etudes Socio-Economiques* n°38, pp121-147. hal-02637120.
- Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C. 2014. « Biodiversity of Palaearctic Grasslands: A Synthesis ». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 182, pp1-14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.015>.
- Desjardins, R-L., Devon E., Vergé, X., Maxime, D., Dyer, J., Cerkowniak, D. 2012. « Carbon Footprint of Beef Cattle ». *Sustainability* 4, n° 12, pp3279-3301. <https://doi.org/10.3390/su4123279>.
- Devun, J., Guinot, C. 2012. « Alimentation des bovins : rations moyennes et autonomie alimentaire. ». *Viandes et produits carnés* n°30, 9p. https://www.viandesetproduitscarnes.fr/phocadownload/vpc_vol_30/3027_devun_alimentation_bovins.pdf Consulté le 21 novembre 2022.
- Doreau, M., Martin, C., Eugène, M., Popova, M., Morgavi, D.P. 2011. « Leviers d'action pour réduire la production de méthane entérique par les ruminants ». *INRA Productions Animales* 24, n°5, pp461-474. hal-02650335f.
- Doreau, M., A. Farruggia, et P. Veysset. 2017. « Aménités et impacts sur l'environnement des exploitations françaises élevant des bovins pour la viande ». *INRA Productions Animales* 30, n° 2 (19 juin 2018), pp165-78. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2017.30.2.2242>. Consulté le 27 novembre 2022.

Doreau M., Martin C., Morgavi D-P. 2017. « Réduire les émissions de méthane entérique par l'alimentation des ruminants ». *Viandes et produits carnés*, Juin 2017, 11p. https://www.researchgate.net/publication/341667770_Reducire_les_emissions_de_methane_entérique_par_l%27alimentation_des_ruminants Consulté le 11 janvier 2022.

Duflot, R. 2013. « Hétérogénéité fonctionnelle et biodiversité : quel est le rôle des interfaces ou lisières dans les paysages agricoles ? ». *Sciences agricoles*. Université Rennes 1, 156p. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01019974/document> Consulté le 22 novembre 2022.

Dumont, B. ; Rook A. J. ; Coran C. ; Röver K.-U. 2007. « Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 2. Diet selection ». *Grass and forage science* 62(2), pp159–171. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2007.00572.x>

Dumont, B., Farruggia, A., Garel, J-P. 2007. « Pâturage et biodiversité des prairies permanentes ». *Rencontres Recherches Ruminants*, n°14, pp17-24. http://www.journees3r.fr/IMG/pdf/2007_01_environnement_01_Dumont.pdf Consulté le 27 novembre 2022.

Durpoix, A. 2011. « Évaluation des émissions de gaz à effet de serre dans les bâtiments d'élevage bovins au moyen de mesures de leurs concentrations ». *Fourrages* n°186, pp215-227.

https://www.google.fr/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwjf8O6jkc_7AhXwTaQEHaGkAS4QFnoECAwQAQ&url=https%3A%2F%2Fafpf-asso.fr%2Findex.php%3Fsecured_download%3D1723%26token%3Dc16b0ba6e27c1efb0d74a94026afe433&usg=AOvVaw0M9tIQx-ymrKvYGYBOaj3m Consulté le 27 novembre 2022.

Eugène, M., Sauvant, D., Nozière, P., et al. 2019. « A New Tier 3 Method to Calculate Methane Emission Inventory for Ruminants ». *Journal of Environmental Management* n°231, pp982-88. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.086>.

Fan, L., Wigneron, J-P., Ciais, P., et al. 2019. « Satellite-observed pantropical carbon dynamics ». *Nature Plants* n°5(9), pp944-951. DOI : 10.1038/s41477-019-0478-9.

Farruggia, A., Dumont, B., Jouven, M., et al. 2006. « La diversité végétale à l'échelle de l'exploitation en fonction du chargement dans un système bovin allaitant du Massif central », *Fourrages* n°188, pp477-493. https://www.researchgate.net/publication/228359640_La_diversite_vegetale_a_l%27echelle_de_l%27exploitation_en_fonction_du_chargement_dans_un_systeme_bovin_allaitant_du_Massif_Central Consulté le 27 novembre 2022.

Farruggia A., Martin B., Baumont R., et al. 2008. « Quels intérêts de la diversité floristiques des prairies permanentes pour les ruminants et les produits animaux ». *INRAE Productions animales* n°21(2), pp181-199. <https://productions-animales.org/article/view/3391> Consulté le 27 novembre 2022.

Fleury, P., Chazoule, C., Peigné, J. 2014. « Ruptures et transversalités entre agriculture biologique et agriculture de conservation ». *Economies rurales* n°339-340, pp95-112. https://www.google.fr/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwjb3KunM_7AhWbUKQEHRBC5MQFnoECBAQAQ&url=https%3A%2F%2Fjournals.openediti

[on.org%2Feconomierurale%2Fpdf%2F4247&usg=AOvVaw3VCpB43RTWcDXQkDZPvaAf](#)
Consulté le 27 novembre 2022.

Gac, A., Agabriel, J., Dollé J-B., Faverdin, P., Van Der Werf, H. 2014. « Le potentiel d'atténuation des gaz à effet de serre en productions bovines ». *Innovations Agronomiques* n°37, pp67-81. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01209220/document> Consulté le 27 novembre 2022.

Gerbens-Leenes, P.W., Mekonnen, M.M., Hoekstra, A.Y. 2013. « The Water Footprint of Poultry, Pork and Beef : A Comparative Study in Different Countries and Production Systems ». *Water Resources and Industry* n°1-2, pp25-36. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2013.03.001>.

Gerber, P.J. 2013. « Tackling Climate Change through Livestock : A Global Assessment of Emissions and Mitigation Opportunities ». *Rome : Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations*. 13p. <https://www.fao.org/3/i3437e/i3437e.pdf> Consulté le 27 novembre 2022.

Gillet, F., Mauchamp, L., Mouly, A., Badot, P-M. 2012. *Les prairies : biodiversité et services écosystémiques*. Edition Presse universitaire de Franche Comté. ISBN 978-2-84867-437-7. 134p.

Gillon, Y. 1967. « Principes et méthodes d'échantillonnage des populations naturelles terrestres en écologie entomologique ». Office de la recherche scientifique et technique outre-mer. 55p. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers11-11/13856.pdf Consulté le 27 novembre 2022.

Granval, P., Muys, B., Leconte, D. 2000. « Intérêt faunistique de la prairie permanente pâturée ». *Fourrages* n°162, pp157-167. https://www.google.fr/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwj0p466nM_7AhWHTaQEHaFnBOcQFnoECA8QAQ&url=https%3A%2F%2Fafpf-asso.fr%2Findex.php%3Fsecured_download%3D1447%26token%3Dc16b0ba6e27c1efb0d74a94026afe433&usg=AOvVaw0pFs3eVxFiXAFAPQ4zeexi Consulté le 27 novembre 2022.

Guilbot, R. 1999 « Les insectes des prairies : un maillon essentiel de l'écosystème prairial ». *Fourrages* n°160, 1999, pp403-416. https://www.google.fr/url?sa=t&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwiAysvKnM_7AhVXbKQEHaa6CKEQFnoECBYQAQ&url=https%3A%2F%2Fafpf-asso.fr%2Findex.php%3Fsecured_download%3D1577%26token%3Dc16b0ba6e27c1efb0d74a94026afe433&usg=AOvVaw0_wvl26_Zfym6FwvjHTzqm Consulté le 27 novembre 2022.

Hassouna M., Thomas Eglin, Pierre Cellier, Vincent Colomb, Jean-Pierre Cohan, et al. 2015. « Mesurer les émissions gazeuses en élevage : gaz à effet de serre, ammoniac et oxydes d'azote ». INRA-ADEME (France). 2-7380-1375-9. hal-01590618f.

Henault, C.; Bizouard, F.; Laville, P.; Gabrielle, B.; Nicoullaud, B., et al. 2005. « Predicting in situ soil N(2)O emission using NOE algorithm and soil database ». *Global Change Biology*. 11 (1), pp115-127 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00879.x>

Hungate, R-E., Smith, W., Bauchop, T., Yu, I., Rabinowitz, J-C. 1970. « Formate as an intermediate in the rumen fermentation ». *Journal of Bacteriology* 102, pp389-397.

<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC247563/pdf/jbacter00381-0119.pdf> Consulté le 27 novembre 2022.

INAO (Institut National de l'Origine et de la Qualité). 2022. « Calcul des 170 kg/ha/an d'azote ». 1p.

https://www.google.fr/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwjAiaPhns_7AhW6YqQEhXC6BcoQFnoECBoQAQ&url=https%3A%2F%2Fextranet.inao.gouv.fr%2Ffichier%2FNote-GL-2022-170-kg-ha-an-N.pdf&usq=AOvVaw01o8GETLa7JNapV__LMAZQ Consulté le 27 novembre 2022.

INRA. 2018. *Alimentation des ruminants. Apports nutritionnels – Besoins et réponses des animaux – Rationnement – Tables des valeurs des aliments*. Editions Quae. 728p.

IPCC. In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. 2007. « IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Chapter 10 : Emissions from Livestock and Manure Management, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme ». 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4 : Agriculture, Forestry and Other Land Use. 209p https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch10_Livestock.pdf Consulté le 27 novembre 2022.

IPCC. 2014. « Climate Change 2014 : Mitigation of Climate Change ». Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 1454p. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ipcc_wg3_ar5_full.pdf Consulté le 27 novembre 2022.

Janssen, P.H., 2006. « Identifying the dominant soil bacterial taxa in libraries of 16S rRNA and 16S rRNA genes ». *Applied and Environmental Microbiol.* n°72, pp1719–1728. DOI : 10.1128/AEM.72.3.1719-1728.2006.

Jeffery, S., Gardi, C., Jones, A., et al. 2010. *European Atlas of Soil Biodiversity*. European Commission, Publications Office of the European Union. ISBN : 978-92-79-15806-3. 128p.

Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., et al. 2012. « Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques ». Synthèse de l'étude. [0] 2100450303, Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie. 60p. hal-03130201f

Klumpp K., Guix N., Tallec T., Soussana J.F., 2010. « La pratique agricole a-t-elle plus d'impact que la variabilité climatique sur le stockage du C en prairie pâturée ? » *Rencontres Recherches Ruminants*, 17, pp343-346. <http://www.journees3r.fr/spip.php?article3019> Consulté le 27 novembre 2022.

Klumpp, K., Faverdin, P., Benoit, M., et al. 2013. « Réduction des émissions de gaz à effet de serre des ruminants : choix des techniques les plus efficaces, ampleur de la réduction, coût de leur mise en application ». *Rencontres Recherche Ruminants* n°20, pp315-318. http://www.journees3r.fr/IMG/pdf/Texte_4_environnemnt_K_Klumpp.pdf Consulté le 27 novembre 2022.

Kump, L.R., Kasting, J.F., Crane, R.G. 1999. *The Earth system*. Upper saddle River, NJ : Prentice Hall. ISBN 0131773879. 351p.

- Lamandé, M., Pérès, G., Hallaire, V., Curmi, V., Cluzeau, D. 2004. « Action combinée des pratiques culturales et des lombriciens sur le sol ». *Etude et gestion des sols*, volume 11, pp393-402. https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2017/10/EGS_11_4_lamande.pdf Consulté le 27 novembre 2022.
- Larkin, Robert P. 2015. « Soil Health Paradigms and Implications for Disease Management. » *Annual Review of Phytopathology* n°53(1), 23p. https://www.researchgate.net/publication/277079076_Soil_Health_Paradigms_and_Implications_for_Disease_Management Consulté le 27 novembre 2022.
- Laurent, F. 2012. « Agriculture et pollution de l'eau : modélisation des processus et analyse des dynamiques territoriales », Sciences de l'environnement, Université de Maine. 184p. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00773259/document> Consulté le 27 novembre 2022.
- Lavelle, P., Spain, A. 2001. *Soil ecology*. Edition Springer-Verlag New York Inc. ISBN : 13 : 9781402004902. 654p.
- Lemaire, G. 2007. « Interactions entre systèmes fourragers et systèmes de grandes cultures à l'échelle d'un territoire. Intérêts pour l'environnement », *Fourrages* n°189, pp.19-32. hal-02656825f.
- Losinger, I., Wencel, M-C., Migot, P. 2006. « Réflexions autour de la gestion d'une espèce animale dans un écosystème agricole : le cas du grand hamster ». *Nature Sciences Sociétés* n°14, pp63-64. <https://pdfs.semanticscholar.org/9aa1/294ce6294febe7124362f1ec6ff4a4f849e0.pdf> Consulté le 27 novembre 2022.
- Mailloux, A., Dubé, A., Tardif, L. 2005. « Classement des sols selon leurs possibilités d'utilisation agricole ». *Cahiers de géographie du Québec* 8, n° 16, pp231-49. <https://doi.org/10.7202/020501ar>.
- Martin, O., T. Turini. 2016. « Impact environnemental de la production de viande : comprendre et évaluer ». *Centre d'information des viandes*, Etude environnement, 80p. <https://www.interbev.fr/wp-content/uploads/2017/02/civ-eval-methodo.pdf> Consulté le 27 novembre 2022.
- Mekonnen, M.M., Hoekstra, A.Y. 2010. « The green, blue and grey water footprint of farm animals and animal products », *Value of Water Research Report Series* n° 48, UNESCO-IHE (Institute for Hydraulic and Environmental Engineering), Delft, the Netherlands. <https://www.waterfootprint.org/media/downloads/Report-48-WaterFootprint-AnimalProducts-Vol1.pdf> Consulté le 27 novembre 2022.
- Michelot-Antalik, A., Michel, N., Goulnik, J., et al. 2021 « Comparison of grassland plant-pollinator networks on dairy farms in three contrasting French landscapes ». *Acta Oecologica*, volume 112, 13p. DOI : [10.1016/j.actao.2021.103763](https://doi.org/10.1016/j.actao.2021.103763)
- Mottet, A., Renaudeau, D., Soussana, J-F. 2015 « Accompagner l'adaptation de l'élevage ». *Pour la Science*, INRA, Mars 2015, 14-17. <https://hal.inrae.fr/hal-02634731/document> Consulté le 27 novembre 2022.

Munoz, C.; Yan, T.; Wills, D.A.; et al. 2012 « Comparison of the sulfur hexafluoride tracer and respiration chamber techniques for estimating methane emissions and correction for rectum methane output from dairy cows ». *J. Dairy Sci.* n°95, pp3139–3148. <https://www.journalofdairyscience.org/action/showPdf?pii=S0022-0302%2812%2900289-5> Consulté le 27 novembre 2022.

O'Brien, D., J. Herron, J. Andurand, et al. 2019. « LIFE BEEF CARBON : A Common Framework for Quantifying Grass and Corn Based Beef Farms' Carbon Footprints ». *Animal : An International Journal of Animal Bioscience* 14, n° 4, pp834-45. <https://reader.elsevier.com/reader/sd/pii/S1751731119002519?token=61A5F98319E6185CABD6202EA2DC8D605068502AF7D0AF744F5B740535B9ACEDB990658BA189360BDBED11ABC7B466D3&originRegion=eu-west-1&originCreation=20221127221248> Consulté le 27 novembre 2022.

Olf, H., Ritchie, M. 1998. « Effects of herbivores on grassland plant diversity ». *Tree* vol. 13, n°7, pp261-265. DOI : 10.1016/s0169-5347(98)01364-0

Ollivier, B. 1987. « Fermentation méthanique par des cultures mixtes définies de bactéries thermophiles », Thèse Universitaire en biologie cellulaire et microbiologie, Aix-Marseille I, Université de Provence, 150p.

Opio, C., Gerber, P., Mottet, A., et al. 2013. « Greenhouse gas emissions from ruminant supply chains – a global life cycle assessment ». Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 214p. <https://www.fao.org/3/i3461e/i3461e.pdf> Consulté le 27 novembre 2022.

Pellerin S., Bamière L., Angers D., et al. 2013. « Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques ». Synthèse du rapport d'étude de l'INRA commanditée par l'ADEME, le Ministère de l'Agriculture, l'Agroalimentaire et la Forêt, du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie. 92 p. <https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/4ce01662146c72f5de3ed9130c30c5dd.pdf> Consulté le 27 novembre 2022.

Peyraud, J-L., Peeters, A., Vliegheer, A. 2012. « Place et atouts des prairies permanentes en France et en Europe ». In : Journées AFPP (Association Française pour les prairies et les fourrages), Paris, *Les atouts des prairies permanentes pour demain*, p17-28. <https://afpp-asso.fr/acte/journees-de-printemps-2012?acte=369> Consulté le 27 novembre 2022.

Phocas, F., et al. 2017. « Quels programmes d'amélioration génétique des animaux pour des systèmes d'élevage agro-écologiques ? », *INRA productions animales* n° 30 (1), pp31-46. <https://productions-animales.org/article/view/2232> Consulté le 27 novembre 2022.

Roesch, L.F.W., Fulthorpe, R.R., Riva, A., et al. 2007. « Pyrosequencing enumerates and contrasts soil microbial diversity ». *Journal of the International Society for Microbial Ecology* n°1, pp283-290. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2970868/> Consulté le 27 novembre 2022.

Roque, B., Brooke, C., Ladau, J., et al. 2019. « Effect of the macroalgae *Asparagopsis taxiformis* on methane production and rumen microbiome assemblage ». *Animal Microbiome*, n°1, 14p. <https://doi.org/10.1186/s42523-019-0004-4>

Roscher, C., Schumacher, J., Weisser, W.W., Schulze, E.D. 2008. « Genetic identity affects performance of species in grasslands of different plant diversity : an experiment with *Lolium perenne* cultivars ». *Annals of botany* vol. 102, n°1, pp113-125. <https://academic.oup.com/aob/article/102/1/113/173692?login=false> Consulté le 27 novembre 2022.

Rudel, T., DeFries, R., Asner, G.P., Laurance, W.F. 2009. « Changing Drivers of Deforestation and New Opportunities for Conservation ». *Conservation Biology* n°23 (6), pp1396–1405. DOI : 10.1111/j.1523-1739.2009.01332.x.

Sarthou, J-P., Choisis, J-P., Amossé, A., Arndorfer, M., Bailey, D., et al. 2013. « Indicateurs de biodiversité dans les exploitations agricoles biologiques et conventionnelles des Vallées et Coteaux de Gascogne, cas d'étude français du projet européen BIOBIO ». *Innovations Agronomiques*, INRAE, 2013, vol. 32, pp333-349. hal-01644158

Schwoob, M-H. 2021. « Politique des sols : dynamiques européennes et françaises ». *Publications du service de la statistique et de la prospective*, Analyse n°169. 4p. https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Ana169%20Analyse_1692111.pdf Consulté le 28 novembre 2022.

Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., et al. 2019. « Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers ». *Nature* n°574, pp671-674. <https://doi.org/10.17616/R32P9Q>

Soulat, J., Bonsacquet, E., Carrère, P. 2018. « Les services écosystémiques des prairies : importance et stratégies de maintien ». Publication d'étude CLUSTER Herbe. 24p. hal-03168726

Soussana, J.F., Klumpp, K., Ehrhardt, F. 2014. « The role of grassland in mitigating climate change ». *Grassland Science in Europe* n°19, pp75-87. <https://hal.inrae.fr/hal-02738557> Consulté le 28 novembre 2022.

Tschumi, M., Albrecht, M., Bärtschi, C., Collatz, J., Entling, M., Jacot, K. 2016. « Perennial, Species-Rich Wildflower Strips Enhance Pest Control and Crop Yield ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* n°220, pp97-103. DOI : 10.1016/j.agee.2016.01.001

Turini, T. 2015. Influences de l'élevage et de la production de viande de ruminants sur le climat. *Centre d'information des viandes*, Etude environnement, 50p. https://www.agridea.ch/fileadmin/AGRIDEA/Theme/Environnement_et_agriculture_Umwelt_und_Landwirtschaft/Climat/Influences_elevage_et_v viande_ruminants_sur_climat_Turini_2015.pdf Consulté le 28 novembre 2022.

UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature). 2016. « La liste rouge des espèces menacées en France – oiseaux de France métropolitaine ». 32p. https://inpn.mnhn.fr/docs/LR_FCE/UICN-LR-Oiseaux-diffusion.pdf Consulté le 28 novembre 2022.

Van der Werf, H. 1996. « Assessing the Impact of Pesticides on the Environment ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 60, n° 2-3, pp81-96. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(96\)01096-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(96)01096-1).

Van der Werf, H., Knudsen, M.T., Cederberg, C. 2020. « Towards Better Representation of Organic Agriculture in Life Cycle Assessment ». *Nature Sustainability* 3, n° 6, pp419-25. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0489-6>.

Vincent, Q. 2018. « Étude des paramètres abiotiques, biotiques et fonctionnels, et de leurs interactions dans des sols délaissés ». Thèse universitaire en Ecologie, Environnement. Université de Lorraine. 331p. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01896274/document> Consulté le 28 novembre 2022.

Wagner, D.L., Grames, E.M., Forister, M.L., Berenbaum, M.R., Stopak, D. 2021. « Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts ». *Proceedings of the National Academy of Science* 118 (2), 10p. <https://www.pnas.org/doi/epdf/10.1073/pnas.2023989118> Consulté le 28 novembre 2022.

Wallis De Vries, M. F., Parkinson, A. E., Dulphy, J. P., et al. 2007. « Effects of Livestock Breed and Grazing Intensity on Biodiversity and Production in Grazing Systems. 4. Effects on Animal Diversity ». *Grass and Forage Science* 62, n° 2, pp185-97. https://www.researchgate.net/publication/227686583_Effect_of_livestock_breed_and_grazing_intensity_on_grazing_systems_5_Management_and_policy_implications Consulté le 28 novembre 2022.

Westamn, W.E. 1977. « How much are nature's services worth ? » *Science* 197 (4307), pp960-964. DOI: 10.1126/science.197.4307.960.

Wilson, J.B., Peet, R.K., Pärtel, M. 2012. « Plant species richness : the world records ». *Journal of Vegetation Science* vol. 23, n°4, pp796-802. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x> Consulté le 28 novembre 2022.

Zhao, Y., Nan, X., Yang, L., Zheng, S., Jiang, L., Xiong, B. 2020. « A Review of Enteric Methane Emission Measurement Techniques in Ruminants ». *Animals* 10(6), 15p. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC7341254/pdf/animals-10-01004.pdf> Consulté le 28 novembre 2022.

BIBLIOGRAPHIE GRAND PUBLIC

Agreste. 2020. « Enquête pratiques culturelles en grandes cultures et prairies 2017 – principaux résultats ». Chiffres et données agreste, octobre 2020, n°9, 21. https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Chd2009/cd2020-9%20PK%20_GC2017b.pdf Consulté le 15 novembre 2022.

Agreste. 2021. « Produits phytosanitaires : quelles performances économiques en grandes cultures ? ». *Les dossiers agreste*, février 2021, n°2, 24. https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Dos2102/Dossier2021-2_%20Etude%20phytoV2.pdf Consulté le 15 novembre 2022.

APAD. 2020. « Les clefs de réussite pour amorcer sa transition en Agriculture de Conservation des Sols ». 16p. <https://apad.asso.fr/images/pdf/cle-reussite-ACS.pdf> Consulté le 27 novembre 2022.

Bernicot, M-H., Renard, M. 2020. « Favoriser l'inscription de variétés pour l'AB ». <https://www.geves.fr/wp-content/uploads/contribution-cisab-journées-GC-22-janvier.pdf> Consulté le 15 novembre 2022.

Brocard, V., Jurquet, J., Rouillé, B. 2020. « INRA 2018 : le nouveau système d'alimentation des ruminants INRAE ». Collection Fiche pratique. https://idele.fr/?eID=cmis_download&oID=workspace%3A%2F%2FSpacesStore%2F98f106c9-8629-414c-b2f6-eac48807fa78&cHash=e638530ac26471dfb261d4f332411463 Consulté le 15 novembre 2022.

CDG31 (Centre de Gestion de la fonction publique territoriale de la Haute Garonne). 2021. « Désherbage thermique ». Fiches pratiques prévention, Mai 2021, pp4. https://www.cdg31.fr/sites/default/files/file/file/desherbage_thermique.pdf. Consulté le 15 novembre 2022.

Chambaut, H., Gac, A., Tresch, P. 2015. « L'élevage et le respect de la ressource en eau ». Conférence au Salon international des techniques Bio et alternatives Tech et Bio. 48 diapositives. https://www.produitslaitiersetviandebio.com/file/Tresch-Gac-Eau-TechBio_V3.pdf Consulté le 21 novembre 2022.

Delaunoy, A. 2008. « Guide pour la description et l'évaluation de la fertilité des sols », Chambre d'agriculture du Tarn, 37p. https://data.over-blog-kiwi.com/0/17/22/58/201301/ob_76040b5837252122fd55b9ac7e76c24e_guidesolagri20082.pdf Consulté le 21 novembre 2022

DREAL (Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement) Grand Est. 2018. « Vademecum règlementaire de la méthanisation ». Conférence régionale de la méthanisation. <https://www.grand-est.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/2022-11-vade-mecum-ge-methanisation-vf.pdf> Consulté le 27 novembre 2022.

Fertisols. 2020. « La fertilisation en phosphore, potasse et magnésium ». Fiches fertilité chimiques. 8p. https://agriressources.fr/fileadmin/user_upload/Auvergne-Rhone-Alpes/177_Eve-agriressources/fertisols/Fiches_FERTISOLS/Fiche_II.5_01.pdf Consulté le 30 novembre 2022.

Goldringer, I., Papy, F. 2011. « La biodiversité des champs – Ressource productive pour les agricultures de demain ». *Regard* n°21, 8. <https://sfecologie.org/2011/09/13/r21-la-biodiversite-des-champs-par-f-papy-et-i-goldringer/> Consulté le 27 novembre 2022.

Hennequin, C., Jacquot, P. 2021. « Concilier gestion et préservation ». *La terre de chez nous*, 21 mai 2021, pp11-13. http://cbnfc-ori.org/sites/cbnfc-ori.org/files/documentatn/files/tcn_21-05-2021-cbnfc-ori.pdf Consulté le 27 novembre 2022.

Marcon, E. 2015. « Mesures de la Biodiversité ». Cours de master Sciences de l'environnement/ biodiversité et écologie. Kourou, France. 2015, pp284. hal.cirad.fr/cel-01205813/. Consulté le 11 novembre 2022.

Mazollier, C. 2009. « La solarisation ». *Refbio Maraîchage PACA*, juin 2009, 2p. <https://www.grab.fr/wp-content/uploads/2021/09/FICHE-solarisation-ref-bio-2009.pdf> Consulté le 27 novembre 2022.

Natagora. 2017. « Les prairies maigres de fauche ». Brochure Projet Life prairies bocagères. 16p. https://www.lifeprairiesbocageres.eu/fileadmin/Life/Prairies_bocageres/fourrage2017HQ.compressed.pdf Consulté le 27 novembre 2022.

Papy, F., Goldringer, I. 2011. « La biodiversité des champs, ressource productive pour les agriculteurs de demain ». *Regard R21*, société française d'écologie, 22 octobre 2011, pp 1-8. <https://sfecologie.org/regard/r21-biodiversite-des-champs/> Consulté le 27 novembre 2022.

Verzat, Valentine, et Justine Schaeffer. 2012. « Impacts écologiques et économiques des stratégies de reproduction bovine en France », Atelier CERES : Biodiversité : sciences et société, 10p. <http://www.ceres.ens.fr/IMG/file/DavidPDF/Biodiversite2012/biodiversite-bovine-Schaeffer-Verzat.pdf> Consulté le 28 novembre 2022.

COMPRENDRE LES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DE L'ALIMENTATION DES BOVINS ALLAITANTS ET LEUR MODULATION EN ELEVAGES SELON LES MODELES AGRICOLES FRANCAIS

Auteur

GUINOT-BARADEL Sarah

Résumé

Cette thèse vise à explorer les impacts environnementaux des élevages bovins allaitants, sous le prisme de leur alimentation et des régimes agricoles mis en place. La première partie définit les systèmes agricoles, les types d'élevages rencontrés ainsi que les régimes alimentaires suivis. La seconde partie donne les éléments de compréhension et d'analyse des différents facteurs environnementaux concernés par ces élevages, un à un. La troisième partie met en relation ces différents facteurs entre eux, ainsi qu'en fonction du modèle agricole suivi. Elle permet ainsi d'apporter des éléments de réponse quant aux modèles les plus respectueux de l'environnement dans son ensemble et aux services écosystémiques rendus par l'élevage en prairie.

Mots-clés

Environnement, Bovins, Allaitants, Biologique, Intensif, Extensif

Jury

Président du jury : **Pr SANLAVILLE Damien**

Directeur de thèse : **MC VASSAL-COURTAILLAC Nathalie**

1er assesseur : **Dr ARCANGIOLI Marie-Anne**

2ème assesseur : **Dr MOUNIER Luc**