



SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

État de l'art des connaissances sur les incidences des infrastructures de production d'énergie renouvelable sur la biodiversité

Rédacteur: Mame Diarra NIANG

Relecteur: Robin GOFFAUX



RESUME

En raison de la demande croissante en électricité et de l'épuisement des ressources fossiles, les technologies renouvelables sont devenues incontournables pour garantir un approvisionnement énergétique fiable et efficace. Cependant, malgré les avantages constatés, ces technologies présentent des risques d'impacts négatifs sur la biodiversité. Cette étude (i) résume les connaissances sur les impacts des technologies de production d'énergie renouvelable à savoir l'énergie éolienne (terrestre et offshore), l'énergie solaire photovoltaïque, l'énergie océanique, l'hydroélectricité, le biogaz l'hydrogène et les batteries de stockage LIB, (ii) rappelle le cadre réglementaire et sociétal, (iii) identifie les mesures d'atténuation proposées dans la littérature et (iv) souligne les lacunes dans les connaissances et les besoins urgents en matière de recherche. Sur la base d'une recherche documentaire dans différentes bases de données et d'une analyse non exhaustive de la littérature grise et scientifique, un certain nombre de publications ont été synthétisées. L'analyse des résultats de recherches a permis d'identifier les impacts suivants qui peuvent être communs ou spécifiques aux différentes technologies : 1) la perturbation due, par exemple, au bruit, aux champs électromagnétiques et à la lumière, 2) le risque de collision, 3) la perte et la modification d'habitat, 4) la modification hydrodynamique et sédimentaire, 5) l'effet récif. Ces impacts peuvent être atténués par une combinaison de plusieurs mesures, adaptées aux spécificités de chaque site, technologie d'énergie renouvelable et espèce cible (technologie de dissuasion acoustique, lumineuse, de télédétection pour la surveillance, le choix du site...). Cependant, le manque de connaissance sur certains effets et l'absence de pratiques normalisées en matière de recherche et de collecte de données soulignent l'urgence de mener des recherches sur les incertitudes et les lacunes identifiées.

ABSTRACT

Due to the growing demand for electricity and the depletion of fossil resources, renewable technologies have become essential to ensure a reliable and efficient energy supply. However, despite the benefits, these technologies may have negative impacts on biodiversity. This study (i) summarizes the knowledge on the impacts of renewable energy generation technologies namely wind power (onshore and offshore), solar photovoltaic, ocean energy, hydropower, biogas, hydrogen and LIB storage batteries, (ii) recalls the regulatory and societal framework, (iii) identifies mitigation measures proposed in the literature, and (iv) highlights knowledge gaps and urgent research needs. On the basis of a literature search in different databases and a non-exhaustive analysis of the grey and scientific literature, a number of publications were synthesized. The analysis of the research results identified the following impacts that may be common or specific to the different technologies: 1) disturbance due to, for example, noise, electromagnetic fields and light, 2) risk of collision 3) habitat loss and modification 4) hydrodynamic and sediment modification 5) reef effect. These impacts can be mitigated by a combination of several measures, adapted to the specificities of each site, renewable energy technology and target species (acoustic, light, remote sensing deterrent technology for monitoring, site selection, etc.). However, the lack of knowledge on certain effects and the absence of standardised research and data collection practices underlines the urgency of conducting research on the uncertainties and gaps identified.

Table des matières

ABSTRACT.....	2
INTRODUCTION	7
OBJECTIFS ET PERIMETRE DE L'ETUDE.....	8
1. Objectifs	8
2. Définition du périmètre d'étude.....	8
METHODOLOGIE	8
1. Choix de la méthode d'expertise : Évaluation des faits avérés (REA).....	8
2. Montage des comités de pilotage et de suivi	9
3. Protocole de recherche et collecte des données.....	9
3.1. Définition de l'équation de recherche	9
3.1.1. Mots clés et opérateurs utilisés	9
3.1.2. Bases de données et Moteurs de recherche	10
3.1.3. Cartographie des éléments pertinents et équations de recherche	10
3.2. Exportation, tri et sélection des publications	13
3.3. Analyse de la pertinence des publications	13
RESULTATS ET DISCUSSION	13
1. Résultats.....	13
1.1. Résultats qualitatifs.....	13
1.2. Résultats quantitatifs	14
1.2.1. Répartition des publications par base de données consultées	15
1.2.2. Répartition des publications par type de technologie	16
1.2.3. Répartition temporelle des publications	16
SYNTHESE DES CONNAISSANCES.....	17
1. Énergie éolienne	17
1.1. Énergie éolienne offshore (OWF).....	17
1.1.1. Cadre réglementaire et sociétal.....	18
1.1.1.1. Réglementation	18
1.1.1.2. Acceptabilité sociale.....	20
1.1.2. Analyse du cycle de vie.....	20
1.1.2.1. Phase de construction.....	22
1.1.2.2. Phase d'exploitation/Maintenance.....	22
1.1.2.3. Phase de démantèlement	22
1.1.3. Impacts sur la biodiversité	23
1.1.3.1. Phase de construction.....	23
1.1.3.1.1. Émissions sonores	23
1.1.3.1.2. Perturbation, modification et perte d'habitats.....	24
1.1.3.1.3. Pollution.....	24
1.1.3.2. Phase d'exploitation	24
1.1.3.2.1. Risque de collision et barotraumatisme	24
1.1.3.2.2. Évitement/ Attraction/Déplacement et perte d'habitat	26
1.1.3.2.3. Effet barrière	27
1.1.3.2.4. Effet Récif/Réserve	27
1.1.3.2.5. Bruit.....	28
1.1.3.2.6. Champs électromagnétiques	29
1.1.3.2.7. Changement hydrodynamique et sédimentaire	29
1.1.3.2.8. Pollution.....	29
1.1.3.3. Démantèlement	30
1.1.4. Mesures d'atténuation & Monitoring	30

1.1.5.	Lacunes de connaissances et pistes de recherches	31
1.2.	Éolienne terrestre.....	33
1.2.1.	Cadre Réglementaire et sociétale.....	33
1.2.1.1.	Réglementation (Voir 1.1.1).....	33
1.2.1.2.	Acceptabilité sociale.....	33
1.2.2.	Analyse du cycle de vie.....	34
1.2.2.1.	Phase de construction.....	34
1.2.2.2.	Exploitation et Maintenance	34
1.2.2.3.	Démantèlement	34
1.2.3.	Impacts sur la biodiversité	35
1.2.3.1.	Phase de construction.....	35
1.2.3.1.1.	Perte ou modification de l’habitat.....	35
1.2.3.1.2.	Perturbation liée au bruit.....	35
1.2.3.2.	Phase d’exploitation	35
1.2.3.2.1.	Risque et de collision et Barotraumatisme	35
1.2.3.2.2.	Evitement/ Attraction.....	37
1.2.3.2.3.	Déplacement et perte/modification d’habitat.....	38
1.2.3.2.4.	Effet barrière	38
1.2.3.2.5.	Bruit.....	38
1.2.3.2.6.	Phase de démantèlement	39
1.2.4.	Mesures de Mitigation & Monitoring	39
1.2.5.	Lacunes de connaissances et pistes de recherches (Voir section 1.1.5)	39
2.	Énergie solaire.....	40
2.1.	Cadre réglementaire et sociétal.....	41
2.1.1.	Réglementation	41
2.1.2.	Acceptabilité	42
2.2.	Analyse cycle de vie.....	42
2.2.1.	Système monté au sol et sur toit.....	43
2.2.1.1.	Phase de construction.....	44
2.2.1.2.	Phase d’exploitation et de démantèlement.....	44
2.2.2.	PV flottant.....	44
2.2.2.1.	Phase de construction.....	44
2.2.2.2.	Phase d’exploitation et de démantèlement.....	45
2.3.	Impacts sur la biodiversité	45
2.3.1.	PV au sol	45
2.3.1.1.	Pendant la phase de construction	45
2.3.1.1.1.	Changement d’affectation des sols et perte/ modification des habitats	45
2.3.1.1.2.	Pollutions.....	46
2.3.1.1.3.	Bruit et Émission de poussière.....	46
2.3.1.1.4.	Eau.....	46
2.3.1.2.	Pendant la phase d’exploitation.....	46
2.3.1.2.1.	Risque de collision et mortalité	46
2.3.1.2.2.	Pollution lumineuse et piège écologique	47
2.3.1.2.3.	Impact sur l’eau et Pollution chimique	47
2.3.1.2.4.	Changement du microclimat local	48
2.3.2.	Autres systèmes PV	48
2.3.2.1.	PV sur toit	48
2.3.2.2.	Agri ou agro voltaïque ou AgriPV	48
2.3.2.3.	PV flottant.....	49
2.3.2.3.1.	Pendant la phase de construction	49
2.3.2.3.2.	Pendant la phase d’exploitation et de démantèlement	50
2.4.	Mesures d’atténuation & Monitoring	50
2.5.	Lacunes de connaissances et pistes de recherches	52
2.5.1.	PV au sol	52
2.5.2.	PV sur toit et Agrovoltaïque.....	53
2.5.3.	PV flottant.....	53
3.	Biogaz	55

3.1.	Cadre réglementaire et sociétal.....	55
3.1.1.	Réglementation	55
3.1.2.	Acceptabilité sociale	56
3.2.	Analyse cycle de vie.....	57
3.2.1.	Émissions liées à la matière première	57
3.2.2.	Émissions dues à la production de biogaz	58
3.2.3.	Émissions liées à l'utilisation finale du biogaz	58
3.2.4.	Émissions liées au processus de traitement et à l'utilisation du digestat	58
3.3.	Impacts sur la biodiversité	59
3.3.1.	Impacts pendant la production de matière première	59
3.3.1.1.	Changement d'affectation des terres et Perte d'habitats	59
3.3.1.2.	Érosion des sols.....	60
3.3.1.3.	Impacts sur la qualité et la disponibilité de l'eau	60
3.3.1.4.	Impact sur le paysage.....	61
3.3.2.	Impacts pendant la phase de production de biogaz	61
3.3.3.	Impacts pendant le processus de traitement et d'utilisation du digestat.....	61
3.4.	Mesure de mitigation & Monitoring.....	62
3.4.1.	Pendant la phase de culture.....	62
3.4.1.1.	Meilleures pratiques de gestion	62
3.4.1.2.	Utilisation des terres dégradées ou abandonnées pour la culture de biomasse	62
3.4.1.3.	Mise en place d'un réseau de tampons bioénergétiques	63
3.4.1.4.	Mises en œuvre de mesures politiques et réglementaires.....	63
3.4.2.	Pendant la phase de production du biogaz.....	63
3.4.3.	Pendant le processus de traitements et d'utilisation du digestat	63
3.5.	Lacunes de connaissances et pistes de recherches	64
4.	Hydrogène et Batteries LI-ION (LIB)	65
4.1.	Cadre réglementaire et sociétal.....	66
4.1.1.	Réglementation	66
4.1.1.1.	Hydrogène.....	66
4.1.1.2.	Batteries Li-ion.....	67
4.1.2.	Acceptabilité	67
4.2.	Analyse du cycle de vie.....	68
4.2.1.	Hydrogène.....	68
4.2.2.	Batteries Li-ion (LIB)	69
4.3.	Impacts sur la biodiversité	70
4.3.1.	Hydrogène.....	70
4.3.2.	Batteries Li-ion	70
4.4.	Mesures d'atténuation.....	71
4.5.	Lacunes de connaissance et pistes de recherche.....	71
5.	Énergie océanique.....	72
5.1.	Cadre réglementaire et sociétal.....	72
5.1.1.	Réglementation	72
5.1.2.	Acceptation sociale.....	74
5.2.	Analyse du cycle de vie.....	75
5.3.	Impacts sur la biodiversité	76
5.3.1.	Pendant la phase de construction	76
5.3.2.	Pendant la phase d'exploitation.....	77
5.3.2.1.	Risque de collision.....	77
5.3.2.2.	Bruits et vibrations.....	77
5.3.2.3.	Perturbation hydrodynamique et sédimentaire.....	78
5.3.2.4.	Champs électromagnétiques (CEM).....	78
5.3.2.5.	Pollution et lixiviation chimique.....	79
5.3.2.6.	Effet récif/ réserve.....	79
5.3.2.7.	Impacts potentiels liés aux raccordements.....	80
5.3.3.	Phase de démantèlement.....	80
5.4.	Mesures d'atténuation et Monitoring	80
5.5.	Lacunes de connaissances et pistes de recherche	81

6. Hydroélectricité.....	84
6.1. Cadre réglementaire et sociétale	84
6.1.1. Réglementation	84
Pays.....	85
Exigences réglementaires spécifiques	85
France.....	85
Installations < 4,5 MW : régime d'autorisation.....	85
Allemagne	85
Grande Bretagne.....	85
Australie	85
Norvège	85
Tableau 10 : Exigence réglementaire selon les pays	85
6.1.2. Acceptabilité sociétale.....	86
6.2. Analyse du cycle de vie.....	86
6.3. Impacts sur la biodiversité	87
6.3.1. Pendant la phase de construction	87
6.3.1.1. Altération de l'eau douce	87
6.3.1.1.1. Fragmentation longitudinale et latérale de l'habitat	87
6.3.1.1.2. Perturbation de la dynamique sédimentaire	88
6.3.1.1.3. Modification hydrologique du régime d'écoulement naturel et de la qualité de l'eau.....	88
6.3.1.2. Utilisation des terres et changement d'affectation des terres.....	88
6.3.2. Pendant la phase d'exploitation.....	89
6.3.2.1. Modification du régime d'écoulement hydrologique.....	89
6.3.2.2. Modification et fragmentation de l'habitat	90
6.3.2.3. Altération de la qualité de l'eau	90
6.3.2.4. Perturbation de la dynamique des sédiments	91
6.3.2.5. Effet Barrière	91
6.3.2.6. Blessure et mort	91
6.3.3. Phase de démantèlement.....	91
6.4. Mesure de mitigation & monitoring	92
6.5. Lacunes de connaissances et pistes de recherche	92
<i>DISCUSSION.....</i>	<i>94</i>
<i>CONCLUSION.....</i>	<i>95</i>
<i>REFERENCES</i>	<i>96</i>
<i>Annexe</i>	<i>118</i>

INTRODUCTION

Les changements climatiques, principales causes de l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre, sont devenus l'une des principales préoccupations des politiques dans le monde entier. En raison de cette situation alarmante et du lien évident entre les combustibles fossiles non renouvelables et la perte de la biodiversité, un mouvement mondial en faveur de la production d'électricité à partir de sources renouvelables est devenu un argument convaincant (Pine et al., 2019; Plonczkier & Simms, 2012). Au cours des dernières décennies, le recours aux énergies et renouvelables est devenu inévitable pour faire face aux besoins énergétiques toujours croissants et éviter un nouvel épuisement des combustibles fossiles, et par conséquent, une aggravation du changement climatique (Elzein et al., 2019). Ainsi, afin d'atteindre les objectifs climatiques fixés suite à la conférence de Kyoto et l'accord de Paris, des politiques d'incitation financière pour la production d'énergie renouvelable ont été mises en œuvre au sein de l'Union européenne et dans le reste du monde.

Selon, le rapport de l'IRENA (Agence Internationale pour les énergies renouvelables), la capacité des technologies de production d'énergies renouvelables (EnR) installées a connu une hausse de 176 GW en 2019. Les nouvelles centrales solaires et éoliennes représentent 90% de la capacité installée dans le monde (IRENA, 2020). Cependant malgré les avantages incontestables liés à l'utilisation des EnR pour la production d'électricité (réduction des émissions de carbone et des effets associés du changement climatique) (Botelho et al., 2016; Plonczkier & Simms, 2012), ces technologies ne sont pas exemptes d'impacts négatifs sur la biodiversité (Rehbein et al., 2020; Salvador et al., 2018) et les écosystèmes marins, tout au long de leur cycle de vie (Leeney et al., 2014; Paredes et al., 2019). Ces impacts peuvent être directs (par exemple les risques de collision, la perte d'habitat) ou indirects (changement comportemental des espèces, les effets barrières), communs à toutes les technologies (impact sur le paysage, occupation des terres) ou spécifiques à une technologie (perturbations hydrodynamiques, champs électromagnétiques dans le cas des énergies offshores, l'éblouissement dans le cas des parcs photovoltaïques) (Best & Halpin, 2019; Gracey & Verones, 2016; Immerzeel et al., 2014; Thomas et al., 2018). Ils peuvent également varier selon la morphologie, le comportement et la phénologie des espèces (Schuster et al., 2015; Thomas et al., 2018), selon l'échelle du projet et dépendront de l'emplacement et de l'écosystème dans cette zone (Dorber et al., 2018; Leeney et al., 2014; Lees et al., 2016).

De nombreuses recherches ont été menées dans le monde entier afin d'examiner la façon dont ces technologies affectent les différents compartiments biologiques et modifient les processus des écosystèmes qui soutiennent les principaux services écosystémiques (Dannheim et al., 2019). D'autres études ont également abordé la question de l'acceptation par le public à travers une optique empirique basée sur des cas concrets, avec des conclusions assez spécifiques pour chaque technologie dans un contexte donné (Ribeiro et al., 2014; Schumacher et al., 2019). Par conséquent, négliger l'aspect de l'acceptation et de l'attitude du public peut devenir un sérieux obstacle à la mise en œuvre des technologies (Heinz & Erdmann, 2008).

Dans cette logique, cette étude contribue au débat actuel sur l'impact des infrastructures de production d'énergies sur la biodiversité afin de fournir un état des lieux des connaissances et une base pour la prise de décision pour le commanditaire et les différentes parties prenantes. Ainsi, ce document (i) passe en revue les connaissances sur les impacts des technologies considérées dans le périmètre de l'étude, (ii) rappelle le cadre réglementaire et sociétal (iii) identifie les mesures d'atténuation proposées dans la littérature et (iv) souligne les lacunes dans les connaissances et les besoins urgents en matière de recherche.

OBJECTIFS ET PERIMETRE DE L'ETUDE

1. Objectifs

Cette étude vise à fournir une synthèse des connaissances de l'incidence des infrastructures de production d'énergies renouvelables sur la biodiversité et les services écosystémiques. Plus particulièrement, cette synthèse s'intéresse aux activités, pressions générées et les impacts consécutifs sur la biodiversité d'une série de technologies spécifiques et à l'échelle globale au cours des différentes phases de leur cycle de vie mais avec une attention plus particulière à l'échelle des sites d'implantation. L'analyse de ces connaissances empiriques permettra d'identifier :

- les lacunes de connaissances et besoins de recherches ;
- les préconisations de mitigation dans la littérature.

2. Définition du périmètre d'étude

L'étude se concentre prioritairement sur les technologies suivantes, qui sont celles visées par le commanditaire :

- L'éolien, et particulièrement l'éolien offshore ;
- Le photovoltaïque (centrales au sol, toitures commerciales et industrielles), avec un focus sur l'application du photovoltaïque flottant (lacs et bord de mer) et l'application agri-photovoltaïque (ou agri PV) ;
- Le biogaz et la gestion des intrants (matières premières) et effluents (résidus) ;
- L'hydrogène et les batteries Li-ion (hors impact minier) sont aussi investigués autant que possible.

Néanmoins, une attention complémentaire est portée aux impacts des autres énergies renouvelables sur la biodiversité et les services écosystémiques. Ce travail porte sur l'ensemble des publications disponibles sans limitation géographique ni temporelle.

METHODOLOGIE

Un stage de six mois (6) a été mobilisé par la FRB afin de traiter la thématique abordée dans le cadre de cette étude. Dans cette perspective, une approche a été adoptée pour la recherche bibliographique.

1. Choix de la méthode d'expertise : Évaluation des faits avérés (REA)

Afin de répondre à la question de recherche, plusieurs méthodes d'expertise peuvent être mobilisées. D'après le guide de la FRB¹, la nature de la réponse attendue par le commanditaire est un critère déterminant dans le choix de la méthode appropriée. Ce choix se base en fonction de la question posée, du contexte et de l'objectif formulé. Il convient de noter que pour répondre à la question de recherche et aux attentes de cette étude, toutes les méthodes décrites dans le guide peuvent être mobilisées pour produire un porté de connaissance. Toutefois, en raison des contraintes de temps (calendrier très serré) et les moyens mobilisés, notre choix se porte sur l'évaluation des faits avérés. Cette méthode s'inspire de la revue systématique mais avec des aspects simplifiés ou omis et permet d'évaluer et de synthétiser de manière critique les données de recherches existantes (littérature scientifique et littérature grise). L'idée est de produire une

¹ <https://www.fondationbiodiversite.fr/guide-des-methodes-dexpertise/>

première approche de la question pour les commanditaires, et que ce travail serve de base pour la poursuite de cette thématique chez le commanditaire.

2. Montage des comités de pilotage et de suivi

○ Comité de pilotage

Pour les besoins de l'étude, un comité de pilotage a été constitué (donné en annexe). Ce comité s'assure du bon déroulement des opérations en fonction des objectifs formulés et du suivi des étapes.

○ Comité de suivi et Consultation d'experts externes *ad hoc*

Le choix des experts est un des éléments clés pour garantir la qualité et la transparence de l'étude. A cet effet, un comité de suivi constitué d'experts dans le domaine étudié a été monté. Le choix de ces experts est basé sur leur compétence technique et scientifique dans le domaine de la thématique abordée dans ce présent document. L'implication de ce comité de suivi consiste en :

- la participation aux réunions du comité pour faire le point sur l'avancement du travail;
- le cadrage de l'étude ;
- la recommandation de ressources bibliographiques de référence ou des contacts vers des experts incontournables de la thématique ;
- l'expertise afin d'affiner la méthodologie mobilisée et d'identifier les éléments à intégrer dans l'équation de recherche qui permettra de trouver les publications *ad hoc* ;
- l'intervention dans la relecture des productions de cette étude.

Des entretiens ont été menés avec des experts externes afin de recueillir des publications de références et des informations pertinentes pour l'étude.

3. Protocole de recherche et collecte des données

3.1. Définition de l'équation de recherche

3.1.1. Mots clés et opérateurs utilisés

Pour constituer les équations de recherche, un ensemble de mots clés a été identifié à partir de la question, de certaines publications de référence et des échanges entre participants à ce travail (Tableau 1). La recherche documentaire est effectuée de manière systématique et transparente en combinant les mots clés identifiés avec les opérateurs booléens ("AND", "OR" et "NOT") pour mieux affiner et cibler les recherches. La liste des mots clés utilisés est complétée tout au long de l'étude lors des réunions, conjointement avec le comité de pilotage et le comité d'expert instauré.

Critères de recherche	Mots clés identifiés
Technologie EnR	Renewable energy, bioenergy, wind turbine, offshore wind turbine, wind farm, wind facilities, offshoresolar, solar panels, agrophotovoltaics, agrivoltaic, PV system, UPP (Utility Power Plant à Large PV farmground mounted, I&C (Industrial and Commercial PV installation, PV farm, residential PV, rooftop, floating PV (lake & nearcost), Bifacial PV, wavepower, tidal power, hydropower, energystorage system, BESS (Battery EnergyStorage System), bottom fixed OFW, Bio-gaz, hydrogen

Biodiversité	Biodiversity, ecosystem service, marine environment, benthos, natural habitat, Ecological function, species (endemic, key, migratory, threatened / endangered), benthic ecosystem, community ecology, land occupation, land use, habitat loss, connectivity, biodiversity threats, mangrove coral, forest; protected areas; key biodiversity areas; fragmentation; habitat degradation; invasive alien species; bats, birds, butterflies; seabirds, fish, marine mammals; wildlife; seabed organisms
Impacts/Effets	Impact, effect, assessment, contamination, pollution, influence, cumulative effects, ecotoxicity, corrosion, net impact, supply chain impacts
Autres	Societal acceptability, life cycle assessment, landscape esthetic, soundscape, visual pollution, price, benefits, regulatory requirements, Metaanalysis, meta review, evaluated methods, indicators, Mitigation, monitoring, environmental impact assessment, conservation strategy

Tableau 1 : Liste de mots clés utilisés dans l'élaboration des équations de recherches

3.1.2. Bases de données et Moteurs de recherche

Différentes bases de données et moteurs de recherche sont consultés pour la recherche bibliographique en combinant les mots clés identifiés et les opérateurs logiques. Ces bases de données scientifiques (figure 1) ont été choisies en fonction de leur volume important de publication, de leur ergonomie et de leur accessibilité. En complément, des sites web d'organisations nationales et internationales ont été consultés en vue d'obtenir une littérature grise pertinente en lien avec le sujet traité.

Des tests préliminaires sont réalisés pour chaque base donnée consultée en utilisant différentes boucles de mots clés (combinaisons de mots clés) pour parvenir à la meilleure combinaison afin de réduire ou élargir le champ de recherche.

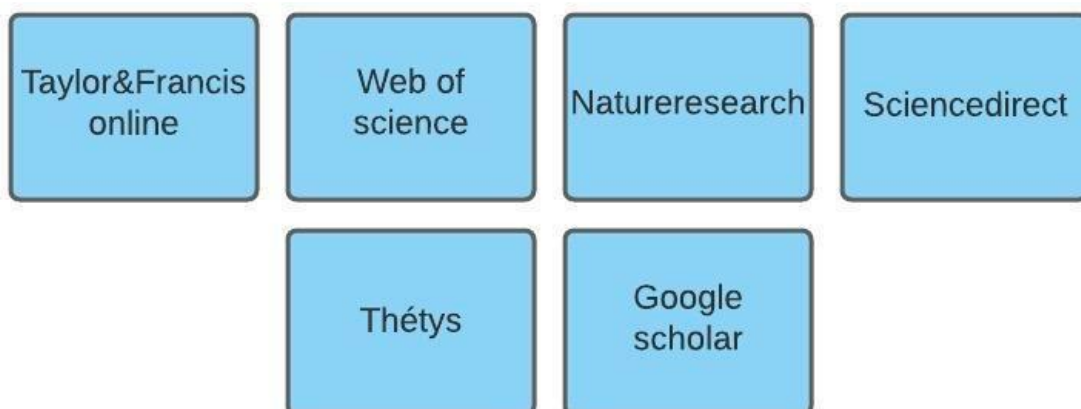


Figure 1 : Bases de données consultées

3.1.3. Cartographie des éléments pertinents et équations de recherche

Afin de rassembler de manière exhaustive les différents critères de recherche (ou mots-clés) pertinents pour répondre à la question de recherche, une cartographie heuristique (figure 2) est

élaborée à partir d'éléments disponibles dans des publications majeures de référence, ou d'échanges avec les experts mobilisés. Cette carte permet d'avoir une vision globale des critères pertinents à intégrer pour paramétrer l'équation de recherche² et in fine trouver des publications bibliographiques ad hoc sur la base des mots clés identifiées. Pour chaque composante de la question centrale, un ensemble de éléments clés a été identifié. A partir de ces éléments, sont tirés les mots clés utilisés dans la recherche documentaire récapitulés dans le tableau 2. Elle est complétée au fur et à mesure de l'avancement de l'étude et en accord avec le comité de suivi et le commanditaire.

Ainsi, les équations de recherche sont élaborées selon une double approche :

- utilisation de mots clés génériques ;
- utilisation de mots clés spécifiques à chaque type d'énergie renouvelable investigué.

Par ailleurs, la recherche bibliographique couvre à la fois l'impact des infrastructures de production d'énergies renouvelables de manière globale et l'impact par type d'énergie sur la biodiversité et les services écosystémiques. Des recherches individuelles supplémentaires ont été effectuées pour les publications référencées dans les études trouvées.

Le tableau 2 présente les équations de recherches utilisées pour extraire les publications correspondantes dans les bases de données et moteurs de recherches.

Set	Requête	Explication
1	"Renewable energy" AND (impacts OR effects OR "cumulative effects" OR influence OR pollution OR ecotoxicity) AND (biodiversity OR "Ecosystem service" OR marine environment OR land use OR species OR benthos OR "biodiversity loss") AND (Mitigation OR monitoring OR indicators OR analytics methods OR "environmental policies" OR "societal acceptability" OR cost OR benefits OR "life cycle assessment")	Recherche générale sur les énergies renouvelables
2	("wind energy" OR "wind facilities" OR "wind power" OR offshore wind farm OR wind farm OR wind turbine OR offshore wind turbine) AND (impacts OR effects OR "cumulative effects" OR influence OR pollution OR ecotoxicity) AND (biodiversity OR "Ecosystem service" OR marine environment OR land use OR species OR benthos OR "biodiversity loss") AND (Mitigation OR monitoring OR indicators OR analytics methods OR "environmental policies" OR "societal acceptability" OR cost OR benefits OR "life cycle assessment")	Recherche spécifique sur les technologies éoliennes
3	("Marine renewable energy" OR "tidal power" OR "wave power" OR "wave energy" OR "tidal energy" OR hydropower) AND (impacts OR effects OR "cumulative effects" OR influence OR pollution OR ecotoxicity) AND (biodiversity OR "Ecosystem service" OR marine environment OR land use OR species OR benthos OR "biodiversity loss")	Recherche spécifique sur les technologies marines

² Une équation de recherche est un ensemble de mots combinés par des opérateurs « booléens », le tout constituant alors une « formule » qui sera lue par le moteur de recherche afin d'extraire les articles correspondants (MNHN, 2017)

	<p>AND (Mitigation OR monitoring OR indicators OR analytics methods OR "environmental policies" OR "societal acceptability" OR cost OR benefits OR "life cycle assessment")</p>	
4	<p>("Solar panels" OR "Solar power" OR agrophotovoltaics OR agrivoltaic OR "PV system" OR "UPP" OR "Industrial and Commercial PV installation" OR "PV farm" OR "residential PV" OR "floating PV" OR Bifacial PV OR rooftop)</p> <p>AND (impacts OR effects OR "cumulative effects" OR influence OR pollution OR ecotoxicity)</p> <p>AND (biodiversity OR "Ecosystem service" OR marine environment OR land use OR species OR benthos OR "biodiversity loss")</p> <p>AND (Mitigation OR monitoring OR indicators OR analytics methods OR "environmental policies" OR "societal acceptability" OR cost OR benefits OR "life cycle assessment")</p>	Recherche spécifique sur les technologies solaires
5	<p>("energy storage system" OR "Battery Energy Storage System" OR "hydrogen production" OR bioenergy OR biogas)</p> <p>AND (impacts OR effects OR "cumulative effects" OR influence OR pollution OR ecotoxicity)</p> <p>AND (biodiversity OR "Ecosystem service" OR marine environment OR land use OR species OR benthos OR "biodiversity loss")</p> <p>AND (Mitigation OR monitoring OR indicators OR analytics methods OR "environmental policies" OR "societal acceptability" OR cost OR benefits OR "life cycle assessment") NOT (biofuel OR "greenhouse gas" OR "climate change")</p>	Recherches spécifiques sur le biogaz, l'hydrogène et les batteries de stockage, hors biofuel, gaz à effet de serre ou changement climatique

Tableau 2 : Listes des équations de recherche utilisées dans la recherche bibliographique

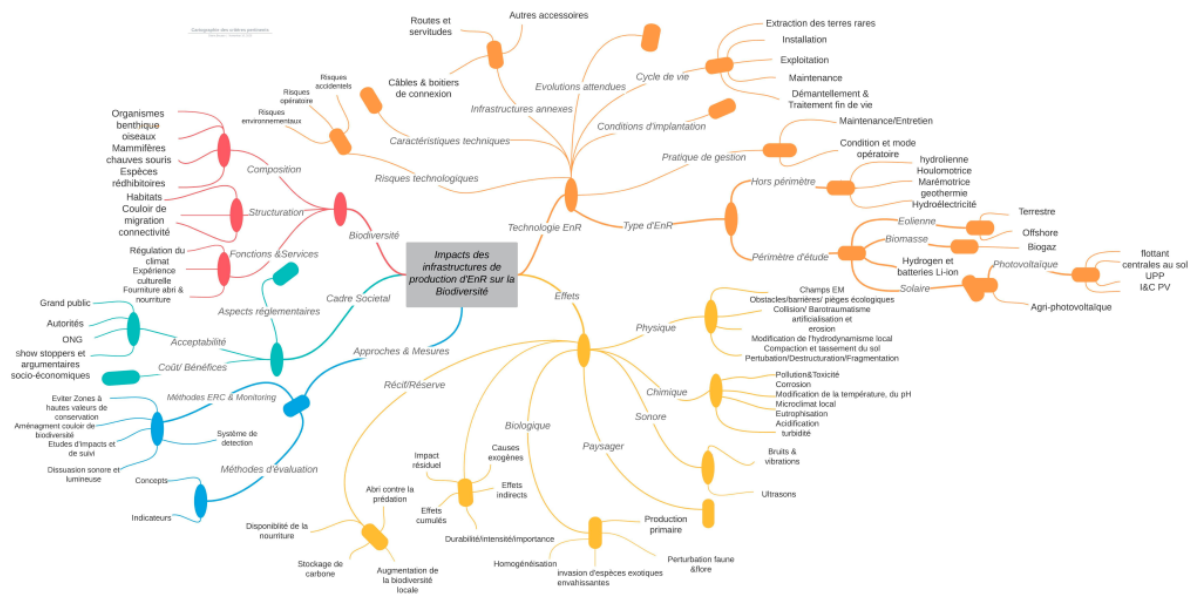


Figure 2 : Carte heuristique des éléments pertinents (voir version pleine page en annexe)

3.2. Exportation, tri et sélection des publications

Le logiciel Zotero³ est utilisé pour la collecte, le tri et la sélection des ressources bibliographiques.

Afin de rassembler toutes les ressources bibliographiques pour répondre au sujet abordé, différents critères de tri sont retenus pour sélectionner les publications ad hoc :

- Titre : dans un premier temps, les documents sont d'abord sélectionnés sur leur titre. Cette étape a permis d'écartier les études qui ne sont pas en rapport avec la thématique
- Résumé : la lecture du résumé des publications apporte des précisions sur le sujet d'étude et permet de retirer les documents retenus à l'étape du tri sur titre qui sont jugés non pertinents
- Texte intégral : cette dernière étape permet de conserver que la bibliographie en lien avec la thématique

Les références aux publications sont conservées à chacune de ces étapes selon leur adéquation avec le sujet tout en excluant les études inappropriées. Seules les publications en anglais et français sont prises en comptes.

Zotero a permis également de retirer les doublons résultant du recouvrement entre les résultats des bases de données d'une part et entre les différentes équations de recherches utilisées d'autre part. Le transfert, en fin d'étude, de cette base bibliographique au commanditaire permettra à celui-ci de capitaliser cette recherche de références, et de poursuivre et étendre ce travail sans avoir à répéter la consultation extensive de ces références.

3.3. Analyse de la pertinence des publications

Les publications retenues sont analysées en vue d'évaluer objectivement la robustesse des données collectées et leur pertinence à répondre à la thématique. A cet effet, des critères d'évaluation critique sont définis. Ces critères portent sur :

- le contenu de l'étude cadre avec la thématique et couvert par le périmètre ;
- la présentation transparente et claire de la méthodologie adoptée ;
- les résultats mesurés sont présentés de manière cohérente et bien discutés ;
- la fiabilité des méthodes utilisées pour les mesures et les techniques d'analyse ;
- les limites de l'étude.

Ces critères permettent d'analyser et de sélectionner les publications utiles, non obsolètes et en adéquation avec le sujet d'étude. Ceci aura permis de réduire de manière conséquente le corpus à traiter et analyser.

RESULTATS ET DISCUSSION

1. Résultats

1.1. Résultats qualitatifs

L'analyse qualitative des données extraites de la recherche implique l'évaluation de chaque document et article afin de considérer à la fois leur pertinence et leur robustesse à répondre à la question de recherche. Ceci a permis d'identifier les informations pertinentes et fiables à prendre en compte dans la synthèse. Ces informations concernent uniquement les différents

³ Logiciel de gestion bibliographique qui permet de gérer des données bibliographiques et des documents de recherche

impacts de chaque technologie investiguée, l'analyse de leur cycle de vie, les aspects réglementaires et sociétaux ainsi que les mesures d'atténuation et de monitoring. Toutefois, cette analyse ne prétend pas être exhaustive au regard du volume important de littérature existante relative à l'impact des infrastructures de production d'énergie renouvelable sur la biodiversité.

Les documents sont sélectionnés sur la base des critères préalablement définis et correspondant à l'étude en mettant l'accent sur les technologies couvertes par le périmètre d'étude.

1.2. Résultats quantitatifs

Les différentes étapes, de la collecte au tri des publications, et le nombre de publications retenus et écarté à chaque étape sont indiqués dans la figure 3. Sur un total de plus 10000 publications collectées, 2743 doublons ont été retirés. 5496 publications ont été exclues après tri sur titre grâce à Zotero. Un total de 2092 publications a été considéré après le tri sur résumé. Parmi celles-ci, 33 textes de publication n'ont pas été retrouvés et plus de 1000 publications n'ont pas été analysées. Parmi les documents retenus pour la synthèse, 28 publications ont été exclues sur la base des critères d'évaluation préalablement établis.

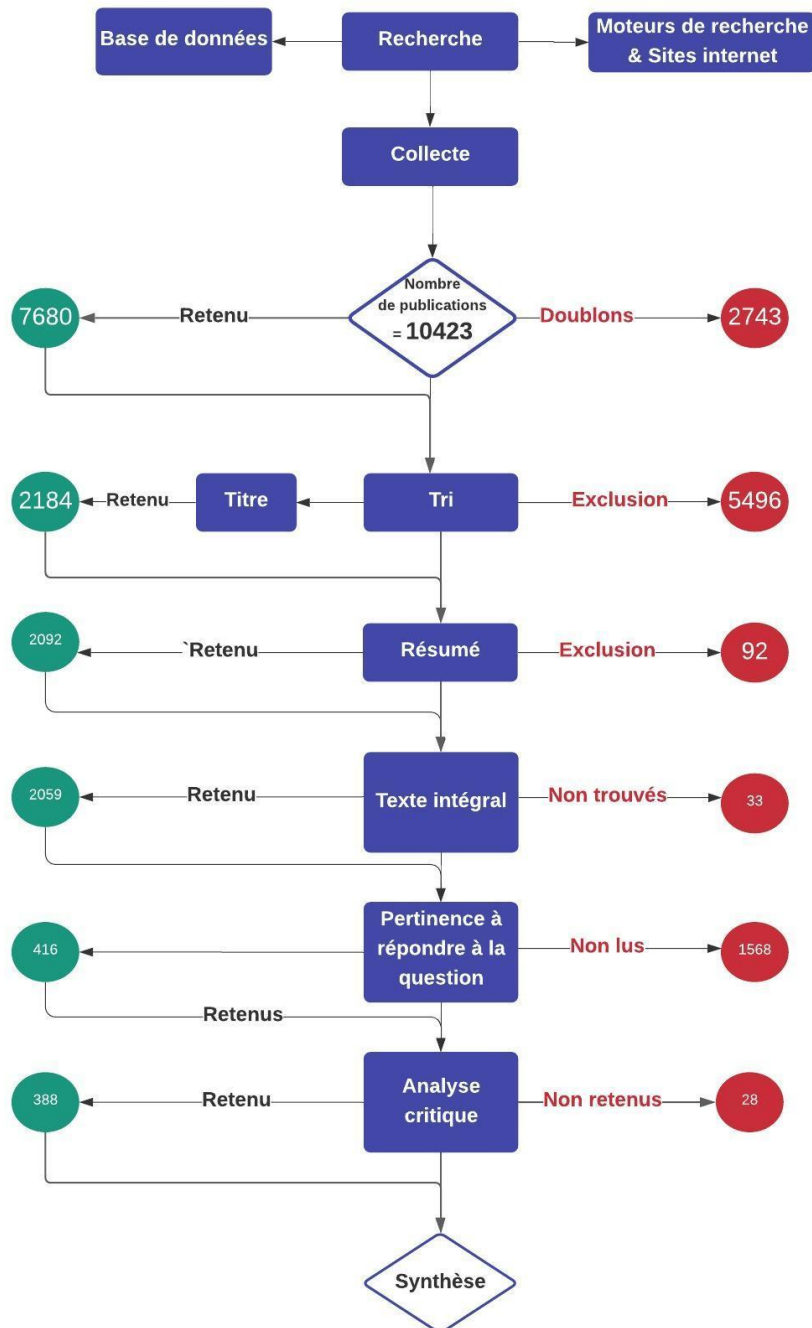


Figure 3 : étapes de la collecte et sélection des publications

1.2.1. Répartition des publications par base de données consultées

La figure 4 présente les résultats de la recherche pour chaque base de données et moteur de recherche consulté. Les résultats montrent que Webofsciences a enregistré le plus grand nombre de publication (n=4351). 1825 publications ont été répertorié dans Sciencedirect, 2202 dans Taylor&Francis Online et 529 dans natureresearch. Les publications transmises par les experts et personnes ressources sont également prises en compte. Google scholar a été également utilisé pour la recherche individuelle de publications référencées dans les études trouvées.

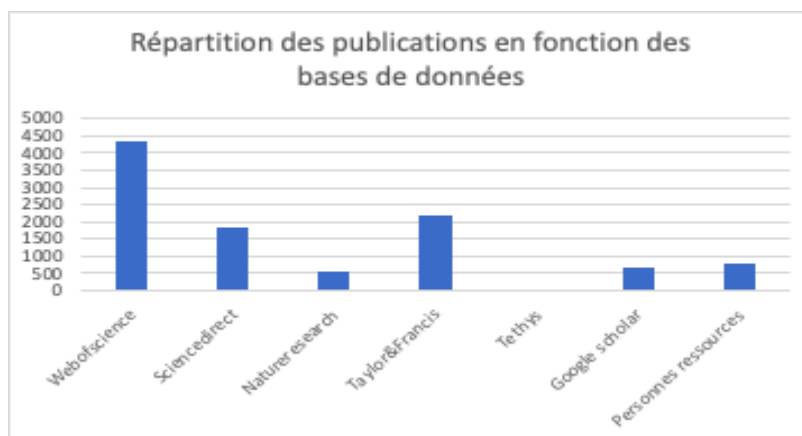


Figure 4 : Répartition des publications en fonction des bases de données

1.2.2. Répartition des publications par type de technologie

L'analyse de des résultats de recherche présentés dans la figure 5 après le tri sur titre indique que l'énergie éolienne est la technologie la plus investiguée (n=417) dans la littérature suivie de l'hydroélectricité (n=261), des énergies océaniques (n=196) et l'énergie solaire photovoltaïque (n=110). Un nombre restreint d'études portant sur l'hydrogène et les batteries de stockage ont été trouvés lors de la recherche.

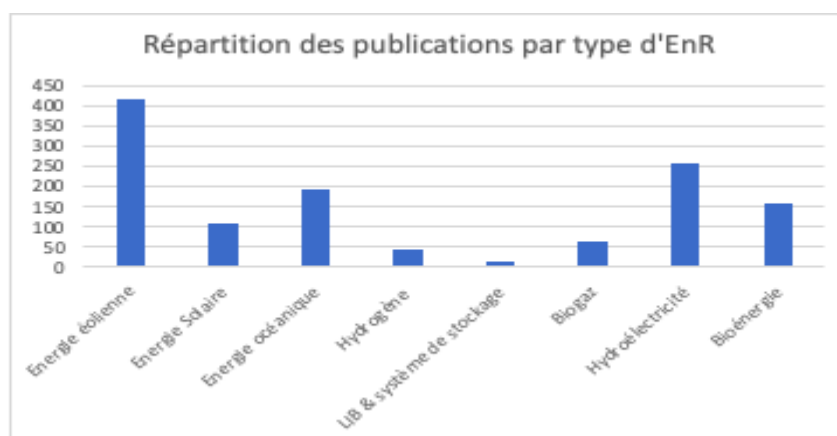


Figure 5 : Répartition des publications par type de technologie

1.2.3. Répartition temporelle des publications

La figure 6 présente la répartition des publications retenues après tri sur titre. La recherche bibliographique porte sur la période 1974-2021. Un nombre croissant de publication a été observé de 2012 à 2019. L'année 2017 a enregistré le plus grand nombre (n= 243) de publications.

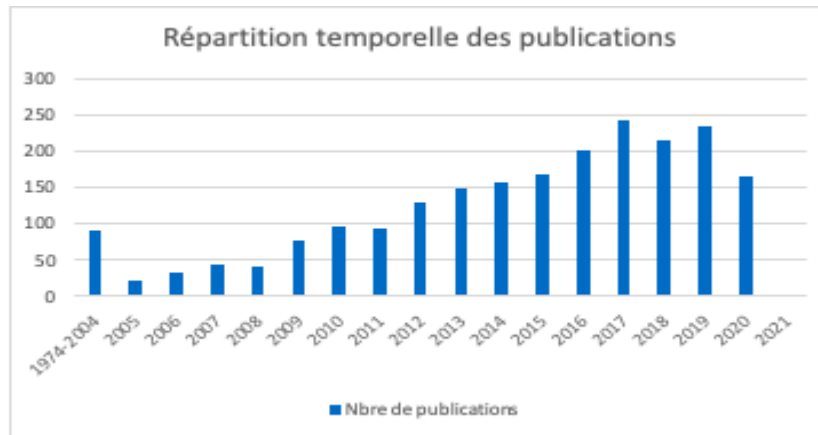


Figure 6 : Répartition temporelle des publications

SYNTHESE DES CONNAISSANCES

1. Énergie éolienne

L'énergie éolienne est générée à partir de turbines entraînées par de grandes pales rotatives (FRB, 2017). On distingue deux types d'éoliennes : celles posées à terre (« onshore ») et celles en mer (« offshore »). Bien que cette technologie présente des avantages environnementaux, l'impact des parcs éoliens sur la faune et la flore suscite des préoccupations croissantes, les recherches indiquant que les effets sur la faune et la flore peuvent être très variables selon les espèces, les régions et les sites (Fernandez-Bellon, 2020).

1.1. Énergie éolienne offshore (OWF)

Les éoliennes en mer (figure 9) suivent le même principe que les éoliennes terrestres. Il existe deux types de technologies en fonction du système de fixation (MEEM, 2017) :

- Les éoliennes posées sur le fond marin à des profondeurs inférieures à 50m, qui reposent sur une structure gravitaire, un monopieu, une structure entretoisée (“jacket”) ou encore sur un tripode dans des eaux peu profondes (figure 8)
- Les éoliennes flottantes qui s’ancrent au fond marin au moyen de plusieurs systèmes : flotteur colonne à grand tirant d’eau (“ spar “), flotteur semi-submergé (figure 8) et support à lignes tendues pour des installations loin des côtes à des profondeurs plus élevées.

Une éolienne se compose des éléments suivants (figure 7) :

- un mât fixé sur les fonds marins (éolien en mer posé) ou flottant (éolienne mer flottant);
- une nacelle qui abrite les composants mécaniques, pneumatiques et certains composants électriques et électroniques. Elle peut pivoter pour orienter le rotor dans la direction du vent ;
- un rotor, composé de plusieurs pales (en général trois) et du nez de l'éolienne fixé à la nacelle.
- un système de fixation, posé ou flottant.

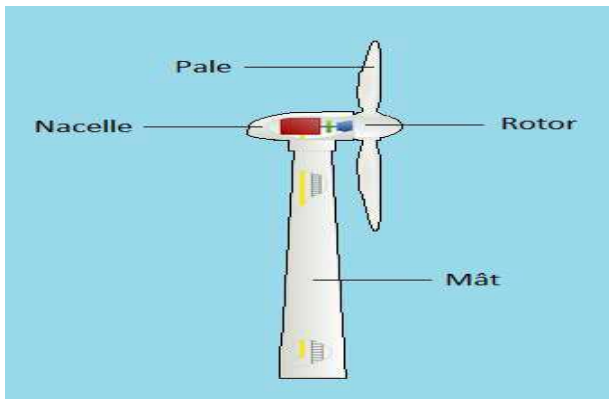


Figure 7: Schéma d'une éolienne

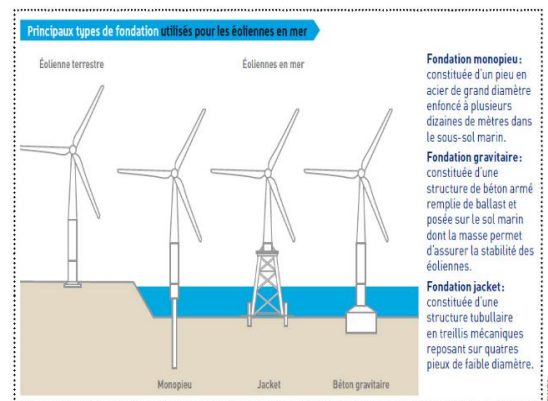


Figure 8: Type de fondation utilisé pour les OWF⁴



Figure 9 : Parcs éoliens en mers (MEEM, 2017)

1.1.1. Cadre réglementaire et sociétal

1.1.1.1. Réglementation

Dans l'UE, il existe toute une série de législations nationales et internationales sur l'environnement en rapport avec le développement des parcs éoliens comme la Directive 2009/28/CE⁵ sur les énergies renouvelables, les Directives Habitats⁶ (directive 92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992) et Oiseaux⁷ (directive 2009/147/CE du 30 novembre 2009), la

⁴ <http://parc-eolien-en-mer-de-fecamp.fr/le-parc-eolien-en-mer/presentation-du-projet/>

⁵ Directive du parlement européen et du conseil du 23 avril 2009 relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables et modifiant puis abrogeant les directives 2001/77/CE et 2003/30/CE

⁶La directive vise à assurer la conservation d'un large éventail d'espèces rares, menacées et endémiques, y compris les espèces hauturières, et permet la protection de 450 animaux, 500 plantes et quelque 200 types d'habitats rares et caractéristiques.

⁷La directive prévoit une protection de grande envergure pour tous les oiseaux sauvages d'Europe, y compris les espèces hauturières. Elle exige des États membres qu'ils désignent des zones de protection spéciale (ZPS) pour les espèces particulièrement menacées et les espèces migratrices. Elle prévoit également l'interdiction des activités qui menacent directement les oiseaux, telles que la mise à mort délibérée des oiseaux ou la destruction de leurs nids et de leurs habitats.

directive 85/337/CEE concernant l'évaluation des incidences⁸ de certains projets publics et privés sur l'environnement (telle que modifiée par la directive 97/11/CE) et la directive 2001/42/CE relative à l'évaluation stratégique des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement (ESE) (Peste et al., 2015). Ces directives ont pour objectifs d'évaluer les incidences potentielles des installations éoliennes sur l'environnement, de protéger les espèces en tant que telles sur le territoire de l'UE (au moyen de dispositions relatives à la protection des espèces), et de préserver certains types d'habitats rares et menacés (CE, 2011).

L'étude d'impact environnementale (EIE) doit comporter une identification de tous les impacts potentiels sur la faune et les habitats naturels, une proposition de stratégie pour éviter, réduire et compenser ces impacts et tenir compte des impacts cumulés (UICN, 2014). Les effets cumulatifs doivent également être considérés en conjonction avec d'autres projets (qui peuvent inclure à la fois d'autres parcs éoliens et d'autres projets de développement humain pertinents). Le tableau suivant récapitule les spécificités réglementaires dans différents pays.

Pays	Spécificités réglementaires
France	Eolienne comme ICPE-et soumise à autorisation unique si Puissance ≥ 20 MW et hauteur > 12 m (Loi Grenelle II) EIE obligatoire si Hauteur mât > 50 m) (LPO, 2019)
Pays Bas	EIE nécessaire pour tous les projets > 20 turbines Pour les parcs éoliens d'au moins 15 MW ou 10 turbines : EIE nécessaire si effets significatifs (Backes & Akerboom, 2018)
Royaume Unis	Permis d'urbanisme Permis de construire (Backes & Akerboom, 2018)
Allemagne	Procédure d'autorisation générale Permis environnemental (éolien terrestre) Permis de construction (éolien offshore) EIE obligatoire pour les projets > 20 éoliennes de plus de 50 mètres de haut. Les parcs éoliens offshore ne peuvent être réalisés que dans des zones qui ont été désignées dans un plan de structure spatiale (Backes et Akerboom,2018)
Danemark	EIE obligatoire si la turbine > à 80 m (hauteur totale) ou s'il y avait plus de 3 turbines (Backes & Akerboom, 2018)
Belgique	Nécessité d'une concession de domaine et un permis environnemental (général) pour la construction et l'exploitation du parc éolien EIE nécessaire pour chaque projet nécessitant un permis environnemental (Backes & Akerboom, 2018)
Australie	EIE nécessaire pour les projets d'au moins 30 MW ou 20 turbines d'une puissance nominale d'au moins 0,5 MW chacune

⁸ Le règlement EIE exige des promoteurs de projets d'énergie renouvelable susceptibles d'avoir un effet significatif sur l'environnement qu'ils procèdent à une évaluation des impacts environnementaux positifs et négatifs des développements, depuis la phase de construction jusqu'au démantèlement.

	EIE obligatoire pour les éoliennes situées à plus de 1 000 mètres d'altitude dont la puissance électrique totale est d'au moins 15 MW ou qui comportent au moins 10 turbines
Inde	Il n'existe pas d'EIE quelle que soit l'ampleur du projet éolien

Tableau 3 : Exigence réglementaire selon les pays

1.1.1.2. Acceptabilité sociale

Il est documenté que l'attitude du public à l'égard des infrastructures de production d'énergie éolienne est un facteur déterminant dans la mise en œuvre et la réussite de ces technologies (Wolsink, 2007), l'opposition du public pouvant être un obstacle majeur à l'installation des technologies de production d'énergie renouvelable en particulier au niveau local (Dimitropoulos & Kontoleon, 2009; Jones & Eiser, 2009; Kempton et al., 2005; Salvador et al., 2018). L'énergie éolienne offshore a suscité une controverse sociale dans de nombreux pays en particulier au niveau local dans des zones potentiellement touchées par la proximité de l'installation (Dimitropoulos & Kontoleon, 2009; Kermagoret et al., 2014; Salvador et al., 2018). En Espagne, malgré le soutien public de grandes associations comme Greenpeace à la demande d'installation d'une OWF dans la mer de Trafalgar, de petits groupes environnementaux locaux, des groupes civiques et des associations de pêcheurs se sont opposés au projet (Todt et al., 2010). Dans d'autres pays (Irlande du Nord, Grèce, et Etats-Unis), les projets de parcs éoliens en mer ont également engendré une opposition considérable d'une partie de la population du fait des impacts paysagers potentiels et a fait l'objet d'une large couverture dans les médias locaux et nationaux (Dimitropoulos & Kontoleon, 2009; Kempton et al., 2005; Kermagoret et al., 2014).

En revanche, au Royaume-Uni, des études de cas fondées sur des recherches qualitatives et des modèles empiriques ont montré que les avantages pour la communauté peuvent accroître l'acceptabilité locale d'un potentiel parc éolien offshore (Cass & Walker, 2009; Walker et al., 2014). En France également, l'octroi de nombreux avantages (mesures compensatoires) a influencé l'attitude de la communauté des pêcheurs professionnels initialement opposée au projet de parc éolien en mer de la baie de Saint-Brieuc (Kermagoret et al., 2014).

Par ailleurs, des études ont révélé que les parcs éoliens en mer bénéficient généralement d'un soutien plus important que les parcs éoliens terrestres, mais l'opposition locale est toujours présente (Ladenburg, 2008).

1.1.2. Analyse du cycle de vie

L'analyse du cycle de vie (ACV) est l'approche la plus courante pour quantifier les impacts sur l'ensemble du cycle de vie des processus, de l'extraction des matières premières à la phase de fin de vie (Poujol et al., 2020). Le nombre d'études sur le cycle de vie des émissions de gaz à effet de serre (GES) entreprises sur l'éolien offshore est beaucoup plus limité que sur l'éolien terrestre (Amponsah et al., 2014). Certaines études ont été réalisées sur les OWF fixes (Dolan & Heath, 2012; Padey et al., 2012; Raadal et al., 2014) tandis que d'autres ont évalué les systèmes flottants (Poujol et al., 2020; Raadal et al., 2014). Les résultats des études ACV par catégorie d'impact (listé dans le tableau ci-dessous (ADEME, 2015) et par étape du cycle de vie (voir figure 10) sont résumés dans cette partie.

Catégorie d'impact	Définition
Acidification	Augmentation de l'acidité d'un sol ou d'un cours d'eau à cause des activités humaines, par le biais de pluies acides par exemple. Les oxydes de soufre et d'azote sont les principaux responsables de ce phénomène.
Eutrophisation	L'eutrophisation est principalement causée par des niveaux excessifs de nutriments phosphorés (P) et azotés (N) dans l'environnement. L'émission de matières organiques peut aussi contribuer à l'eutrophisation des milieux aquatiques. La surabondance de nutriments peut modifier la composition des espèces d'un écosystème et augmenter la production de biomasse dans les milieux aquatiques et terrestres. Par exemple, cela peut se traduire par la prolifération d'algues. Ainsi, pour les milieux aquatiques, le facteur limitant pour l'eau douce est généralement le phosphore, tandis que pour l'eau marine il s'agit de l'azote
Consommation d'eau	Cette catégorie traite de la raréfaction de l'eau, un problème environnemental grandissant dans plusieurs régions du monde. Malgré cette réalité, peu de méthodes et/ou modèles scientifiques sont présentement reconnus pour caractériser la raréfaction des ressources en eau. Par conséquent, lors d'ACV, les impacts environnementaux potentiels liés à la consommation des ressources en eau ne sont que très rarement pris en compte.
Epuisement des ressources Ecotoxicité terrestre et d'eau douce	Ceci couvre les impacts des substances toxiques sur les écosystèmes aquatiques et terrestres. La caractérisation des substances toxiques repose sur les concepts de persistance dans l'environnement, d'exposition et d'effet sur la santé des écosystèmes et espèces
Changement climatique	Contribution des émissions d'origine anthropique sur le forçage radiatif dans l'atmosphère (effet de serre). Ce qui peut avoir des impacts sur les écosystèmes, la santé humaine et les biens matériels. Cet indicateur est exprimé en gCO ₂ /kWh et traduit l'un des impacts le plus couramment discuté : les émissions de CO ₂ .
Formation de particules fines	

Tableau 4: Catégories d'impacts

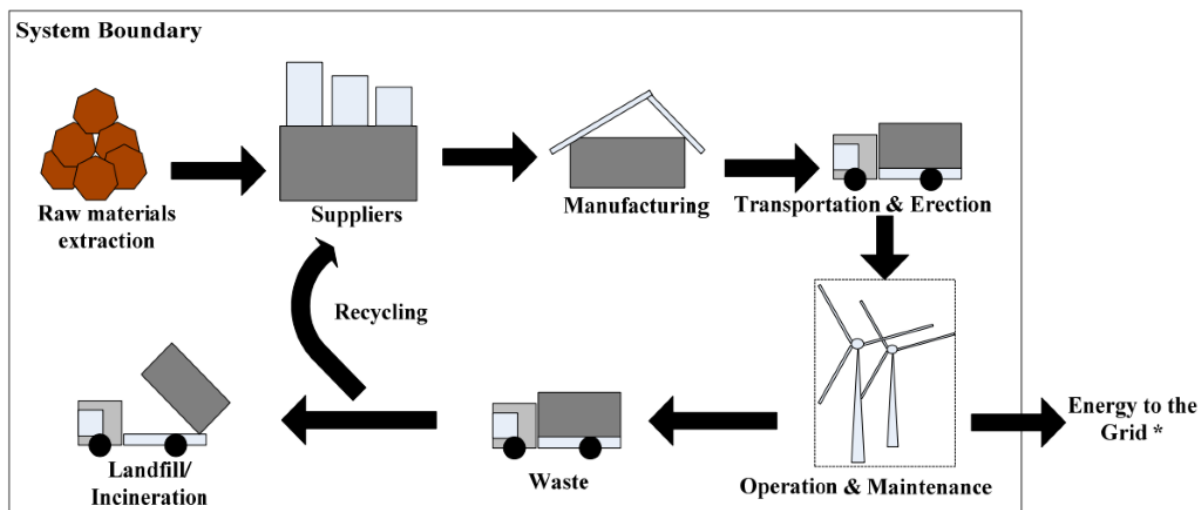


Figure 10 : Schéma du cycle de vie d'une éolienne

1.1.2.1. Phase de construction

Les résultats des études ACV analysées montrent que la phase de fabrication des composants des éoliens (nacelle, rotor, tour...) est le principal facteur contribuant à toutes les catégories d'impact évaluées (ADEME, 2015; Kaldellis & Apostolou, 2017; Padey et al., 2012; Poujol et al., 2020). Elle contribue à hauteur de 40 % jusqu'à 90 % à l'impact environnemental total de l'ensemble du cycle de vie (ADEME, 2015; Arvesen et al., 2013; Kaldellis & Apostolou, 2017; Poujol et al., 2020). En outre, les accessoires de connexion au réseau (câbles et autres) apportent une contribution substantielle dans les catégories de l'épuisement des ressources (49 %) et de l'écotoxicité marine (38 %) (Poujol et al., 2020). L'acier nécessaire à la plate-forme flottante et d'autres métaux, tels que le cuivre ou le plomb utilisés dans la fabrication de la plate-forme et des connexions au réseau, sont les principaux matériaux responsables de ces impacts (Padey et al., 2012; Poujol et al., 2020; Raadal et al., 2014). Par ailleurs, les activités d'installation (phase de fabrication non prise en compte) représentent le deuxième contributeur le plus important aux émissions globales de GES allant de 18 à 33 % pour les différents systèmes (fixe ou flottant) (Raadal et al., 2014) et de 31 à 45 % des valeurs totales des autres indicateurs d'impact (eutrophisation marine, acidification, particules, ozone photochimique) (Arvesen et al., 2013). En outre, la consommation de carburant pour le transport pendant les phases d'installation contribue également aux émissions de GES (Tsai et al., 2016).

1.1.2.2. Phase d'exploitation/Maintenance

La phase d'exploitation contribue environ entre 5 et 20 % aux catégories d'impacts (tableau 4) (Kaldellis & Apostolou, 2017). La consommation de carburant lors du transport maritime pendant la maintenance est à l'origine de ces émissions (Arvesen et al., 2013; Kaldellis & Apostolou, 2017; Tsai et al., 2016).

1.1.2.3. Phase de démantèlement

Cette étape contribue à hauteur de 21% du potentiel de changement climatique, 37% de l'eutrophisation marine, 25% de l'émission de particules fines sur l'ensemble du cycle de vie (ADEME, 2015). La contribution en fin de vie est principalement due à la consommation de carburant pour le transport pendant le démantèlement du parc éolien (ADEME, 2015; Poujol et

al., 2020; Tsai et al., 2016). En outre, le recyclage permet de limiter l'impact des fondations (ADEME, 2015). Étant donné que les ACV partent généralement du principe que la majeure partie des matériaux contenus dans les systèmes d'énergie éolienne resteront sur place ou seront recyclés pour être réutilisés comme matières premières, l'élimination des déchets ne contribue généralement pas de manière importante aux émissions (Arvesen & Hertwich, 2012). Toutefois, les nacelles sont plus impactantes de par la présence d'aimant permanent, très énergivore et dont le recyclage n'est aujourd'hui que très peu réalisé et finissent en décharge (ADEME, 2015).

1.1.3. Impacts sur la biodiversité

De nombreuses études ont été menées sur les impacts des OWF, en particulier sur les oiseaux de mer (Johnston et al., 2014), les mammifères marins, les poissons et le benthos (Bergström et al., 2014), ainsi que sur les encrassements⁹ biologiques (Ashley et al., 2014) afin de comprendre les mécanismes à l'origine de ces effets et d'utiliser ces connaissances pour élaborer des mesures d'atténuation et des outils de planification (Schuster et al., 2015). Ces impacts peuvent être à la fois directs, c'est-à-dire causer la mortalité par exemple par collision, et indirects, c'est-à-dire influencer le comportement individuel de manière à réduire le succès de la reproduction (Best & Halpin, 2019). Ils peuvent être négatifs (par exemple perte ou la modification de l'habitat) ou positifs (les effets récifs) (Thompson et al., 2013). Les effets potentiels sont principalement influencés par les caractéristiques des espèces (morphologie, phénologie, abondance, comportement et réaction aux turbines) ou les caractéristiques du site (caractéristiques du paysage, conditions météorologiques et qualité de l'habitat) (Schuster et al., 2015).

1.1.3.1. Phase de construction

1.1.3.1.1. Émissions sonores

La perturbation acoustique est principalement due aux activités de préparation du fond marin, telles que le forage ou le dragage, à l'intensification du trafic maritime (Bergström et al., 2014) ainsi qu'à la pose des câbles (Nedwell & Howell, 2004). Ces activités produisent une grande quantité d'énergie acoustique qui peut tuer ou blesser les animaux dans le voisinage immédiat (Best & Halpin, 2019) ou endommager les systèmes auditifs des espèces situées à moins de 100 m de la source (Nedwell & Howell, 2004). Les cétacés sont les plus touchés sur le plan acoustique par le battage des pieux (Bailey et al., 2014; Best & Halpin, 2019). (Bailey et al., 2010) ont ainsi montré qu'une population de grands dauphins (*Tursiops truncatus*) risquait de subir des lésions auditives à une distance de 100 m d'un site d'empilement. Une perte auditive peut se produire à 1,8 km chez les marsouins communs et à 400 m chez les phoques pendant le battage des pieux (Thomsen et al., 2006). Toutefois, le risque de dommages auditifs réels n'affecterait que les individus se trouvant dans les environs immédiats du site d'empilement, alors que les réactions comportementales se produisent jusqu'à 10 km de la source sonore (Schuster et al., 2015; Tougaard et al., 2009). Le bruit peut également entraîner la relocalisation de la distribution des espèces de poissons et des mammifères marins, tels que les marsouins communs (Dannheim et al., 2019) pouvant induire un déplacement temporaire ou permanent de ces mammifères marins des zones touchées (Wilson et al., 2010). Il a été observé que le battage de pieux provoque un comportement d'évitement significatif chez les mammifères marins (Bailey et al., 2010; Carstensen et al., 2006; Dähne et al., 2013) et qu'il est très probable qu'il provoque la mortalité et des dommages tissulaires chez les poissons (Bergström et al., 2014). Le bruit peut être particulièrement préjudiciable dans les zones d'accouplement et de

⁹ Formation de couche d'organisme vivant sur une surface artificielle en contact avec de l'eau.

reproduction (par exemple, les échoueries (zone de regroupement hors de l'eau) des phoques), réduisant ainsi le succès de la reproduction et la croissance et/ou le rétablissement des populations de cétacés (Wilson et al., 2010).

1.1.3.1.2. Perturbation, modification et perte d'habitats

Les activités de construction peuvent entraîner une perte ou modification de l'habitat de fond original en raison de la destruction physique directe (c'est-à-dire les fondations des turbines, le creusement de tranchées pour les câbles et le dépôt de blindage) ou indirecte par des modifications du champ hydrodynamique entraînant un affouillement¹⁰ accru des sédiments meubles (Wilson et al., 2010). Cette destruction ou modification des habitats peut provoquer une perturbation du comportement alimentaire, des activités de reproduction et des habitudes migratoires des oiseaux marins (Wilson et al., 2010). Elle peut également affecter la taille globale de la population d'une espèce d'oiseau de l'intérieur ou des côtes en réduisant la disponibilité de la nourriture ou en forçant les oiseaux à se déplacer plus loin pour se procurer de la nourriture, dépensant ainsi de l'énergie supplémentaire (Wilson et al., 2010). Ces facteurs entraînent des changements dans la fécondité et la survie des individus, ce qui affecte la taille et la viabilité des populations (Wilson et al., 2010). Par ailleurs, les activités de construction peuvent entraîner des changements dans le macrobenthos associé (Coates et al., 2014) et des modifications du schéma d'écoulement de l'eau (Wilson et al., 2010). A ces effets, s'ajoute la modification des sédiments qui pourrait affecter les processus biogéochimiques tels que le stockage du carbone à long terme et entraîner une diminution de l'activité de bioturbation des espèces telles que l'oursin commun (*Echinocardium cordatum*) (Dannheim et al., 2019). Les effets de la dispersion des sédiments en raison du dragage pourraient s'étendre dans la colonne d'eau et affecter les poissons pélagiques et les larves, en particulier, car les panaches de sédiments peuvent augmenter la turbidité ou entraîner la remobilisation des contaminants liés aux sédiments (Wilson et al., 2010). La turbidité peut affecter le développement des macroalgues, entraîner le colmatage des branchies des poissons et affecter l'appareil digestif des organismes filtreurs tels que les hydraires et des bryozoaires par l'absorption des particules en suspension (UICN, 2014). Il convient toutefois, de noter que les effets de la remise en suspension de sédiments potentiellement pollués ainsi que de la turbidité pendant la construction et le câblage ne sont que de courte durée (Schuster et al., 2015).

1.1.3.1.3. Pollution

Le risque de contamination par des fuites ou des déversements augmente en raison du risque plus élevé de collision avec des navires dans les parcs éoliens, ainsi que l'utilisation de fluides hydrauliques provenant de dispositifs opérationnels (Schuster et al., 2015; Wilson et al., 2010). Cela pourrait affecter la santé et le succès de reproduction des espèces (Schuster et al., 2015).

1.1.3.2. Phase d'exploitation

Contrairement à la phase de construction, les pressions exercées pendant la phase opérationnelle peuvent présenter des impacts négatifs mais également positifs (Bergström et al., 2014). De nombreuses études ont été menées dans ce domaine de recherche, en particulier sur les chauves-souris, les oiseaux, les mammifères marins, les poissons et le benthos (Schuster et al., 2015).

1.1.3.2.1. Risque de collision et barotraumatisme

¹⁰ L'affouillement est une forme d'érosion par la base provoquée par le courant d'un cours d'eau, la mer, mais aussi par le sable et le vent créant un vortex

En général, le risque de collision dépend de plusieurs facteurs différents liés aux espèces, à leur nombre et à leur comportement, aux conditions météorologiques, à la topographie, ainsi qu'à la nature du parc éolien/de l'éolienne elle-même, y compris l'utilisation de l'éclairage (Wilson et al., 2010).

- **Oiseaux**

Le risque de collision est plus important au niveau des zones fréquemment utilisées pour l'alimentation, les voies migratoires et les trajectoires de vol locales (Wilson et al., 2010). Selon le rapport du Bureau de la gestion de l'énergie des océans (BOEM, 2016), les pélicans, les cormorans, les goélands, les labbes et les sternes présentent la plus grande vulnérabilité de la population aux collisions en raison du faible taux d'évitement et du pourcentage élevé de temps passé à voler à la hauteur des pales des turbines. Par ailleurs, les oiseaux aquatiques tels que les cormorans et les oies sont également en danger, bien que les taux de collision mesurés pour ces espèces soient très faibles (Wilson et al., 2010). En général, et dans des conditions normales, les oiseaux migrateurs sont capables d'éviter les structures (Wilson et al., 2010), bien que Hüppop et al. (2006) aient démontré que dans des conditions de mauvaise visibilité, les oiseaux, et en particulier les oiseaux terrestres, étaient attirés par l'éclairage offshore, ce qui augmente le risque d'incidents de collision.

Diverses études ont montré que les rapaces sont particulièrement vulnérables aux collisions avec les éoliennes (Dahl et al., 2013; Schuster et al., 2015; Wilson et al., 2010). Par exemple, les décès dus aux collisions sont particulièrement préoccupants pour les populations de pygargues à queue blanche (*Haliaeetus albicilla*), rapace côtier important et charismatique, (Wilson et al., 2010). Les collisions des rapaces avec les éoliennes sont très probablement dues à un ensemble complexe de facteurs spécifiques à l'espèce et à la saison (Schuster et al., 2015). Globalement, bien que des observations de collisions aient été faites, les données sur le taux de mortalité par collision attribué aux parcs éoliens offshore sont actuellement très limitées pour les oiseaux marins, en grande partie à cause des difficultés liées à la détection des collisions et à la récupération des carcasses en mer (Schuster et al., 2015).

- **Chauves-souris**

Une récente méta-analyse sur les mortalités massives chez les chauves-souris a confirmé que les éoliennes sont l'une des principales causes de mortalité chez ce groupe d'espèces (O'Shea et al., 2016) bien que les raisons pour lesquelles les chauves-souris entrent en collision n'ont pas encore été pleinement comprises (Schuster et al., 2015). Mantoiu et al. (2020) ont indiqué dans leur étude réalisée dans la région côtière de la Mer noire que la plupart des chauves-souris trouvées dans les parcs éoliens sont des espèces migratrices provenant d'Ukraine et de Russie dont les plus touchées sont *P. nathusii*, *N. noctula*, *Vespertilio murinus* et *N. leisleri*. De nombreux auteurs ont déclaré que les chauves-souris migratrices sur de longues distances sont celles qui sont le plus fréquemment tuées (Horn, Arnett, et Kunz, 2008; Cryan et Barclay, 2009). En général, la migration automnale se déroule sur une période plus longue avec un certain nombre d'escales, probablement en raison du comportement de recherche de nourriture et d'accouplement, qui diffère entre les espèces nectarivores et insectivores (Schuster et al., 2015). Par conséquent, les périodes de migration pourraient entraîner une augmentation de la présence des chauves-souris et donc un plus grand nombre d'individus exposés à un risque de collision lors des arrêts pour se nourrir, boire, se percher ou s'accoupler (Cryan & Brown, 2007; Schuster et al., 2015). Par ailleurs, le contact physique avec les turbines n'est pas nécessaire pour la mortalité car les chauves-souris peuvent également mourir d'hémorragie interne suite à un

barotraumatisme (graves lésions des organes internes, en particulier des poumons provoqués par un changement rapide de pression) (Baerwald & Barclay, 2009; Wilson et al., 2010).

- **Mammifères marins et poissons**

Les risques de collisions sous-marines des mammifères et des poissons avec les éoliennes offshore et les structures connexes sont peu documentés et les retours d'expériences ne révèlent pas de cas de collisions et de blessures associées à la structure elle-même (UICN, 2014).

1.1.3.2.2. Évitement/ Attraction/Déplacement et perte d'habitat

- **Oiseaux**

Évitement/ Déplacement

L'ampleur du déplacement des oiseaux de mer vers les parcs éoliens offshore est incertaine, mais le développement rapide des OWF dans les eaux européennes pourrait entrer en conflit avec la conservation des oiseaux de mer (Dierschke et al., 2016). Heinänen et al. (2020) ont constaté que le plongeur à gorge rouge (*Gavia stellata*), espèce strictement protégée, fuit les parcs éoliens dans la baie allemande (mer du Nord). Un tel comportement d'évitement peut affecter les habitats d'alimentation ou de perchage (Rees, 2012).

Les comportements d'évitement peuvent être classés en deux catégories : 1) les macro-évitements, qui consiste à modifier la trajectoire de vol pour éviter le parc éolien, et 2) les micro-évitements des turbines dans un parc éolien (Cook et al., 2012; Desholm & Kahlert, 2005). Au cours d'une étude de 4 ans, (Plonczkier & Simms, 2012) ont identifié une tendance croissante (46 à 94%) des oies à éviter les parcs éoliens en adoptant un fort comportement d'évitement horizontal et vertical principalement en modifiant leur trajectoire de vol mais aussi en gagnant de l'altitude pour éviter la collision avec les turbines. D'autres études ont révélé que les sternes, les grèbes, les plongeurs huard (Mendel et al., 2019) et les océanites cul-blanc sont les espèces les plus vulnérables aux déplacements de population associés aux infrastructures éoliennes offshore, en raison de leur fort macro évitement et de leur faible flexibilité d'habitat (BOEM, 2016; Dierschke et al., 2016). Alors que le canard à longue queue, la macreuse brune, le puffin des Manches, le petit pingouin, le guillemot à miroir, la mouette rieuse et la sterne pierregarin ont montré un déplacement moins constant par rapport aux OWF (Dierschke et al., 2016). Les raisons de l'évitement dont font preuve les oiseaux de mer lorsqu'ils sont confrontés aux OWF ne sont généralement pas très évidentes mais, il est raisonnable de supposer que les structures verticales et mobiles (par exemple éolienne) très hautes, inhabituelles pour un paysage de haute mer, sont au moins partiellement responsables d'un tel effet (Dierschke et al., 2016).

Bien que l'évitement soit nécessaire pour éviter les collisions entre les oiseaux et les turbines, cela aura en soi un coût énergétique pour les individus (Schuster et al., 2015), en particulier s'ils doivent faire de grandes déviations pour éviter les sites de parcs éoliens sur les voies de migration (Wilson et al., 2010). En outre, l'effet pourrait être considérablement accru pour les espèces qui traversent quotidiennement les zones de parcs éoliens (Schuster et al., 2015). Sur cette base, ces espèces (les plongeurs, les fous de Bassan, les guillemots communs, les pingouins, les canards à longue queue, les macreuses communes, les mouettes et les sternes pierregarin) semblent être les plus susceptibles de montrer des effets de la perte de l'habitat d'alimentation au niveau de la population comme conséquence du déplacement par les OWF (Dierschke et al., 2016). Toutefois, les effets à long terme de ces effets indirects au niveau de la population sont difficiles à estimer (Goodale & Milman, 2016; Searle, 2018).

Attraction

Des études ont constaté un comportement d'attraction significatif par rapport aux parcs OWF chez certaines espèces de rapaces (Skov et al., 2016), le grand cormoran et le cormoran huppé (Dierschke et al., 2016), les oiseaux migrants la nuit par exemple les oiseaux chanteurs et les échassiers (Schuster et al., 2015). Ceci est lié à la présence de proies, l'utilisation des structures comme perchoir, alors que plusieurs espèces de goélands et de harles huppés ont montré une faible attirance pour les OWF (Dierschke et al., 2016). Le comportement d'attraction suggère que les espèces de rapaces et d'oiseaux migrateurs sont beaucoup plus exposées que les autres espèces au risque de collision avec les éoliennes en mer, car les hauteurs de migration de la plupart des espèces chevauchent souvent la hauteur de la zone balayée par les rotors (Skov et al., 2016). L'attrait des cormorans est lié, au moins en partie, à leur utilisation des structures pour se percher et pour sécher leur plumage, mais l'augmentation de la disponibilité alimentaire dans les OWF semble être une influence importante pour plusieurs espèces (Dierschke et al., 2016).

- **Chauves-souris**

Certaines études indiquent que les chauves-souris n'ont pas montré un comportement d'évitement des turbines (Ahlén et al., 2007) et ont été observées en train de tenter de se poser sur les turbines pour ramasser des insectes ou pour se percher (Ahlén et al., 2007, 2009). Au contraire, les chauves-souris migratrices sont attirées par les turbines lorsque des insectes y sont rassemblés (Ahlén et al., 2009), rendant comparable le niveau de risque de collision des éoliennes marines à celui des éoliens terrestres (Ahlén et al., 2007).

- **Mammifères marins et poissons**

Plusieurs changements de comportement ont été signalés chez les mammifères marins à proximité des parcs éoliens offshore, tels que le déplacement temporaire de la zone et des changements dans les taux d'écholocation (Wilson et al., 2010). Une étude néerlandaise a montré une attraction et une augmentation significative des marsouins après la construction du parc éolien en raison de l'abondance et de la disponibilité des proies (Cf effet récif) (Lindeboom et al., 2011).

1.1.3.2.3. Effet barrière

Les parcs éoliens offshore peuvent entraver les mouvements de certaines espèces. En effet, les déviations requises pour contourner les parcs OWF pourraient devenir si importantes que le parc éolien deviendrait en fait une barrière (Wilson et al., 2010). L'effet barrière des éoliennes peut devenir important pour les espèces au repos et en reproduction pendant la migration, car leurs zones d'alimentation et de repos peuvent être bloquées (Schuster et al., 2015). L'énergie supplémentaire requise pour effectuer ces vols de déviation affaiblira l'oiseau et les effets sur les taux de reproduction et de survie peuvent affecter la taille globale de la population (Wilson et al., 2010). Dans des cas extrêmes, l'effet de barrière peut rendre indisponible un site fonctionnel préféré, par exemple, une barrière entre une zone de reproduction et une zone d'alimentation peut, si des zones d'alimentation alternatives (même potentiellement sous-optimales) ne peuvent être trouvées, et ainsi entraîner une perte de la fonction de ce site de reproduction (Wilson et al., 2010).

1.1.3.2.4. Effet Récif/Réserve

Les OWF offrent des possibilités de nourriture et d'abri aux organismes tels que les espèces benthiques associées à divers stades de leur vie (Dierschke et al., 2016; Jan T. Reubens et al., 2013), les poissons pélagiques¹¹ et démersaux¹² (Wilson et al., 2010), les espèces de mégafaune démersale mobile comme les homards et les crabes (Langhamer & Wilhelmsson, 2009) et d'autres espèces aquatiques (Lindeboom et al., 2011). Il est également important de souligner que des effets positifs sur les oiseaux de mer sont également possibles, par exemple lorsque les parcs éoliens peuvent fournir des zones d'alevinage ou de refuge pour les poissons, augmentant ainsi la disponibilité des proies pour les oiseaux (Wilson et al., 2010). Par exemple, dans la mer Baltique, la construction d'éoliennes a augmenté l'abondance des invertébrés sessiles¹³ (fixée aux structures) à la fois dans la colonne d'eau et sur le fond marin adjacent (Andersson & Öhman, 2010). Les fortes concentrations de larves de pluteus indiquent l'importance potentielle des OWF pour les échinodermes (Roland Krone et al., 2013). De plus, des études sur les poissons montrent que plusieurs espèces, telles que le tacaud (*Trisopterus luscus*), la morue (*Gadus morhua*), le chinchard (*Trachurus trachurus*) et le gobie à deux points (*Gobiusculus flavescens*) peuvent résider en fortes densités à des distances de quelques mètres à quelques dizaines de mètres des turbines (Bergström et al., 2013; Reubens et al., 2011; Reubens et al., 2013; Wilhelmsson et al., 2006). En plus, l'exclusion de la pêche, y compris le chalutage de fond, pourrait entraîner une augmentation de la disponibilité des proies et une diminution des prises accessoires de mammifères marins (Schuster et al., 2015). Par ailleurs, l'augmentation de la biodiversité et de la biomasse due à l'effet de récif autour des sous-structures des éoliennes et à la protection contre l'affouillement pourrait entraîner un plus grand stockage de carbone organique (Lange et al., 2010).

Inversement, un effet négatif peut apparaître si les OWF fonctionnent comme des plateformes d'introduction d'espèces non indigènes (Bailey et al., 2014; De Mesel et al., 2015; R. Krone et al., 2013; Lindeboom et al., 2011). Les OWF peuvent également modifier les modèles locaux de biodiversité et entraîner des effets indésirables, si certaines espèces en bénéficient beaucoup plus que d'autres, comme les méduses ou la moule bleue (*Mytilus edulis*) (Bergström et al., 2014). La moule bleue semble avoir un avantage concurrentiel car leur position sur la structure verticale permet un approvisionnement continu en nourriture, transportée par les eaux environnantes (Andersson & Öhman, 2010).

1.1.3.2.5. Bruit

Les vibrations dans les tours de turbine générées par l'engrenage et le générateur provoquent généralement un bruit sous-marin qui sont dans la gamme audible des poissons et des mammifères (Bergström et al., 2014). Toutefois, l'audition et le traitement du son peuvent fortement différer d'une espèce à l'autre (Bergström et al., 2014). Lorsque la pollution sonore interfère avec ou masque les signaux naturels, elle peut avoir des conséquences au niveau de l'écosystème telles que l'échec de la migration en raison de l'altération de la navigation, la mortalité due à une exposition accrue aux prédateurs, la réduction de la croissance et l'altération de la reproduction en raison d'un accès réduit aux proies ou aux partenaires de frai (Wilson et al., 2010). Comme les baleines à fanons sont des producteurs de sons à basse fréquence, on s'attend à ce qu'elles soient les espèces les plus touchées par le bruit produit par l'exploitation des parcs éoliens offshore (Wilson et al., 2010). En outre, le bruit émis par les turbines et les parcs éoliens peut potentiellement causer des perturbations pour les oiseaux côtiers et terrestres

¹¹ Se déplaçant dans la colonne d'eau

¹² Se déplaçant au niveau du fond

¹³ Fixé sur le fond

(Wilson et al., 2010). Les perturbations acoustiques peuvent également augmenter en raison de l'augmentation du trafic des bateaux pour le service et la maintenance (Bergström et al., 2014).

1.1.3.2.6. Champs électromagnétiques

La capacité à détecter les CEM et à y répondre est courante chez les organismes marins (élastombranches, agnathes, crustacés, mollusques, cétacés, poissons osseux et tortues marines) qui comprennent de nombreuses espèces sensibles aux CEM (magnéto-réceptifs) appartenant à des groupes taxonomiques très différents (Copping et al., 2016). Par conséquent, l'émission de CEM par les câbles de transmission électriques peut induire des effets écologiques tels que de mauvaises performances de chasse ou l'impossibilité d'achever les migrations si les poissons, en particulier les espèces démersales et benthiques qui se déplacent le long de la côte, doivent migrer par ces câbles (Wilson et al., 2010). Ces émissions provoquent également des réponses comportementales d'attraction ou d'évitement, des effets physiologiques et de développement, la modification des mouvements à l'échelle locale ou la navigation à grande échelle dans le milieu marin (Copping et al., 2016; Gill & Bartlett, 2010), la détection de proies et la reproduction (Tricas & Gill, 2011). En effet, si la navigation est affectée, les espèces migratrices tels que les requins et les raies, ou d'autres espèces de poissons peuvent être ralenties ou déviées de leurs routes prévues, ce qui pourrait entraîner des problèmes pour les populations si elles n'atteignent pas les zones essentielles d'alimentation, de frai ou de nourricerie (Bergström et al., 2014; Tricas & Gill, 2011). Il peut également y avoir des effets cumulatifs des CEM sur les espèces sensibles. Par exemple, si plusieurs individus étaient détournés de leurs voies migratoires à chaque rencontre avec un CEM émis par un câble, alors le coût cumulé en termes de temps perdu et d'énergie utilisée dans la déviation pourrait compromettre les animaux (Copping et al., 2016). Cependant, il subsiste encore des incertitudes sur la compréhension de ces effets sur les animaux magnéto-réceptifs (Copping et al., 2016).

1.1.3.2.7. Changement hydrodynamique et sédimentaire

La présence des OWF peut entraîner des changements hydrographiques tels que la diminution, voire la disparition, de la stratification de l'eau en raison des turbulences locales (Floeter et al., 2017; Nagel et al., 2018), pouvant entraîner un transport ascendant des nutriments (Floeter et al., 2017) et, simultanément, affecter la production primaire locale et le flux de carbone vers le benthos (Dannheim et al., 2019). Par ailleurs, il existe un risque d'affouillement autour de la base des fondations en raison des changements hydrodynamiques locaux qui dépendent des vitesses du courant dans la zone d'implantation des turbines (Vaissière et al., 2014). Ces changements hydrodynamiques locaux peuvent entraîner des turbulences qui provoquent la remise en suspension des sédiments fins, réduisant la pénétration de la lumière et étouffant les communautés benthiques existantes (Hiscock et al., 2002). Outre les effets sur le régime hydrodynamique local, les OWF peuvent provoquer des changements sédimentaires assez importants (Nagel et al., 2018; Wilding, 2014) susceptibles d'être associés à une augmentation de la biomasse faunique typique d'un enrichissement organique (Wilding, 2014). Toutefois, dans les zones déjà soumises à un stress oxygéné, par exemple la mer Baltique, l'accumulation de matière organique autour des structures offshores peut exacerber l'hypoxie sédimentaire, entraînant une réduction localisée de la productivité benthique et l'exclusion de certaines espèces de pêche (Wilding, 2014).

1.1.3.2.8. Pollution

Les biocides provenant des peintures antifouling (peintures limitant le développement des organismes marins) des OWF et l'utilisation des lubrifiants chimiques pourraient contaminer le milieu marin et affecter la faune environnante (UICN, 2014). Les dispositifs anti-corrosion (protections cathodiques) libèrent des oxydes provenant des anodes métalliques (cuivre, zinc, aluminium, etc.) et l'accumulation de ces substances dans les sédiments et dans l'eau pourrait avoir des conséquences sur les espèces benthiques (UICN, 2014). Toutefois, il existe peu d'études quantifiant ces émissions et leur potentiel impact sur la faune marine.

1.1.3.3. Démantèlement

Le démantèlement n'a pas encore été étudié de manière significative (Schuster et al., 2015). Cependant, les effets pourraient être similaires à ceux de la construction (Bergström et al., 2014), le retrait des structures sous-marines étant la seule différence évidente.

1.1.4. Mesures d'atténuation & Monitoring

Compte tenu des effets susmentionnés, une bonne option d'atténuation peut impliquer une combinaison de plusieurs mesures, adaptées aux spécificités de chaque site, parc éolien et espèce cible (Marques et al., 2014). Pour ce faire, différentes méthodes pour éviter, réduire ou minimiser ces impacts en fonction des différentes phases du cycle de vie des OWF ont été proposées dans la littérature. Pour les différentes phases, il a été recommandé de :

Phase de construction et planification

- éviter l'implantation sur les zones migratoires, de reproduction et de recrutement importantes pour les mammifères marins et les poissons (Bergström et al., 2014; Best & Halpin, 2019; Wilson et al., 2010), de forte abondance aviaire, en particulier là où se trouvent des espèces menacées ou très sujettes aux collisions (chauves-souris, passereaux...) (Marques et al., 2014) ;
- planifier les activités de construction en dehors des périodes de migration (Best et Halpin, 2019) et de reproduction (Pearce-Higgins et al., 2012) ;
- former un rideau de bulles autour des pieux, ou envelopper ces derniers dans un isolant acoustique pour réduire la propagation sonore (UICN, 2014) ;
- placer des lits de gravier et des blocs autour de chaque fondation pour éviter l'affouillement (Vaissière et al., 2014) ;
- maintenir ouverts des corridors de migration de plusieurs kilomètres de large entre les parcs d'éoliennes en cas de risques de chevauchement (UICN, 2014) ;
- Elaborer une cartographie détaillée de la sensibilité des populations d'oiseaux, des habitats et des trajectoires de vol, afin d'identifier les endroits potentiellement sensibles (Marques et al., 2014) ;
- assurer une surveillance visuelle (et acoustique) des zones de travaux pendant chaque opération susceptible de provoquer des dérangements ou des dommages aux organismes pélagiques (présence d'observateurs et d'opérateurs d'acoustique passive à bord des navires de construction) (UICN, 2014) ;

Phase d'exploitation

- adapter l'éclairage des turbines pour réduire l'attrait de certaines espèces comme les migrants nocturnes ou même augmenter la visibilité pour d'autres, comme les rapaces, afin de déclencher un comportement d'évitement (Schuster et al., 2015) ;
- utiliser des dispositifs de dissuasion acoustique (ultrasons), visuelle (peinture des pâles en couleurs ou avec une peinture réfléchissant les ultraviolets), au laser (Marques et al., 2014) et chimiosensorielle (aversion conditionnée au goût ou à l'odeur) (Walston et al., 2015) pour inciter les organismes à s'éloigner des turbines. Toutefois, l'utilisation des dissuasions acoustique à long terme s'est avéré inefficace en raison de l'accoutumance des oiseaux à certains stimuli (Bishop et al., 2003) ;
- utiliser des technologies de télédétection tels que les radars, les capteurs acoustiques, pour identifier les mouvements à grande échelle comme les périodes de migration prononcée, en particulier pendant les périodes nocturnes et arrêter temporairement les turbines afin de minimiser les effets négatifs potentiels, par exemple, lors du départ des oiseaux migrateurs ou de la forte activité des chauves-souris en automne entre le coucher et le lever du soleil (Collier et al., 2011; Marques et al., 2014; May et al., 2012; Schuster et al., 2015) ;
- augmenter la vitesse de démarrage de l'éolienne (la vitesse à laquelle les éoliennes commencent à produire de l'électricité) et effectuer des changements dans la mise en drapeau des pales (modification de l'angle de la pale empêchant sa rotation en cas de vent faible) pour atténuer la mortalité par collision (Peste et al., 2015) ;
- utiliser des câbles à trois conducteurs torsadés en hélice et une technologie basée sur la co-axialité pour réduire les émissions de CEM (Copping et al., 2016) ;
- limiter le fonctionnement des éoliennes pendant les périodes de forte activité, telles que les périodes de migration ou à certaines conditions météorologiques (Mantoiu et al., 2020; Marques et al., 2014) ;
- utiliser des solutions technologiques telles que la double étanchéité des installations immergées et la mise en place de bacs de récupération pour limiter les risques de pollution avec les produits chimiques et les lubrifiants (UICN, 2014) ;

Monitoring & Gestion des sites

- utiliser des techniques de télédétection pour entreprendre des évaluations d'impact à long terme dans les parcs éoliens offshore afin de fournir une base de preuves pour évaluer le risque de mortalité des oiseaux migrateurs (Plonczkier & Simms, 2012).

1.1.5. Lacunes de connaissances et pistes de recherches

Malgré une littérature abondante et croissante des impacts des OWF sur la faune marine, la quantification des effets reste difficile et des incertitudes persistent toujours. Des méthodes holistiques et efficaces pour évaluer ces impacts dans l'espace et dans le temps font encore défaut (Best & Halpin, 2019). Il existe des lacunes dans les connaissances sur le taux d'évitement des oiseaux migrateurs et de la mortalité qui leur est associée dans les OWF (Plonczkier & Simms, 2012), les effets du déplacement des oiseaux de mer au niveau des populations (Dierschke et al., 2016), la réaction des mammifères marins et des tortues marines aux CEM (Copping et al., 2016), et les effets à long terme, par exemple l'accoutumance (Schuster et al., 2015). Il reste notamment des recherches à mener pour savoir si la communauté benthique des substrats durs bénéficie également d'une production primaire et secondaire pélagique localement accrue (Carpenter et al., 2016). Pour combler ces lacunes, il est urgent :

D'une manière générale :

- de quantifier les effets des interactions physico-biologiques dans les OWF afin d'avoir une compréhension complète de l'impact réel des parcs éoliens offshore (Carpenter et al., 2016) ;
- de mener des recherches visant à quantifier de manière multidisciplinaire l'effet de sillage de l'éolienne à l'échelle de l'écosystème régional, en mettant l'accent et sur le transfert trophique de toute augmentation de la production (Floeter et al., 2017) ;
- de réaliser des recherches supplémentaires pour identifier d'autres facteurs susceptibles d'influencer l'utilisation des structures des OWF par des espèces à valeur commerciales (Wilding, 2014) ;

Déplacements et collisions :

- de réaliser des études sur l'intensité et l'altitude des vols des oiseaux afin de permettre une estimation précise des taux de collision, des taux d'évitement et des effets connexes sur les populations (Fijn et al., 2015) ;
- de tenir compte des effets cumulatifs en plus des effets locaux lors de la planification du développement de parcs éoliens à l'échelle régionale (Roscioni et al., 2013; Schuster et al., 2015; Wilson et al., 2010) afin de déterminer leurs impacts sur les populations de chauves-souris (MacGregor & Lemaitre, 2020) ;
- de mener des recherches visant à quantifier de manière multidisciplinaire l'effet de sillage de l'éolienne à l'échelle de l'écosystème régional, en mettant l'accent sur les effets cumulés des groupes d'OWF (Bergström et al., 2014) ;
- de réaliser des études sur le déplacement des chauves-souris (par exemple, les changements dans l'emplacement des nids et les trajectoires de vol en réponse aux parcs éoliens) mais aussi sur d'autres effets sur l'habitat (par exemple, les effets sur le rendement de la reproduction et les populations de proies) (Wellig et al., 2018) ;
- de considérer la perte de l'habitat d'alimentation due à l'évitement des parcs éoliennes dans les EIE en tant que menace potentiellement importante pour la conservation des chauves-souris (Millon et al., 2018) ;
- de concentrer les efforts de recherche sur les innovations technologiques (par exemple, les dispositifs de dissuasion acoustique) et/ou les changements opérationnels (par exemple, l'augmentation de la vitesse de coupure les nuits où la vitesse du vent est faible) pour réduire la mortalité des chauves-souris dans les éoliennes (Foo et al., 2017) ;
- d'évaluer l'efficacité des mesures d'atténuation tels que les dispositifs de dissuasion acoustique proposées sur l'activité des chauves-souris (Millon et al., 2018) et sur les rapaces. Des études futures sont nécessaires pour évaluer les nouvelles hypothèses de distribution saisonnière, qui pourraient indiquer que le risque de l'énergie éolienne pour les chauves-souris pourrait être le plus élevé dans les habitats situés entre les zones d'estivage intérieures et les zones d'hivernage côtières (par exemple, près des cols dans les chaînes de montagnes côtières) (Hayes et al., 2015) ;
- de comprendre l'utilisation de base de l'habitat fonctionnel pour permettre la prévision des risques futurs, à la fois du point de vue du risque de collision mais aussi pour comprendre les conséquences potentielles de tout déplacement (ICES, 2019) ;

Champs électromagnétiques et bruits :

- de mener des études de réponse/effet sur les espèces marines, en mettant notamment l'accent sur l'exposition des stades de vie les plus vulnérables aux différents CEM (sources, intensités) (Copping et al., 2016) ;
- d'examiner les périodes vulnérables du cycle biologique par exemple des cétacées, des poissons et la probabilité de rencontre avec les CEM à l'échelle des OWF, et également de manière cumulative (Copping et al., 2016) ;
- de effectuer des recherches supplémentaires sur les émissions sonores des activités liées aux parcs éoliens offshore sur les mammifères marins en particulier sur les succès de la reproduction et/ou de la migration de chaque espèce ou population et sur la poursuite de programmes de surveillance extrêmement importants dans les zones de mise en œuvre (Wilson et al., 2010) ;
- d'identifier des effets sublétaux et comportementaux du bruit et des champs EM et des conséquences pour les populations de poissons par le biais des effets sur l'alimentation et des interférences avec les voies de migration à l'échelle de la haute mer (Wilson et al., 2010).

1.2. Éolienne terrestre

Un parc éolien terrestre (cf figure 12) comporte les éléments suivants : un ensemble d'éoliennes et leurs fondations, une voie d'accès et une piste de desserte interéoliennes, un réseau de câbles enterrés, un poste de livraison, un poste de transformation situé à l'extérieur ou à l'intérieur de chaque éolienne et un câble de raccordement au réseau électrique (MEDDEM, 2010).

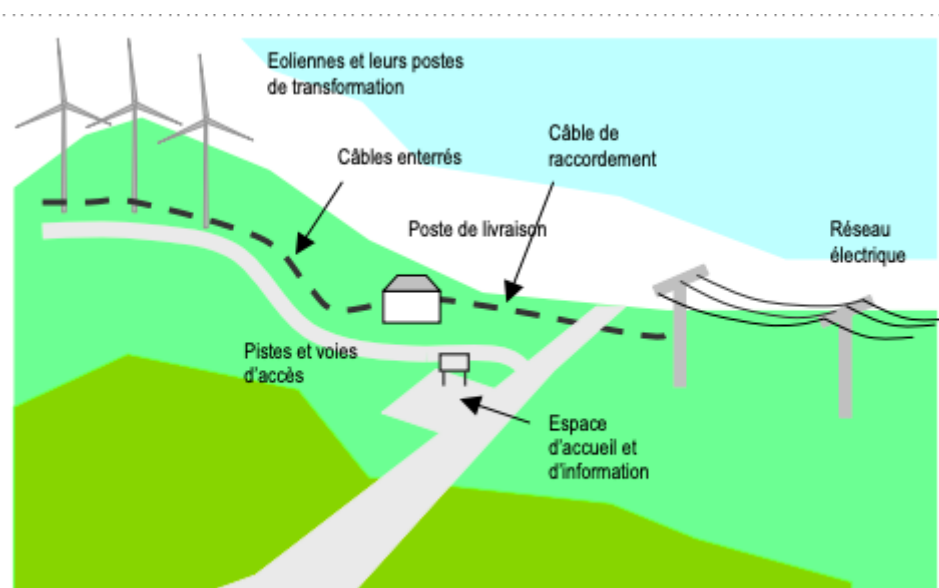


Figure 12: Schéma descriptif d'un parc éolien terrestre (MEDDEM, 2010)

1.2.1. Cadre Réglementaire et sociétale

1.2.1.1. Réglementation (Voir 1.1.1)

1.2.1.2. Acceptabilité sociale

De nombreuses études de cas fournissent des exemples sur l'attitude du public à l'égard du développement des parcs éoliens. En Inde, par exemple, la population locale soutenue par divers acteurs et institutions publics, civiques et privés s'est activement opposée à un projet d'énergie

éolienne de 113 MW, situé à la périphérie du sanctuaire de la faune de Bhimashankar dans les Ghâts occidentaux de l'Inde (Lakhanpal, 2019). De même, un projet de parc éolien proposé pour la ville de Taralga en Australie a suscité de vives discussions et entraîné un certain conflit au sein de la communauté (Gross, 2007). Ces contestations locales sont généralement associées d'une part au bruit, aux impacts visuels et esthétiques et aux impacts sur la biodiversité des turbines (Cf 1.2.3) (Ioannidis & Koutsoyiannis, 2020; Wolsink, 2007). D'autre part elles résultent d'un manque de confiance à l'égard des promoteurs et institutions (Hansen, 2011), de la manière dont la planification et les décisions sont prises, de l'absence de transparence et d'équité dans les processus et de la mauvaise communication (Dimitropoulos & Kontoleon, 2009; Gross, 2007; Wolsink, 2007). L'idée que cette résistance repose uniquement sur des motifs égoïstes du type NIMBY¹⁴ a été largement critiquée en raison de sa simplicité et des raisons complexes de l'attitude du public à l'égard des parcs éoliens évoquées plus haut (Kempton et al., 2005; Wolsink, 2007). Par contre, dans les pays en voie de développement, cette opposition est liée à l'accès à la terre et aux moyens de subsistance (Lakhanpal, 2019). Ainsi, pour favoriser l'acceptabilité des projets de parc éolien et le soutien du public au niveau local, de nombreuses études suggèrent des processus décisionnels coopératifs, conciliants et transparents et l'octroi d'avantages à la communauté (Dimitropoulos & Kontoleon, 2009; Gross, 2007; Lakhanpal, 2019).

1.2.2. Analyse du cycle de vie

Les installations éoliennes terrestres et offshore ont des impacts similaires sur leur cycle de vie, bien que le système offshore entraîne des impacts plus importants en termes d'acidification, d'oxydants photochimiques et de particules (Hertwich, et al., 2015).

1.2.2.1. Phase de construction

De manière générale la fabrication des composants (rotor, nacelle, mât, fondation et câblage interne) représente plus de 50% de la plupart des catégories d'impacts voir (tableau 4) considérés (ADEME, 2015). En outre, la turbine des systèmes éoliens terrestres est clairement le composant le plus important (~70%) en ce qui concerne l'indicateur d'émission de GES, suivi par la sous-structure (~10%) (Kaldellis & Apostolou, 2017). A cela s'ajoutent, les émissions de GES associés au transport (~10%) et à la construction, comme l'excavation de sols riches en matières organiques (~30%) (Amponsah et al., 2014). Ces émissions sont liées principalement à l'énergie utilisée dans les différents procédés, plus précisément pour la fabrication de l'acier des mâts et de la fibre de verre pour les nacelles et les pales, la consommation de combustibles fossiles (ADEME, 2015) et les activités d'excavation (Amponsah et al., 2014).

1.2.2.2. Exploitation et Maintenance

L'exploitation et la maintenance apparaissent comme la deuxième étape du cycle de vie ayant le plus d'impact, représentant en moyenne 10% sur chaque catégorie d'impact (ADEME, 2015). Ces émissions sont liées à la consommation de carburant pour le transport lors de la maintenance.

1.2.2.3. Démantèlement

¹⁴ Not In my Back Yard (“Pas dans mon jardin”)

La phase d'élimination ou de déconstruction d'un projet de parc éolien terrestre, lorsqu'elle est incluse, semble avoir une influence mineure sur les valeurs totales des émissions de GES (Kaldellis & Apostolou, 2017).

1.2.3. Impacts sur la biodiversité

1.2.3.1. Phase de construction

1.2.3.1.1. Perte ou modification de l'habitat

Les activités de construction telles que les terrassements, des excavations et parfois des défrichements peuvent induire une destruction directe d'habitats utilisés par les espèces selon la taille du projet. Ces activités peuvent diminuer l'attrait de certains habitats pour de nombreuses espèces de chauves-souris (Kelm et al., 2014) et d'oiseaux (Pearce-Higgins et al., 2009) en affectant les perchoirs, les déplacements et la recherche de nourriture et empêchant les individus d'atteindre des zones précédemment reliées ou allongeant les distances nécessaires pour atteindre ces zones (Kelm et al., 2014). Toutefois le défrichement d'espaces boisés peut également entraîner la création de milieux favorables comme les clairières et lisières forestières pour le déplacement et des zones de chasses pour d'autres espèces (Horn et al., 2008; LPO, 2019). Pearce-Higgins et al. (2012) ont ainsi observé une diminution des densités de tétras lyre (*Lagopus lagopus scoticus*), de bécassines (*Gallinago gallinago*) et de courlis (*Numenius arquata*), déplacées par l'activité de construction dans un site de référence proche du parc. À l'inverse, les densités de tairiens pâtre (*Saxicola rubicola*), d'alouettes des champs (*Alauda arvensis*) et de pipits des prés (*Anthus pratensis*), par exemple, ont augmenté pendant la période de construction qui ont amélioré la qualité de l'habitat pour ces espèces particulières (Pearce-Higgins et al., 2012). Outre les chiroptères et les oiseaux, la construction des parcs éoliens et des infrastructures associées peut provoquer la destruction ou fragmentation des habitats des espèces peu mobiles (reptiles, amphibiens, invertébrés) et de la flore (MEDDE, 2014).

1.2.3.1.2. Perturbation liée au bruit

Le bruit émis par les activités de construction peut endommager les capacités auditives de certaines espèces sensibles au bruit comme certaines espèces de chauve-souris (grand murin ou oreillards) affectant ainsi la recherche de nourriture pour ces espèces qui chassent régulièrement en écoute passive (DREAL, 2017).

1.2.3.2. Phase d'exploitation

1.2.3.2.1. Risque et de collision et Barotraumatisme

Les estimations de mortalité annuelle s'élèvent à 888 000 et 573 000 décès par an pour les chauves-souris et les oiseaux, respectivement, sur les 51 630 MW d'installations éoliennes aux États-Unis (Smallwood, 2013). Dans le cadre de cette estimation, 83 000 décès de rapaces, y compris des aigles protégés par le gouvernement fédéral, ont été enregistrés (Walston et al., 2018).

- **Oiseaux**

Des études ont montré que les passereaux en migration nocturne, en particulier les roitelets (*Regulus sp.*) figurent parmi les victimes les plus fréquents dans les parcs éoliens (Aschwanden et al., 2018; Zimmerling et al., 2013) et représentent 55 % des décès (Aschwanden et al., 2018). Certaines espèces sont sensibles aux effets négatifs des éoliennes en termes de mortalité par collision notamment les espèces abondantes et à fortes populations telles que l'alouette hausse-col (*Eremophila alpestris*), le viréo à oeil rouge (*Vireo olivaceus*) (Zimmerling et al., 2013),

l'alouette des champs (*Alauda arvensis*) (Bastos et al., 2016) ou l'alouette de Dupont (*Chersophilus duponti*), qui est gravement menacée (Gómez-Catasús et al., 2018). (Zimmerling et al., 2013) ont conclu que pour la plupart des espèces, les effets au niveau des populations sont peu probables car les espèces qui présentent un taux de collision élevé (par exemple, les passereaux) ont des populations de grande taille tandis qu'une autre étude a indiqué que les effets des parcs éoliens sur les densités de passereaux semblent être propres à chaque guildes et influencés par les changements d'utilisation des terres à proximité des turbines (Fernández-Bellon et al., 2019).

Concernant les rapaces, diverses études ont montré qu'elles sont particulièrement vulnérables aux collisions avec les éoliennes (Balotari-Chiebao et al., 2016; Dahl et al., 2013; Martínez-Abraín et al., 2012). Même si les taux de mortalité des rapaces semblent être relativement faibles par rapport à d'autres groupes tels que les passereaux, ils sont considérés comme faisant partie des groupes d'espèces les plus vulnérables dans le contexte de l'énergie éolienne (Schuster et al., 2015). De plus, Les systèmes d'éclairage nocturnes associés aux turbines peuvent avoir des impacts négatifs sur le comportement de l'espèce ou peuvent augmenter l'épuisement et la probabilité de collision la nuit (Gómez-Catasús et al., 2018).

- **Chauves-souris**

Un grand nombre d'études menées dans différentes régions du monde (Barré et al., 2018; Cryan & Barclay, 2009; Mantoiu et al., 2020; Wellig et al., 2018) ont montré que les parcs éoliens ont des effets néfastes sur les chauves-souris en raison de la mortalité due à des collisions lors de la phase post-construction et pourraient menacer la viabilité des populations et entraîner un risque accru d'extinction (Frick et al., 2017). Des recherches sur les décès d'oiseaux et de chauves-souris dans les parcs éoliens ont établi que les éoliennes pourraient être encore plus nuisibles pour les chauves-souris que pour les oiseaux (Cryan & Barclay, 2009; Smallwood, 2013). Les individus sont tués soit par collision directe avec les pales en mouvement, soit par barotraumatisme lorsqu'ils volent à proximité des pales (Cryan & Barclay, 2009; Grodsky et al., 2011). Il existe plusieurs explications non exclusives aux collisions entre les chauves-souris et les éoliennes (Cryan & Barclay, 2009). Une première hypothèse est qu'elles peuvent ne pas détecter les pales qui s'approchent rapidement en raison de la vitesse extrêmement élevée du rotor (jusqu'à 300 km/h au sommet des pales) (Wellig et al., 2018). Une autre hypothèse suggère que les chauves-souris courent un risque plus important de collision lorsqu'elles expriment certains comportements, comme voler haut pendant la migration ou chasser les insectes migrants (Cryan & Barclay, 2009). Une troisième hypothèse considère que les collisions entre les chauves-souris et les éoliennes sont aléatoires (Cryan & Barclay, 2009). Enfin, il existe également une hypothèse selon laquelle les turbines pourraient attirer les chauves-souris dans leur voisinage car ces éléments peuvent attirer les insectes ou être perçus comme des perchoirs potentiels ou même comme des sites d'accouplement avantageux (Cryan & Barclay, 2009; Reimer et al., 2018; Wellig et al., 2018).

Des études ont révélé qu'à la fin de l'été et en automne, l'activité et la mortalité des chauves-souris semblaient être les plus élevées (Hull & Cawthen, 2013; Mantoiu et al., 2020; Schuster et al., 2015). Cela pourrait indiquer que la mortalité des chauves-souris est liée au comportement migratoire, avec un accent particulier sur la migration d'automne (Roeleke et al., 2016; Schuster et al., 2015). Par ailleurs, les espèces les plus sujettes aux collisions sont principalement celles utilisant des appels d'écholocation adaptés aux déplacements en espace ouvert et appartenant aux genres *Lasiurus*, *Lasionycteris*, *Perimyotis*, *Nyctalus*, *Pipistrellus*, *Vespertilio*, *Eptesicus* *Chalinolobus* (Foo et al., 2017; Schuster et al., 2015).

1.2.3.2.2. Evitement/ Attraction

- Oiseaux

Le comportement d'évitement semble être spécifique à l'espèce d'oiseau (Garvin et al., 2011). Pearce-Higgins et al.(2009) en comparant les données de 12 parcs éoliens de montagne au Royaume-Uni, ont observé que certaines espèces, telles que le pluvier doré (*Pluvialis apricaria*), la bécassine des marais (*Gallinago gallinago*) évitaient considérablement les turbines ainsi que les routes d'accès. Par contre,(Devereux et al., 2008) ont indiqué que la majorité des oiseaux hivernant sur les terres agricoles au Royaume-Uni ne sont probablement pas affectés par les éoliennes en fonctionnement.

Une étude plus récente utilisant des balises GPS à haute résolution sur le busard Saint-Martin (*Circus pygargus*) a fait état d'un taux d'évitement des turbines de 93,5 % (Schaub et al., 2020). Dans d'autres études, les pygargues à queue cunéiforme (*Aquila audax*) et les pygargues à ventre blanc (*Haliaeetus leucogaster*) ont adapté leur comportement d'évitement en fonction du stade de développement du parc éolien (Schuster et al., 2015).

- Chauves-souris

Certaines études sur l'activité des chauves-souris dans les parcs éoliens, ont constaté que ces espèces évitent les parcs éoliens en fonctionnement (Barré et al., 2018; Horn et al., 2008; Millon et al., 2015) tandis que d'autres indiquent un comportement d'attraction alimentaire, pour le perchoir et la reproduction (Cryan et al., 2014; Foo et al., 2017; Long et al., 2011). Les différences dans les résultats des études analysées suggèrent qu'il y a deux effets des éoliennes, l'un répulsif à l'échelle du parc éolien et l'autre attractif à l'échelle de l'éolienne elle-même (Millon et al., 2015). L'effet d'évitement semble affecter la plupart des espèces de chauves-souris, des groupes et des guildes dans un large rayon (allant jusqu'à 1000 m autour de chaque éolienne), y compris les chauves-souris glaneuses et d'autres espèces qui ne sont généralement pas considérées comme sensibles aux collisions (Barré et al., 2018). Ceci pourrait gravement affecter les espèces de chauve-souris en Europe en diminuant la disponibilité de leurs habitats (Barré et al., 2018). Aucune étude ne s'est penchée sur la raison d'un tel comportement d'évitement, mais la présence de lumières et de bruit a été proposée comme raison pour laquelle les chauves-souris évitent la zone entourant les turbines (Barré et al., 2018).

En revanche, la principale raison de l'attraction des chauves semble être la présence d'un grand nombre d'insectes proies à proximité des turbines, attirés par la couleur et l'émission de chaleur de la turbine (Long et al., 2011). Une surveillance acoustique de l'activité de recherche de nourriture, y compris les bourdonnements d'alimentation indiquant la capture de proies, à proximité immédiate des tours des éoliennes, a révélé que les chauves-souris étaient attirées par les éoliennes à la recherche de nourriture (Foo et al., 2017). Les auteurs ont constaté que la majorité des estomacs de chauves-souris rouges et de chauves-souris vénéneuses étaient pleins ou partiellement pleins, ce qui indique que les chauves-souris ont probablement été tuées alors qu'elles cherchaient de la nourriture. Toutefois, Les résultats de (Reimer et al., 2018) ne confirment pas l'hypothèse de l'attraction alimentaire pour les chauves-souris à poil argenté (*Lasionycteris noctivagans*) ou les chauves-souris vénéneuses (*Lasiurus cinereus*), et suggèrent que si certaines chauves-souris cherchent leur nourriture à proximité des éoliennes, elles ne sont pas spécifiquement attirées par les éoliennes pour se nourrir. Certaines chauves-souris peuvent être attirées vers les turbines par des congénères à des fins d'accouplement ou pour se percher, en particulier les chauves-souris arboricoles qui perçoivent les éoliennes comme des arbres(Cryan et al., 2014; Cryan & Barclay, 2009). L'importance relative de chaque facteur

attirant les chauves-souris vers les éoliennes fluctue selon l'espèce considérée, le sexe et l'âge des individus, la période de l'année ou l'emplacement des éoliennes (Reimer et al., 2018).

1.2.3.2.3. Déplacement et perte/modification d'habitat

- **Oiseaux**

Le déplacement pourrait entraîner une diminution de l'abondance des rapaces (Garvin et al., 2011), des oiseaux et de la densité de reproduction (Dahl et al., 2012; Martínez-Abraín et al., 2012). Une étude a montré de forts déplacements de grands pélicans blancs dans une zone de parc éolien proche du littoral, coïncidant avec le cycle de reproduction de la colonie voisine et associés à des vols vers des zones d'alimentation situées à environ 50 km (Jenkins et al., 2018). D'autre part, les turbines pourraient être perçues comme un risque de prédation pour les espèces telles que l'alouettes de Dupont, adoptant une stratégie d'évasion, augmentant la probabilité de déplacement (Gómez-Catasús et al., 2018).

- **Chauves-souris**

Alors que la plupart des études ont porté sur la mortalité des chauves-souris par collision, très peu ont quantifié la perte d'utilisation des habitats résultant de l'impact négatif potentiel des éoliennes (Barré et al., 2018). Les impacts sur les chiroptères découlant de l'altération ou de la destruction d'habitats peuvent être importants, en particulier pour les parcs développés en forêt mixte (LPO, 2019). Très peu d'études ont évalué la perte d'habitat due aux parcs éoliens ou aux éoliennes individuelles (Barré et al., 2018; Millon et al., 2015, 2018; J. Minderman et al., 2017; Jeroen Minderman et al., 2012). Les auteurs ont constaté une diminution de l'activité des chauves-souris à l'intérieur d'un parc éolien par rapport à l'extérieur du parc.

1.2.3.2.4. Effet barrière

Les espèces qui migrent quotidiennement et qui passent plus fréquemment devant les parcs éoliens, comme les oies, les échassiers et les grues cendrées (*Grus grus*), la cigogne noire (*Ciconia nigra*) sont plus affectées par l'effet barrière (Schuster et al., 2015). Cela implique que les grands parcs éoliens pourraient limiter les trajets quotidiens et donc déconnecter l'alimentation potentielle des sites de perchage, ce qui entraînerait une perte d'habitat, en particulier pour les chauves-souris (Roeleke et al., 2016).

1.2.3.2.5. Bruit

L'impact auditif des turbines pourrait entraîner un effet de masquage acoustique diminuant la capacité des oiseaux à communiquer vocalement (Gómez-Catasús et al., 2018) ce qui pourrait avoir un impact sur la défense de leurs territoires (Zwart et al., 2016), l'appariement ou les appels à la survie, avec des conséquences directes sur les densités de reproduction et le succès de la reproduction (Gómez-Catasús et al., 2018). L'étude sur le comportement acoustique des alouettes (*Alauda arvensis*) au démarrage des éoliennes a révélé un changement de fréquence des chants résultant du bruit émis lors du fonctionnement des éoliennes (Szymanski et al., 2017). Cela montre qu'un changement des paramètres des chants peut, de manière fiable et dans un délai relativement court, indiquer une détérioration significative de l'environnement acoustique suite au démarrage du parc éolien (Szymanski et al., 2017).

1.2.3.2.6. Phase de démantèlement

La phase de démantèlement ou de renouvellement du parc est, elle aussi, source d'impacts potentiels sur les habitats et les espèces (LPO, 2019).

1.2.4. Mesures de Mitigation & Monitoring

Comme pour l'éolienne offshore, diverses mesures ont été proposées dans la littérature pour éviter, réduire, compenser les impacts négatifs des éoliennes terrestres. Ces mesures peuvent consister à :

Pendant la phase de construction et de planification

- éviter les zones à haute valeur de biodiversité par exemple, les haies, les lisières de forêt et autres éléments linéaires boisés, zones humides car ils sont largement utilisés pour les déplacements et la recherche de nourriture (Kelm et al., 2014; Roeleke et al., 2016) ;
- réduire l'attractivité des parcs éoliens, en minimisant les ressources et la disponibilité alimentaires, et en adaptant la couleur et l'intensité de l'éclairage pour éviter d'attirer la faune dans la zone balayée par le rotor ou dans la zone située directement sous l'éolienne (Gartman et al., 2016a, 2016b; Long et al., 2011; Rydell et al., 2016). Cependant, en aucun cas, les haies ne devraient être supprimées dans le but de réduire les impacts sur l'activité des chauves-souris (Barré et al., 2018) ;
- augmenter la distance minimale (allant jusqu'à 1000m) entre les éoliennes et les éléments boisés tels que les forêts et les haies (Barré et al., 2018). La distance minimale (200m) proposée par Eurobats étant insuffisante pour réduire les perturbations (Barré et al., 2018) ;

Pendant la phase d'exploitation

- utiliser des caméras et des détecteurs acoustiques pour repérer la présence de chauves-souris à proximité des turbines et arrêter le rotor lorsqu'un certain seuil d'activité des chauve-souris est atteint (Collier et al., 2011; Robinson Willmott et al., 2015) ;
- utiliser d'autres approches listées dans la section 1.1.4 pour éloigner l'avifaune ;

Gestion de l'habitat & Monitoring

- compenser la perte d'habitats en préservant, en restaurant ou en créant de nouveaux perchoirs (naturels ou artificiels), des lieux de déplacement et d'alimentation tels que les haies, les zones humides ou les zones boisées (Millon et al., 2018; Peste et al., 2015);
- utiliser les chiens détecteurs d'odeurs pour le suivi de la mortalité des chauves-souris et des oiseaux dans les parcs éoliens (Smallwood et al., 2020).

1.2.5. Lacunes de connaissances et pistes de recherches (Voir section 1.1.5)

2. Énergie solaire

Les technologies d'exploitation de l'énergie solaire se basent sur la captation de la puissance du soleil pour générer de l'électricité soit directement à l'aide de panneaux photovoltaïques (PV), soit indirectement par l'intermédiaire de dispositifs concentrateurs d'énergie solaire (CSP) (FRB, 2017). L'application la plus courante pour exploiter l'énergie solaire est le recours aux systèmes photovoltaïques (PV), qui convertissent directement la lumière du soleil en électricité (Oliveira-Pinto & Stokkermans, 2020) tandis que les systèmes CSP utilisent des surfaces réfléchissantes pour concentrer la lumière du soleil afin de chauffer un récepteur (Walston et al. 2016) mais cette technologie ne sera pas investiguée dans le présent travail.

Les systèmes photovoltaïques vont des systèmes de montage en toiture aux centrales au sol de centaines de Mégawatt (MW) (par exemple les centrales solaires à l'échelle industrielle (USSE), en passant par les systèmes photovoltaïques intégrés aux bâtiments (BIPV) (Oliveira-Pinto & Stokkermans, 2020), en colocation avec les exploitations agricoles et les systèmes photovoltaïques flottants (voir exemples figures 13 à 16). Les panneaux sont couplés entre eux pour former un module, lui-même relié à différents composants électriques (onduleur, boîtier de raccordement, etc.). Il existe aujourd'hui différentes technologies de cellules : Silicium cristallin (Mono et multicristalin), Couches minces, Cellules organiques, Cellules à concentration (technologie dite CPV) et les Cellules perovskites hybrides.



Figure 13: Photovoltaïques flottants (Source : energysage¹⁵)



Figure 14: PV sur toit (Source (MDDE, 2011) ; Trina Solar¹⁶)

¹⁵ <https://news.energysage.com/floating-solar-what-you-need-to-know/>

¹⁶ <https://www.trinasolar.com/us>



Figure 15: PV au sol (Source MEDDE, 2011 ; Trinasolar)



Figure 16 : Agro ou agri photovoltaïque (Source : ISE¹⁷; Weselek et al., 2019)

2.1. Cadre réglementaire et sociétal

2.1.1. Réglementation

Dans l'Union européenne, les installations photovoltaïques s'inscrivent dans le cadre réglementaire des énergies renouvelables de la directive 2009/28/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 avril 2009 relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables (CE, 2009). En outre, la directive 2012/19/UE relative aux déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) fixe les règles et obligations légales fondamentales pour la collecte et le recyclage des panneaux photovoltaïques dans l'Union européenne, notamment en fixant des objectifs minimaux de collecte et de valorisation pour la préservation, la protection et l'amélioration de la qualité de l'environnement y compris la biodiversité (CE, 2012).

Tableau 5 : Récapitulatif des exigences réglementaires en France en fonction de certaines caractéristiques des installations photovoltaïques (DREAL, 2011)

Puissance	Procédures
P > 250kWc (Kilo watt-crête)	<ul style="list-style-type: none"> – Permis de construire – Étude d'impact – Évaluation des incidences Natura 2000 – Enquête publique – Au titre du Code de l'Énergie, réputée autorisée si P < 50 MWc sinon autorisation d'exploiter instruite par le ministère si P > 50 MWc.

¹⁷ <https://www.ise.fraunhofer.de/en/press-media/press-releases/2019/agrophotovoltaics-high-harvesting-yield-in-hot-summer-of-2018.html>

3kWc ≤ P et P ≤ 250 kWc quelle que soit la hauteur	<ul style="list-style-type: none"> – Déclaration préalable – Réputée autorisée d'exploiter – Évaluation des incidences Natura 2000 si figure sur une liste locale
P < 3kWc et hauteur peut dépasser 1,80 m	<ul style="list-style-type: none"> – Déclaration préalable – Réputée autorisée d'exploiter – Évaluation des incidences Natura 2000 si figure sur une liste locale
P < 3 kWc et hauteur inférieure à 1,80 m	<p>Dispensée de formalité au titre du code de l'urbanisme sauf si implantée dans un secteur sauvegardé dont le périmètre est délimité ou dans un site classé</p> <ul style="list-style-type: none"> – Réputée autorisée d'exploiter – Évaluation des incidences Natura 2000 si figure sur une liste locale

2.1.2. Acceptabilité

Le débat sur l'acceptation sociale se poursuit, principalement parce qu'il existe plusieurs innovations énergétiques qui prennent constamment en considération de nouveaux aspects (par exemple l'échelle des installations, étant donné que les centrales d'énergie renouvelable ont tendance à être plus petites que les centrales électriques conventionnelles) (Botelho et al., 2016). Cependant, peu d'études examinent les attitudes du public envers le développement de l'énergie solaire à grande échelle (USSE), bien que les travaux de (Carlisle et al., 2014; 2015) certainement apporté une contribution dans ce domaine.

Contrairement aux autres énergies renouvelables, les installations solaires bénéficient d'un soutien par le public tant en Europe qu'aux États-Unis (Carlisle et al., 2015, 2016; Ioannidis & Koutsoyiannis, 2020; Karlstrøm & Ryghaug, 2014; Ribeiro et al., 2014). Les centrales solaires sont considérées par le public comme la technologie la plus souhaitable en termes d'aspects économiques et environnementaux (Ribeiro et al., 2014) En effet, les panneaux solaires sont statiques, ne génèrent pas de bruit et le seul phénomène visuel spécifique qui leur est associé est la génération d'éblouissement par réflexion de la lumière, qui n'a cependant pas fait l'objet d'autant de critiques, dans la littérature, que les autres phénomènes évoqués (Ioannidis & Koutsoyiannis, 2020).

Cependant, malgré le large soutien dont bénéficient l'énergie solaire, les projets spécifiques se heurtent souvent à une opposition locale (Carlisle et al., 2016). Par exemple, dans la vallée de San Luis, au Colorado, les résidents locaux se sont rangés du côté des groupes environnementaux pour s'opposer à une installation d'énergie solaire en raison de l'impact que le projet aurait sur l'écosystème local, notamment en ce qui concerne l'emplacement des lignes de transmission, et malgré la reconnaissance des autres avantages de l'énergie solaire pour l'environnement (Carlisle et al., 2015).

Une meilleure compréhension de la façon dont les locaux perçoivent la technologie et les résultats perçus d'une telle installation aidera les développeurs à travailler de concert avec la communauté et à négocier un projet réussi (Carlisle et al., 2015).

2.2. Analyse cycle de vie

Dans cette section, les résultats détaillés de l'ACV des systèmes PV étudiés dans la littérature sont présentés afin de déterminer les technologies et les étapes du cycle de vie qui contribuent

le plus aux différentes catégories d'impacts. L'ACV d'un système photovoltaïque (cf figure 17) commence par l'extraction des matières premières et suit le produit jusqu'à la fin de sa vie et l'élimination des composants photovoltaïques (Milousi et al., 2019). La première étape du processus implique l'extraction des matières premières, par exemple le sable de quartz pour les PV à base de silicium, suivie d'autres étapes de traitement et de purification, afin d'obtenir les degrés de pureté élevés requis, ce qui entraîne généralement une grande consommation d'énergie et des émissions connexes (Milousi et al., 2019).

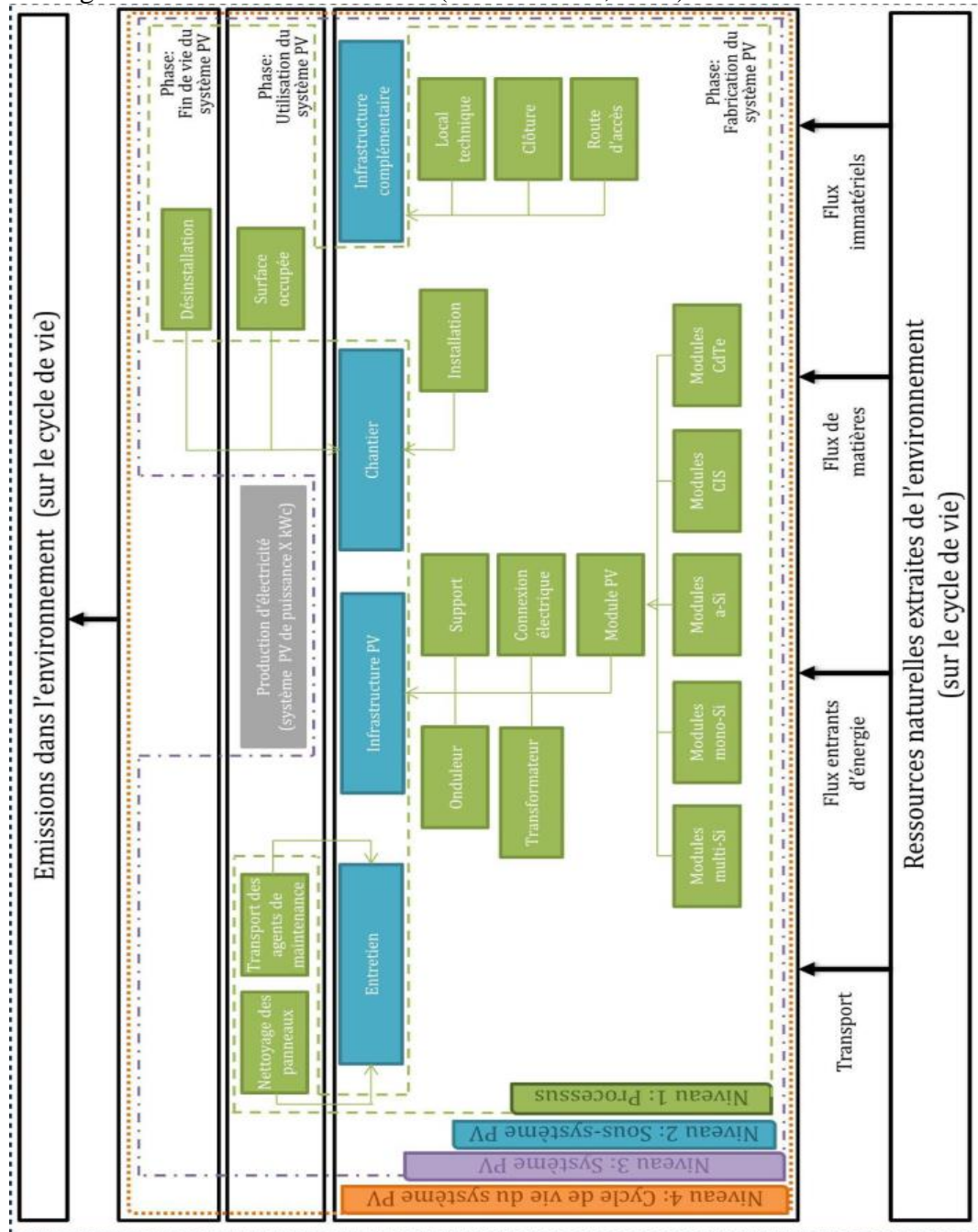


Figure 17 : Schéma de l'analyse du cycle de vie d'un système PV (Payet et al. 2014)

2.2.1. Système monté au sol et sur toit

La littérature scientifique contient de nombreuses études estimant les émissions de gaz à effet de serre sur le cycle de vie des systèmes photovoltaïques solaires résidentiels et utilitaires

(Asdrubali et al., 2015; Hsu et al., 2012). Toutefois, malgré le volume important d'études publiées, la variabilité des résultats empêche de tirer des conclusions générales et cohérentes sur les impacts du cycle de vie des différentes technologies (Asdrubali et al., 2015; Hsu et al., 2012).

2.2.1.1. Phase de construction

Les résultats des études analysées montrent que l'étape de la production des panneaux et autres accessoires (par exemple onduleur ; transformateur, câbles) contribue à la partie la plus importante des impacts environnementaux dans le cycle de vie de toutes les technologies photovoltaïques étudiées (Gibon et al., 2017; Hertwich, et al., 2015; Milousi et al., 2019; Peng et al., 2013). Une étude menée par (Sumper et al., 2011) sur l'analyse du cycle de vie d'un système photovoltaïque (PV) sur un toit avec des modules en silicium polycristallin a indiqué que la production des modules photovoltaïques a contribué à hauteur de 65 % des émissions de monoxyde de carbone, l'autre contribution importante se produisant pendant la phase de transport.

Pour les systèmes PV à haute concentration (HCPV), les impacts environnementaux les plus élevés sont principalement attribués à la fabrication des systèmes de suivi (câbles, onduleurs, systèmes de montage), qui représente entre 68,1 et 71,8 % des impacts totaux des systèmes (Peng et al., 2013). L'utilisation d'électricité et de combustible fossile pendant la production de matériaux et de modules photovoltaïques est la principale source d'émissions de GES (Fthenakis & Kim, 2011; Milousi et al., 2019). Des gaz toxiques et des métaux lourds peuvent également être émis directement lors de la transformation des matériaux et de la fabrication des systèmes photovoltaïques, et indirectement lors de la production de l'énergie utilisée à ces deux étapes (Fthenakis & Kim, 2011) et à certaines étapes telles que l'assemblage des modules PV, le transport des matériaux, l'installation et l'élimination ou le recyclage des systèmes (Peng et al., 2013). Les étapes de l'installation et du transport peuvent contribuer à hauteur de 26 % des émissions de NOx, les autres émissions de NOx se produisant lors de la production des modules photovoltaïques (Sumper et al., 2011). Les processus qui se déroulent pendant la phase de production des panneaux peuvent affecter considérablement la qualité de l'air, car des substances dangereuses sont émises dans l'atmosphère et la biosphère (Milousi et al., 2019). En plus, la pollution provenant de l'exploitation minière, du traitement des matériaux et de la fabrication d'équipements contribue à l'eutrophisation, à l'acidification et aux effets toxiques (Hertwich, et al., 2015).

2.2.1.2.Phase d'exploitation et de démantèlement

D'une manière générale, une installation photovoltaïque ne génère pas de gaz effet de serre durant son fonctionnement (Milousi et al., 2019; Peng et al., 2013).

La phase de démantèlement contribue considérablement à différentes catégories d'impacts environnementaux notamment le réchauffement climatique, l'occupation du (Desideri et al., 2013). En revanche l'occupation des sols pendant l'exploitation de la centrale produit un impact environnemental très faible (Desideri et al., 2013). Cependant, les matériaux métalliques utilisés pour fabriquer le système peuvent être recyclés, ce qui diminue l'impact du démantèlement des systèmes PV(Hertwich, et al., 2015).

2.2.2. PV flottant

2.2.2.1.Phase de construction

Une étude sur l'évaluation des performances environnementales d'un système PVF par la méthode ACV a révélé que la majorité des émissions de gaz à effet de serre (67 %) provenait

de la production de panneaux photovoltaïque, en particulier de la purification du silicium (60 %) au cours des premières étapes (Cromratie Clemons et al., 2021) qui consomme beaucoup d'énergie contribuant ainsi au réchauffement climatique. Les autres catégories d'impacts tels que la toxicité dans les écosystèmes terrestres et marins, la consommation d'eau pour l'extrusion de l'aluminium sont également à attribuer presque exclusivement à la fabrication du système de montage (structures soutenant les panneaux) et de flotteurs (Cromratie Clemons et al., 2021). Une grande partie des émissions de CO₂ provient également de la construction du système de montage, car il faut une quantité importante de chaleur pendant la phase de laminage à chaud pour traiter et fabriquer l'acier (Cromratie Clemons et al., 2021).

2.2.2.2. Phase d'exploitation et de démantèlement

La phase de fin de vie est responsable d'une grande partie de l'écotoxicité dans les écosystèmes d'eau douce et des catégories intermédiaires d'utilisation et de transformation des sols (Cromratie Clemons et al., 2021).

2.3. Impacts sur la biodiversité

2.3.1. PV au sol

2.3.1.1. Pendant la phase de construction

2.3.1.1.1. Changement d'affectation des sols et perte/ modification des habitats

Les projets solaires et surtout l'USSE, nécessitent généralement une grande surface de terrain pour la construction (Bukhary et al., 2018; De Marco et al., 2014; Hernandez et al., 2015). L'impact de l'utilisation des terres sur les écosystèmes naturels dépend de facteurs spécifiques tels que la topographie du paysage, la taille de la centrale solaire, le type de terrain, la distance par rapport aux écosystèmes sensibles, et la biodiversité (Hernandez et al., 2015; Turney & Fthenakis, 2011). Les changements d'utilisation et de couverture des terres peuvent exacerber la fragmentation de l'habitat (Cameron et al., 2012; Turney & Fthenakis, 2011), ce qui entraîne des conséquences écologiques directes et indirectes (services écosystémiques locaux proximaux c'est-à-dire la pollinisation, la régulation des perturbations) (Hernandez et al., 2015; De Marco et al., 2014). Ces conséquences peuvent inclure un isolement accru et des invasions d'espèces non indigènes, la modification de la qualité de l'habitat et les voies de migration (Turney & Fthenakis, 2011) et compromettre le potentiel de déplacement des espèces (Cameron et al., 2012; Guerin, 2017). Ces changements d'utilisation des terres ont également contribué au déclin des pollinisateurs et de leurs habitats (Walston et al., 2018). En outre, la perte et la fragmentation de l'habitat peut provoquer un allongement des temps de transit quotidien et donc une perte d'énergie (DREAL, 2010). En plus, la présence de clôture de sécurité (autour du site) peut, dans une certaine mesure, constituer une barrière pour certaines espèces dont la manœuvrabilité n'est pas optimale dans un milieu encombré (Guerin, 2017; DREAL, 2010). De plus, le développement des réseaux routiers desservant les installations présente également des risques pour diverses espèces en cas de collision avec des véhicules (par exemple les chauves-souris pendant la nuit) (DREAL, 2010) et, en particulier pour les oiseaux, un risque accru d'électrocution par les lignes de transmission adjacentes (Thomas et al., 2018; Marques et al., 2014). Les routes peuvent également réduire la qualité de l'habitat en servant de voie d'accès aux plantes envahissantes qui peuvent faire disparaître de façon compétitive les espèces indigènes et en perturbant les corridors de la faune, ce qui entraîne une réduction du flux génétique (Thomas et al., 2018). Par ailleurs, les installations d'énergie solaire PV nécessitent une préparation importante du site (par exemple, le défrichage de la végétation, l'enlèvement des couches supérieures du sol) qui peuvent affecter la végétation indigène, les stratégies de chasse et la disponibilité de la nourriture (Bukhary et al., 2018; Cameron et al., 2012; Turney

& Fthenakis, 2011) et modifier les schémas de drainage. La déforestation lors de l'installation des centrales PV dans des zones naturelles (milieu boisé, prairies, etc.) peut diminuer fortement la disponibilité des gîtes et par conséquent entraîner un déplacement des espèces de chiroptères forestiers (DREAL, 2010). Des études ont indiqué que la richesse et la densité des espèces d'oiseaux étaient plus faibles dans l'installation photovoltaïque que dans la zone environnante (DeVault et al., 2014; Visser et al., 2019) résultant du défrichement de la zone d'implantation des panneaux solaires. Ces changements d'utilisation des terres ont également contribué au déclin des pollinisateurs et de leurs habitats (Walston et al., 2018)

Compte tenu de la contribution importante de la végétation à la réduction du CO₂ atmosphérique, tant à l'échelle mondiale que locale, la conversion et le changement d'affectation des sols et de la couverture végétale dus à l'installation d'USSE peuvent affecter à l'échelle locale la capacité naturelle du sol et de la végétation à séquestrer le CO₂, et, par conséquent, une contribution moindre de la végétation à la régulation climatique (Hernandez et al., 2015; De Marco et al., 2014).

2.3.1.1.2. Pollutions

2.3.1.1.3. Bruit et Émission de poussière

Les activités de construction et le trafic peuvent générer du bruit et des vibrations qui peuvent affecter la faune. Les travaux de terrassement occasionnent des émissions de poussières diffuses notamment par temps sec (MEDDAAT, 2009). La poussière qui va se déposer sur le feuillage et sur les insectes, pourrait affecter la disponibilité en ressources alimentaires pour les chauves-souris (DREAL, 2010). Les dommages physiologiques et physiques infligés aux espèces végétales par les émissions de poussières pourraient à terme réduire la production primaire des plantes. Cependant, ces nuisances sont limitées dans le temps et l'espace et peuvent être prévenues par des mesures courantes, comme l'arrosage des voies d'accès et du site (MEDDAAT, 2009).

2.3.1.1.4. Eau

L'eau est nécessaire à différentes phases du cycle de vie des centrales PV, de la construction au déclassement (Bukhary et al., 2018; Sinha et al., 2012). Pendant la phase de construction, l'eau est principalement utilisée pour la suppression des poussières lors du nivellement du site (Sinha et al., 2012) et peut entraîner l'érosion et une augmentation du ruissellement de surface (Turney & Fthenakis, 2011). Les activités de construction peuvent également détériorer temporairement la qualité des eaux souterraines et de surface, entraînant une augmentation de la turbidité ainsi que la charge sédimentaire et l'eutrophisation des cours d'eau à proximité avec des répercussions sur l'environnement aquatique (Turney & Fthenakis, 2011).

2.3.1.2. Pendant la phase d'exploitation

2.3.1.2.1. Risque de collision et mortalité

Parmi les recherches effectuées à ce jour sur les effets des installations USSE sur la biodiversité, la plupart ont porté sur les oiseaux, principalement sur les collisions des oiseaux avec l'infrastructure solaire (par exemple (Jeal et al., 2019; Visser et al., 2019; Walston et al., 2016). Des études récentes ont révélé que les centrales PV peuvent augmenter le risque de mortalité de la faune sauvage (en particulier des oiseaux) (Visser et al., 2019; Walston et al., 2016), principalement due aux collisions (mortalité résultant du contact direct de l'oiseau avec une ou

plusieurs structures du projet solaire) et au flux solaire (mortalité résultant des effets de brûlure ou de frottement de l'exposition à la lumière solaire concentrée), la mortalité liée aux collisions étant la plus courante (Walston et al., 2016). La mortalité peut avoir plusieurs conséquences : (a) la mortalité directe ; (b) le brûlage des plumes de vol qui entraîne la perte de la capacité de vol ; ou (c) l'altération de la capacité de vol pour réduire la capacité à se nourrir ou à éviter les prédateurs, entraînant la famine ou la prédation de l'individu (Walston et al., 2016). Les espèces résidentes et les passereaux représentent la majeure partie de la mortalité aviaire (Walston et al., 2016), probablement parce qu'ils sont les oiseaux les plus abondants (Visser et al., 2019). En outre, les insectes peuvent également être attirés par les installations photovoltaïques, ce qui peut augmenter la probabilité de collision des oiseaux avec l'infrastructure PV (Horváth et al., 2010). L'hypothèse de l'"effet de lac" suggère que les espèces dépendantes de l'eau (huards, grèbes, râles, foulques, oiseaux de rivage, oiseaux aquatiques et sauvagine) confondent de grandes étendues de panneaux solaires avec des plans d'eau, entrant en collision avec l'infrastructure lorsqu'ils tentent d'atterrir (Walston et al., 2015; Visser et al., 2019). Cela pourrait soit entraîner une mortalité directe, soit laisser des individus blessés ou échoués, les rendant ainsi vulnérables aux prédateurs (Walston et al., 2015; Visser et al., 2019).

2.3.1.2.2. Pollution lumineuse et piège écologique

La conception des panneaux et des capteurs solaires et leur emplacement par rapport aux habitats aquatiques affecteront probablement les populations d'invertébrés aquatiques (par exemple des éphéméroptères (*Ephemeroptera*), taons (*Tabanidae*), moucheron non piqueurs (*Chironomidae*)...) qui utilisent la lumière polarisée comme indice de comportement (Száz et al., 2016; Jeal et al., 2019; Horváth et al., 2010). En effet, les insectes qui pondent des œufs dans l'eau sont particulièrement attirés par les panneaux solaires car ces insectes utilisent la polarisation horizontale de la lumière des masses d'eau pour trouver des sites de ponte (Horváth et al., 2010). Ainsi, ces sources de lumière polarisée peuvent devenir des pièges écologiques associés à l'échec de la reproduction et à la mortalité des organismes qui y sont attirés et, par extension, à un déclin ou un effondrement rapide de la population (Jeal et al., 2019; Horváth et al., 2010). (Horváth et al., 2010), ont indiqué dans leur étude que les mouches de mai (*Ephemeroptera*), les mouches des pierres (*Trichoptera*), les diptères dolichopodides et les mouches tabanides (*Tabanidae*) étaient les plus attirées par les panneaux solaires et ont montré un comportement de ponte au-dessus des panneaux solaires plus souvent que sur les surfaces avec des degrés de polarisation plus faibles (y compris l'eau), mais en général elles évitaient les cellules solaires avec des bords blancs non polarisants et des grilles blanches.

2.3.1.2.3. Impact sur l'eau et Pollution chimique

En phase d'exploitation, les installations photovoltaïques doivent généralement appliquer une grande quantité de dépoussiérants, de produits chimiques et d'eau pour nettoyer les panneaux et empêcher la production de poussière dans la région (Bukhary et al., 2018; Pimentel Da Silva & Branco, 2018). Ce qui peut entraîner une contamination des eaux souterraines et de surface (Bukhary et al., 2018; Pimentel Da Silva & Branco, 2018). Ces produits chimiques sont extrêmement toxiques pour l'environnement et pourraient causer de nombreux impacts négatifs sur la faune et la flore à long terme (Pimentel Da Silva & Branco, 2018). Les surpresseurs utilisés pour nettoyer les panneaux constitués de sels, de lignine, d'additifs à base d'argile, de saumures, de polymères synthétiques et de sulfonate peuvent contaminer les eaux de surfaces et entraîner à court terme la mortalité de poissons et d'autres animaux (amphibiens, invertébrés aquatiques...) ou la détérioration de la qualité de l'eau en raison de la croissance d'algues, la

réduction d'oxygène dissous et l'augmentation de la stratification de la colonne d'eau (Pimentel Da Silva & Branco, 2018).

2.3.1.2.4. Changement du microclimat local

Les panneaux photovoltaïques projettent des ombres et modifient le microclimat local, l'albédo et les températures du sol (Barron-Gafford et al., 2016; Pimentel Da Silva & Branco, 2018; Turney & Fthenakis, 2011; Yang et al., 2017). Les structures associées aux installations solaires PV créent des ombres pluviales et solaires, ainsi que des zones avec un ruissellement d'eau (relativement) plus important (Cook & McCuen, 2013; Jeal et al., 2019). Ces modifications des conditions environnementales peuvent également influencer les assemblages d'invertébrés, par la création de parcelles à faible et forte productivité (Jeal et al., 2019). Cependant, les effets de ce microclimat sur les productions d'insectes, le comportement de l'entomofaune et donc l'attraction de certaines espèces de chiroptères sont peu étudiés (DREAL, 2010). Les changements microclimatiques initiés par les auvents (structures jouant un rôle de toit) du PV peuvent créer de nouveaux micro habitats grâce à l'ombrage supplémentaire et la repousse de la végétation indigène, ainsi qu'à la fourniture de sites de perchage et de nidification supplémentaires (Visser et al., 2019). Toutefois, ces panneaux peuvent provoquer un effet "d'îlot de chaleur" qui réchauffe les zones environnantes, ce qui pourrait influencer l'habitat de la faune sauvage, le fonctionnement des écosystèmes dans les zones mais cette préoccupation reste néanmoins sous étudiée (Barron-Gafford et al., 2016).

2.3.2. Autres systèmes PV

2.3.2.1. PV sur toit

Contrairement à l'USSE qui nécessite d'importantes étendues de terrain (Hernandez et al., 2015), le développement de l'énergie solaire photovoltaïque sur les toits et les façades des bâtiments peut réduire certains des effets néfastes des changements d'utilisation et de couverture des terres tels que la perte/modification d'habitat (Hernandez et al., 2014). En effet, les panneaux solaires peuvent être montés sur des structures existantes (principalement en milieu urbain), de sorte qu'ils ne convertissent pas ou ne fragmentent pas les habitats (FRB, 2017). Il est intéressant de noter que si ces installations solaires photovoltaïques sont combinées avec des toits végétalisés, elles peuvent potentiellement fournir un habitat à un large éventail d'espèces de plantes et d'invertébrés et assurer un certain nombre de services écosystémiques dans les zones urbaines (Nash et al., 2016). Une présence régulière de redstart noir et de linotte a été constatée sur le toit biosolaire pouvant constituer une ressource alimentaire précieuse pour les espèces d'oiseaux prioritaires pour la conservation ainsi que pour les oiseaux communs. Toutefois, une couverture photovoltaïque complète pourrait être préjudiciable à certains groupes d'invertébrés comme les hyménoptères (Nash et al., 2016).

2.3.2.2. Agri ou agro voltaïque ou AgriPV

La co-localisation de centrales solaires avec des exploitations agricoles ou le soutien à la croissance de la végétation non invasive sous des développements solaires à grande échelle peuvent fournir une opportunité d'atténuer les impacts environnementaux (par exemple, la perte de biodiversité, l'utilisation et les changements de couverture des terres et de l'eau, l'érosion) (Hernandez et al., 2015; Malu et al., 2017; Ravi et al., 2016; Weselek et al., 2019) et de restaurer les services écosystémiques tels que la pollinisation (Walston et al., 2018). De nombreux auteurs ont étudiés l'AgriPV dans plusieurs systèmes (Dinesh & Pearce, 2016; Malu et al., 2017), notamment le solaire photovoltaïque associé à l'Aloe vera dans les régions sèches et

semi-arides (Ravi et al., 2016), à la laitue (Marrou et al., 2013) et aux tomates cerises (Cossu et al., 2014). Cependant, l'identification de plantes spécifiques, physiologiquement et économiquement viables pour la co-localisation peut être une contrainte majeure pour l'établissement de systèmes de co-localisation (Ravi et al., 2016). La littérature sur les impacts sur la biodiversité est rare.

2.3.2.3. PV flottant

Le solaire flottant, également appelé photovoltaïque flottant (PVF), est apparu comme une alternative pour atténuer certains des impacts négatifs liés à la déforestation et à l'utilisation des terres, à la perte d'habitat, de faune et de flore, et à d'autres exigences en matière de couverture des terres (Pimentel Da Silva & Branco, 2018). Ces structures solaires flottant peuvent être installées sur des lacs, de grands plans d'eau artificiels, tels que des réservoirs de barrages hydroélectriques (Lopez et al., 2020), dans des lacs miniers abandonnés (Pimentel Da Silva & Branco, 2018), des bassins d'eau usées. La technologie solaire flottante présente de nombreux avantages pour l'environnement (Cromratie Clemons et al., 2021). Parmi les avantages des systèmes PVF, on peut citer la disponibilité d'eau en abondance pour le nettoyage des panneaux, la réduction de la croissance des algues grâce à l'effet d'ombrage des panneaux (Cromratie Clemons et al., 2021; Lopez et al., 2020; World Bank, 2018) (permettant de réduire le risque d'eutrophisation, la suppression de la nécessité d'une préparation majeure du site, tels que le nivellement ou la pose de fondations, qui doit être fait pour les installations terrestres (World Bank, 2018). De plus, les panneaux solaires peuvent couvrir une partie importante de la surface de l'eau, ce qui permet d'abaisser la température de l'eau et la quantité d'eau exposée à la lumière directe du soleil (Cromratie Clemons et al., 2021). Par ailleurs, le PVF peut réduire l'évaporation excessive de l'eau (Cromratie Clemons et al., 2021; Dinesh & Pearce, 2016; Dupraz et al., 2011) d'environ 33 % dans les zones naturelles d'eau stagnante et d'environ 50 % dans les zones artificielles tout en permettant une meilleure efficacité énergétique et en favorisant un environnement sûr pour la faune (Cromratie Clemons et al., 2021). L'ampleur exacte de ces avantages en termes de performance doit encore être confirmée par des installations plus grandes, dans de multiples régions géographiques et au fil du temps (World Bank, 2018).

2.3.2.3.1. Pendant la phase de construction

Contrairement aux installations PV conventionnelles, les PVF ne nécessitent pas d'espaces terrestres et permettent d'éviter les effets néfastes sur la faune des forêts qui pourraient être associés au photovoltaïque terrestre (Cromratie Clemons et al., 2021). Toutefois, ces installations nécessitent la construction de nouvelles routes ou l'extension de celles qui existent déjà, ce qui peut provoquer une modification ou perte d'habitat des espèces (Pimentel Da Silva & Branco, 2018). Bien que la construction des systèmes photovoltaïques flottant ne nécessite pas un défrichage de la végétation, il peut y avoir des impacts négatifs sur le fond du lac en raison de l'ancrage, de la structure de câblage et du creusement de tranchées sur le sol utilisé pour relier la structure flottante à la sous-station (Pimentel Da Silva & Branco, 2018). En outre, le transport des structures peut entraîner une perturbation de la faune et de la flore en raison du bruit émanant des engins utilisés pour l'encrage pouvant perturber les espèces aquatiques. A ces effets s'ajoutent la modification de la qualité de l'eau et l'augmentation de la turbidité de l'eau causée par le renouvellement des sédiments au fond du lac pendant (Pimentel Da Silva & Branco, 2018). Ceci peut avoir un impact préjudiciable temporaire sur les communautés benthiques et autres communautés aquatiques vivant au fond du lac en raison de l'ancrage et de

l'amarrage par augmentation des solides en suspension ou par contact direct avec la structure (Pimentel Da Silva & Branco, 2018).

2.3.2.3.2. Pendant la phase d'exploitation et de démantèlement

Les structures PVF peuvent bloquer la lumière du soleil sur la zone couverte par les panneaux solaires (World Bank, 2018), ce qui peut entraîner une réduction de la photosynthèse dans les couches d'eau sous-jacentes, de la production primaire et, par conséquent, entraîner l'hypoxie des zones couvertes par les PVF (Pimentel Da Silva & Branco, 2018). Ce qui pourrait entraîner l'asphyxie et la mort des organismes vivants et par extension nuire à l'ensemble du réseau trophique. En outre, les câbles utilisés pour le transport de l'électricité générée par les PVF peuvent créer des CEM affectant ainsi les espèces très sensibles aux CEM (Pimentel Da Silva & Branco, 2018) tels que certains poissons et éleuthérobranchés (Gill & Bartlett, 2010). Cependant, il existe peu de données sur l'effet des CEM générés par les centrales photovoltaïques flottantes. Comme les installations de PV conventionnelles, les PVF peuvent également attirer les insectes qui utilisent les plans d'eau pour la ponte du fait de la lumière polarisée des PV qui attirent à leur tour les oiseaux (Pimentel Da Silva & Branco, 2018). Ce qui peut affecter les succès de reproduction et par extension, entraîner un déclin ou un effondrement rapide de la population (Száz et al., 2016; Horváth et al., 2010). En outre, les oiseaux peuvent entrer en collision avec les panneaux solaires (Pimentel Da Silva & Branco, 2018). D'autres implications des installations photovoltaïques flottantes sur l'environnement aquatique peuvent inclure la création d'un habitat pour les espèces aquatiques exotiques (algues et espèces exotiques envahissantes par exemple ; un habitat pour le perchoir des oiseaux) ; la modification de la qualité de l'eau ; une augmentation des GES due à l'augmentation du trafic pendant la phase d'exploitation, d'entretien et de démantèlement (Pimentel Da Silva & Branco, 2018). En outre, le déversement accidentel d'huile et de lubrifiants peuvent affecter la faune et la flore vivante sur le réservoir d'eau (Pimentel Da Silva & Branco, 2018).

Les perturbations générées lors du démantèlement sont similaires à celles qui se sont produites lors du processus d'installation, telles que l'augmentation des solides en suspension, les modifications de la géomorphologie du fond du lac, l'impact temporaire sur la qualité de l'eau et la faune du lac, le bruit et les impacts sur la zone environnante dus à la circulation des machines (Pimentel Da Silva & Branco, 2018).

2.4. Mesures d'atténuation & Monitoring

Plusieurs méthodes sont proposées dans la littérature pour minimiser les impacts des systèmes photovoltaïques sur la biodiversité et les services écosystémiques durant les phases du cycle de vie. Parmi celles-ci on peut citer :

Phase de planification et choix du site

- l'utilité des lignes directrices sur le choix des sites pour éviter ou minimiser les dommages causés aux espèces et aux habitats de la faune sauvage au cours de la phase initiale de planification (Thomas et al., 2018; Walston et al., 2015) ;
- l'identification des terres de faible valeur de conservation (terres dégradées et contaminées par le sel, impropres à l'agriculture) ou artificialisées (par exemple, des parkings, des toits) pour minimiser les impacts sur les terres de plus grande valeur pour la faune pour l'implantation (Cameron et al., 2012; Hernandez et al., 2015; Stoms et al., 2013; Visser et al., 2019) ;

- l'évitement ou réduction de l'implantation d'installations dans les zones où la faune sauvage est potentiellement très active comme les zones qui servent de couloirs de migration aux oiseaux migrateurs, aux chauves-souris ou aux rapaces (Bukhary et al., 2018; Walston et al., 2015, 2016) ;

Phase de construction

- la réalisation des travaux les plus impactant sur le milieu naturel en dehors des périodes sensibles pour ne pas occasionner de dérangement pour la faune (DREAL, 2010) ;
- éviter de couvrir toute la surface du lac, en espaçant les rangées de PV, afin de garantir la pénétration de la lumière du soleil et la production d'oxygène par des organismes photosynthétiques (Pimentel Da Silva & Branco, 2018);
- la prudence dans le placement des panneaux solaires et le choix de leur conception, en particulier lorsque des espèces rares ou menacées peuvent être directement ou indirectement touchées (Horváth et al., 2010) ;

Phase d'exploitation

- la création et maintien d'un habitat pour les pollinisateurs par la plantation de mélanges de semences de plantes indigènes régionales telles que l'asclépiade (*Asclepias spp.*) et d'autres fleurs sauvages, soit dans l'empreinte de l'infrastructure solaire après la construction, par exemple parmi les panneaux solaires, soit dans des zones hors site adjacentes à l'installation solaire, qui attirent et soutiennent les insectes pollinisateurs indigènes en leur fournissant des sources de nourriture, des refuges, ou en améliorant la diversité et la connectivité des habitats pour les espèces rares ou en danger telles que le bleu de Karner (*Plebejus samuelis*), l'hespérie errante de Carson (*Pseudocopaeodes eudus obscurus*) et le papillon monarque (*Danaus plexippus*) et d'autres services écosystémiques (stockage du carbone) (Walston et al., 2018);
- le maintien des fonctionnalités par la conservation d'un corridor d'une largeur de 15 mètres minimum (DREAL, 2010) ;
- la construction de nichoirs peut être utilisée pour minimiser la perte d'habitat en créant un habitat pour les oiseaux touchés (Guerin, 2017) ;
- l'atténuation de l'effet "îlot de chaleur" par une revégétalisation ciblée pourrait avoir des effets synergiques en atténuant la dégradation des écosystèmes associée au développement d'un site PV à l'échelle industrielle et en augmentant les services écosystémiques (Barron-Gafford et al., 2016) ;
- l'utilisation de dispositifs de déviation des vols d'oiseaux pour augmenter la visibilité des lignes électriques érigées dans les installations (Visser et al., 2019) ;
- la réduction de l'attrait des installations photovoltaïques en dégagant la végétation entre les panneaux pour diminuer la disponibilité de nourriture et de sites de nidification (Visser et al., 2019). Cependant, cela pourrait avoir d'autres conséquences écologiques car l'élimination de la végétation exacerbe la perte d'habitat, ce qui est peut-être la menace la plus importante pour la biodiversité des installations d'énergie solaire (Visser et al., 2019; Guerin, 2017) ;

- la fragmentation croissante des surfaces polarisantes par une grille blanche pour réduire leur attrait par les insectes polarotactiques. Il peut être utilisé pour éliminer l'effet de piège associé aux panneaux solaires (Horváth et al., 2010) ;

Gestion, monitoring et fin de vie du site

- des méthodes de surveillance et des approches d'évaluation normalisées amélioreront considérablement la certitude scientifique des conclusions sur les risques et la mortalité des oiseaux, les types d'oiseaux touchés, la contribution de la mortalité de fond aux ensembles de données sur les décès, l'influence de l'attraction des installations sur les oiseaux et d'autres facteurs, tels que la prédation (Walston et al., 2015; 2016) ;
- l'utilisation d'études de contrôle avant-après (BACI) pour évaluer l'impact des développements photovoltaïques à l'échelle de l'entreprise sur les communautés d'oiseaux, depuis la phase de pré-construction jusqu'à la phase opérationnelle (Visser et al., 2019) ;
- le recyclage des composants PV est essentiel pour réduire l'épuisement des ressources naturelles à l'avenir (Marwede & Reller, 2012). En outre, le recyclage des composants PV permet de récupérer des matériaux de valeur tels que le cuivre, l'indium, le gallium, le diséléniure, le cadmium, le tellure et de nombreux matériaux en silicium (McDonald & Pearce, 2010).

2.5. Lacunes de connaissances et pistes de recherches

2.5.1. PV au sol

Il existe d'importantes lacunes dans les connaissances qui rendent plus difficiles l'évaluation et l'atténuation de l'impact des installations photovoltaïques. Malgré le risque potentiel de mortalité aviaire lié au développement de l'énergie solaire, peu d'études quantifiant les impacts des installations photovoltaïques à l'échelle industrielle sur la modification de la couverture terrestre et des zones protégées (Hernandez et al., 2015), les oiseaux (Visser et al., 2019) et peu de données empiriques sur la mortalité aviaire dans ces installations (Walston et al., 2016).

Il est donc urgent afin de combler ces lacunes de :

Compréhension des effets, données et monitoring

- mener des études supplémentaires pour déterminer si les espèces dépendantes de l'eau sont particulièrement vulnérables à la mortalité dans les installations photovoltaïques (Walston et al., 2015) ;
- comprendre l'influence combinée de tous les facteurs de causalité qui contribuent aux décès, tels que les considérations de localisation, le potentiel d'attraction des oiseaux vers les installations de l'USSE (par exemple, l'hypothèse de l'"effet de lac"), sur les populations et pour une diversité d'espèces aviaires (Walston et al., 2015; 2016) ;
- effectuer des études comprenant un échantillonnage saisonnier et/ou humide et sec pour évaluer la variation temporelle et spatiale des décès d'oiseaux (Visser et al., 2019) ;
- réaliser des recherches concentrées sur (a) les incertitudes liées aux risques aviaires ; (b) les impacts au niveau des populations d'oiseaux migrateurs ; (c) la mise au point de techniques d'inventaire et de surveillance plus efficaces ; et (d) l'élaboration de mesures

d'atténuation appropriées et rentables et de meilleures pratiques de gestion pour réduire le risque de mortalité (Walston et al., 2015; 2016; Visser et al., 2019) ;

- utiliser la télédétection couplée à des mesures au sol pour déterminer l'étendue latérale et verticale de l'effet d'îlot de chaleur associée aux centrales électriques (Barron-Gafford et al., 2016) ;

Mesures ERC

- mener des recherches supplémentaires pour identifier les moyens de dissuasion chimiosensoriels (méthodes d'aversion conditionnées au goût ou à l'odeur) qui pourraient être efficaces pour réduire les impacts sur les oiseaux dans les installations solaires (Walston et al., 2015) ;
- effectuer des études supplémentaires visant à identifier les emplacements optimaux des projets qui évitent les principales voies migratoires des oiseaux, les sites de halte et les habitats importants contribueront également à réduire le risque de mortalité régional (Walston et al., 2016) ;
- évaluer les impacts cumulatifs des développements photovoltaïques à l'échelle d'une région (Visser et al., 2019).

2.5.2. PV sur toit et Agrovoltaïque

Concernant ces installations les recherches futures devraient :

- examiner la manière dont la densité de la couverture photovoltaïque affecte la biodiversité des toits végétalisés et la performance des systèmes photovoltaïques (Nash et al., 2016) ;
- réaliser des travaux supplémentaires sur les systèmes agrivoltaïques et sur les rendements de différentes cultures et zones géographiques pour déterminer le potentiel de l'agriculture agrivoltaïque dans le monde entier (Malu et al., 2017) et leur potentiel impact sur la biodiversité ;
- étudier les effets microclimatiques à long terme des PV sur les cultures : redistribution des pluies sous les panneaux, atténuation ou accélération du vent, changements de température des cultures et du sol (Dupraz et al., 2011) ;
- réaliser des études approfondies sur les "zones" d'habitat associées aux panneaux photovoltaïques, peut-être en s'appuyant sur une surveillance microclimatique plus détaillée. Cela permettrait une désignation plus éclairée des zones et donc une caractérisation plus informative et l'analyse de l'interaction entre les panneaux photovoltaïques et la végétation environnante photovoltaïques (Nash et al., 2016) ;
- déterminer si la mosaïque des habitats pourrait être améliorée par la plantation ciblée d'espèces connues pour favoriser les niches d'habitat créées par les panneaux photovoltaïques photovoltaïques (Nash et al., 2016).

2.5.3. PV flottant

Peu de recherches ont été menées sur les impacts du PVF sur la flore et la faune des écosystèmes aquatiques (Pimentel Da Silva & Branco, 2018). Des recherches plus approfondies doivent être

menées pour évaluer l'ampleur de ces impacts et leur importance à long terme en fonction des caractéristiques locales et de la taille du projet (Pimentel Da Silva et Branco, 2018). L'impact sur l'évaporation de l'eau doit être mieux évalué sur les lacs naturels car il pourrait modifier le microclimat local et provoquer des perturbations sur la faune et la flore locales (Pimentel Da Silva & Branco, 2018). Des études locales et rigoureuses à long terme sont également nécessaires pour comprendre les interactions possibles entre les installations FPV et l'environnement aquatique en utilisant les données d'exploitation des réservoirs à long terme, y compris les variations du niveau de l'eau, les précipitations, les entrées et les sorties (World Bank, 2018). La recherche de moyens pour réduire la consommation d'eau et les émissions de gaz à effet de serre devrait être prioritaires pour réduire les impacts environnementaux (Cromratie Clemons et al., 2021).

Des questions importantes restent actuellement sans réponse : quels sont les impacts cumulés de ces installations sur la faune et la flore ? Serait-il préférable pour la faune que le développement soit concentré ou dispersé dans des installations plus petites ?

3. Biogaz

La production de biogaz, ou digestion anaérobie (DA), est une méthode de gestion des déchets et de production d'énergie renouvelable en pleine expansion, qui présente également un intérêt pour le recyclage des nutriments (Bartolini et al., 2017; Huttunen et al., 2014; Maurer et al., 2019). Les ressources de biomasse qui peuvent être utilisées pour l'énergie sont diverses. Différents types de biomasse peuvent être utilisés pour la production de biogaz, comme les boues d'épuration, les résidus agricoles (par exemple, le fumier), les déchets biogènes et les cultures énergétiques dédiés à la production d'énergie (Bartolini et al., 2017; Kiesel et al., 2017; Maurer et al., 2019). Les cultures énergétiques, dont 69 % sont des ensilages de maïs (*Zea mays L.*), représentaient plus de la moitié des substrats en 2016 (Lask et al., 2020). Le biogaz peut être utilisé directement dans des unités de production combinée de chaleur et d'électricité (PCCE) ou peut être transformé en biométhane et transporté vers de grandes centrales électriques à gaz via le réseau gazier (Kiesel et al., 2017).



Figure 18 : Schéma d'une unité de méthanisation¹⁸

3.1. Cadre réglementaire et sociétal

3.1.1. Réglementation

En général dans certains pays européens, les installations de production de biogaz s'inscrivent dans le système réglementaire des énergies renouvelables selon la directive 2009/28/CE. Les exigences réglementaires pour l'implantation des infrastructures de production de biogaz dans certains pays sont résumées dans le tableau 6 (ADEME, 2015; BIOGAS3, 2014; Kirchmeyr et al., 2010).

¹⁸ https://fr.wikipedia.org/wiki/Biogaz#/media/Fichier:Biogas_System.jpg

Pays	Exigences réglementaires
France	Installations >100Kw : réglementation ICPE 2019-B ou C Autorisation pour les installations <12MW Agrément sanitaire nécessaire dans le cas de sous-produits animaux
Allemagne	Autorisation nécessaire Procédure dépend de la taille et de l'emplacement du projet de biogaz ainsi que de la matière première. EIE nécessaire dans le cadre la procédure formelle
Danemark	Permis de construire Agrément sécurité incendie EIE et plan d'occupation du sol Autorisation environnementale pour les usines de capacités >30t/j
Pays Bas	Permis de construire Permis d'urbanisme EIE pour les installations >100t/j
Italie	Installation < 200 Kwh: Avis de début de travaux Installation > 200 Kwh: Autorisation unique Pas de législation spécifique pour la biomasse agricole et agroindustrielle destinée à la digestion anaérobie mais diverses normes doivent être appliquées selon la source des matières et la destination du digestat

Tableau 6 : Exigences réglementaires selon les pays

3.1.2. Acceptabilité sociale

Des recherches menées en Angleterre et au Pays de Galles ont montré que, l'opposition publique est l'un des principaux obstacles à la mise en œuvre des projets de production d'énergie à biomasse (Sinclair & Löfstedt, 2001; Upreti, 2004; Upreti & van der Horst, 2004). De nombreuses préoccupations ont été soulevées par les ONG, les dirigeants politiques locaux, et le grand public concernant l'emplacement de l'installation, les risques environnementaux, sociaux et écologiques potentiels, les lacunes en matière de communication ou le manque de compréhension, le peu d'avantages économiques accordé à la communauté locale, le sentiment d'injustice et la méfiance du public envers les promoteurs et décideurs politiques (Sinclair & Löfstedt, 2001; Upreti, 2004; Upreti & van der Horst, 2004). Ces préoccupations ont été à l'origine d'un conflit intense dans le North Wiltshire en Angleterre, entre les promoteurs et la population dans le cadre de l'installation d'une usine de gazéification de 5,5 MW (Upreti, 2004; Upreti & van der Horst, 2004). Les principales raisons de cette opposition concernent les effets négatifs potentiels pour la population locale et l'environnement local, l'emplacement inapproprié choisi, l'absence de compensation. Le syndrome du NIMBY est généralement évoqué dans ces situations et le fait de considérer l'attitude de la population locale à l'égard des centrales relevant du NIMBY ne provoquerait que l'hostilité du public et générerait une opposition et un conflit encore plus intenses (Upreti, 2004; Upreti & van der Horst, 2004). En revanche, une étude réalisée en Suisse a montré que l'acceptation locale des centrales à biogaz existantes est relativement élevée en raison du rapport coûts/avantages perçu, ainsi que la confiance envers les exploitants des centrales (Soland et al., 2013). Le cadre politique peut

également jouer un rôle crucial dans l'acceptation sociale comme c'est le cas en Autriche (Upreti, 2004).

Il est donc évident que, la compensation économique, la pleine participation du grand public au processus décisionnel par exemple lors de la décision sur le site d'implantation, la communication proactive des risques, et l'engagement de la société d'exploitation au niveau local favoriseraient l'acceptation locale des infrastructures de production de biogaz (Sinclair & Löfstedt, 2001; Soland et al., 2013; Upreti, 2004; Upreti & van der Horst, 2004; Zoellner et al., 2008). De plus, la mise place d'un réseau de « tampons bioénergétiques » (Ferrarini et al., 2017) et l'utilisation d'espèces indigènes comme substrat pour les installations de biogaz peut également augmenter l'attrait esthétique, la diversité structurelle et la valeur écologique du paysage agricole (Huth et al., 2019).

3.2. Analyse cycle de vie

Un certain nombre d'études sur l'évaluation des impacts environnementaux des systèmes de production de biogaz par la méthode de l'ACV ont été réalisées au cours de ces dernières décennies (Börjesson & Berglund, 2006; Boulamanti et al., 2013; Lask et al., 2020; Poeschl et al., 2012a, 2012b; Rehl & Müller, 2011). L'ACV couvre les émissions au cours du cycle de vie des installations de production de biogaz de l'acquisition des matières premières à l'élimination finale (Huttunen et al., 2014). Les phases clés qui influencent les impacts sur les écosystèmes et la biodiversité de la production de biogaz sont la fourniture de la matière première (simple ou co-digérée), le processus de production du biogaz, l'utilisation finale du biogaz et l'utilisation finale du digestat. Pour chaque étape du cycle de vie, les processus et les composés chimiques contribuant le plus aux différentes catégories d'impacts sont identifiés et soulignés.

3.2.1. Émissions liées à la matière première

Il a été démontré que l'impact environnemental de l'introduction du biogaz peut varier considérablement en fonction des matières premières digérées (déchets, cultures énergétiques, fumier), du service énergétique fourni et des systèmes de référence remplacés (Börjesson & Berglund, 2006, 2007). En effet, de nombreuses études ACV ont montré que la culture de matières premières à prédominance énergétique (par exemple le maïs), est généralement le processus du cycle de vie qui contribue le plus aux impacts négatifs élevés sur la biodiversité et les écosystèmes notamment en ce qui concerne les catégories d'impact (Voir tableau 4) (Boulamanti et al., 2013; Kiesel et al., 2017; Lask et al., 2020; Poeschl et al., 2012b). Selon (Boulamanti et al., 2013), la phase de culture contribue à hauteur de 60% du potentiel d'appauvrissement de la couche d'ozone, et de plus de 75% du potentiel d'eutrophisation des systèmes d'eau douce. D'autre part, les résultats de l'étude révèlent également que lors de la culture et du stockage, de grandes quantités de NH₃ sont également libérées, qui sont responsables de 7 à 19 % du potentiel de formation de particules. Ces impacts peuvent affecter les processus physiologiques et écologiques par exemple la migration, la reproduction, la floraison et la prolifération du phytoplancton (McCormack et al., 2016), entraînant des changements dans la structure des écosystèmes (IPBES, 2019). Ce qui entrainerait une modification des assemblages de communautés écologiques et un changement dans la distribution des biomes (McCormack et al., 2016). L'acidification peut entraver la capacité de certains organismes à construire et à maintenir leur squelette et leur enveloppe de carbonate de calcium, tout en créant des changements dans d'autres processus métaboliques ainsi que la dégradation des récifs coraliens (IPBES, 2019).

3.2.2. Émissions dues à la production de biogaz

Une étude ACV réalisée en Suède basée sur l'impact environnemental total de l'introduction de divers systèmes de biogaz indique que l'étape de la production de biogaz est souvent source d'émissions de substances nocives, en particulier de dioxyde de carbone (CO₂), d'oxydes d'azote (NO_x) et de dioxyde de soufre (SO₂) (Börjesson & Berglund, 2007). En effet, cette étape est le principal contributeur au potentiel d'oxydants photochimique et de particules avec une contribution d'environ 50 à 70% d'hydrocarbures (HC) et de 15 à 40% de méthane (CH₄) (Börjesson & Berglund, 2007). D'un autre côté, selon (Boulamanti et al., 2013), la cogénération¹⁹ contribue à plus de 65 % du potentiel de formation des particules dans tous les scénarios envisagés par l'étude, les NO_x étant les substances qui contribuent le plus (<68%). De plus, les réservoirs de stockage de digestat²⁰ à ciel ouvert ont été identifiés comme la source la plus importante d'émissions de méthane pendant le processus de production de biogaz (Huttunen et al., 2014; Lask et al., 2020; Liebetrau et al., 2010). En effet, lorsque le digestat est stocké dans des réservoirs ouverts, de l'ammoniac et du méthane sont émis au fur et à mesure que le processus de digestion se poursuit (Börjesson & Berglund, 2007; Huttunen et al., 2014). Il peut également entraîner des émissions incontrôlées d'oxyde nitreux (Boulamanti et al., 2013). Ces pertes même modérées peuvent affecter le potentiel de réchauffement climatique de manière significative puisque le méthane est un gaz à effet de serre 21 fois plus puissant (potentiel de réchauffement globale) que le CO₂ (Börjesson & Berglund, 2007; Huttunen et al., 2014).

3.2.3. Émissions liées à l'utilisation finale du biogaz

Il existe plusieurs utilisations finales potentielles pour le biogaz. Il peut être utilisé pour la production combinée d'électricité et de chaleur (PCCE), la production de chaleur et peut être transformé en biométhane pour le transport ou pour l'injection dans le réseau de gaz (Börjesson & Berglund, 2007; Huttunen et al., 2014). En effet, l'utilisation finale du biogaz contribue à la majeure partie des émissions de monoxyde de carbone (CO) et de HC (Börjesson & Berglund, 2006). A ce stade, les émissions de CO, NO_x, HC et de particules peuvent varier dans une fourchette de ±20 % pour la production de chaleur, ±50 % pour la production d'électricité, ±60 % pour les véhicules légers et ±30 % pour les véhicules lourds (Börjesson & Berglund, 2006). En général, les variations des émissions associées aux filières d'utilisation du biogaz sont principalement dues aux différences d'efficacité des différents systèmes de conversion énergétique, et donc aux échelles de substitution potentielle des combustibles fossiles (Poeschl et al., 2012b). Des fuites potentielles de méthane sont également observées pendant cette phase (Börjesson & Berglund, 2006; Huttunen et al., 2014). Selon (Pertl et al., 2010), les émissions dues à la valorisation représentent entre 19 et 65 % des émissions totales des Gaz à Effet de Serre (GES) du cycle de vie.

3.2.4. Émissions liées au processus de traitement et à l'utilisation du digestat

Le digestat provenant d'une installation de production de biogaz par digestion anaérobie peut être utilisé comme engrais en agriculture pour remplacer les engrais minéraux (Huttunen et al., 2014; Maurer et al., 2019; Poeschl et al., 2012b). Ce qui peut présenter des intérêts en termes de traitement des déchets et de limitation de l'utilisation d'énergies fossiles pour la production de ces engrais minéraux. Cependant, le processus de manipulation du digestat (application sur

¹⁹ Production simultanée de deux formes d'énergie différentes dans la même centrale.

²⁰ Résidu du processus de méthanisation de matières organiques ou produits résiduels organiques

le terrain, stockage et traitement) peut avoir des impacts environnementaux. A cet effet, une étude ACV conduite par (Rehl & Müller, 2011) a révélé que la plupart des émissions des options de traitement proviennent de la décomposition de l'azote en N₂O, NH₃ et NO₃⁻ et des composés de carbone en CH₄. Ces émissions contribuent au potentiel d'acidification (dominé à plus de 98% par les émissions d'ammoniac) et au potentiel de réchauffement climatique.

3.3. Impacts sur la biodiversité

L'utilisation de la biomasse comme matière première pour l'énergie est souvent associée à un certain nombre d'impacts sur la biodiversité, à la concurrence avec la production alimentaire, des conflits d'utilisation des terres (Everaars et al., 2014) et à d'autres impacts sur les services écosystémiques (Immerzeel et al., 2014; Pedrolí et al., 2013).

3.3.1. Impacts pendant la production de matière première

La promotion de la bioénergie par les politiques énergétiques européennes ces dernières années a entraîné une forte augmentation de la culture des plantes énergétiques, en particulier du maïs (Svoboda et al., 2013). Toutefois, l'intensification des cultures énergétiques notamment le maïs a des répercussions négatives sur la biodiversité et les services écosystémiques par exemple en provoquant l'érosion, en affectant négativement le paysage, la perte et la dégradation des habitats (Everaars et al., 2014; Lüker-Jans et al., 2017; Pedrolí et al., 2013). Ces effets dépendent fortement des circonstances régionales spécifiques, du type de terres et des changements d'utilisation des terres concernés et des pratiques de gestion associées en général (Pedrolí et al., 2013).

3.3.1.1. Changement d'affectation des terres et Perte d'habitats

L'intensification des cultures énergétiques et l'expansion des plantations a entraîné une perte d'habitats, notamment les prairies, les zones humides ou d'autres zones de grande valeur en termes de biodiversité (Brooke et al., 2009; Immerzeel et al., 2014; Lüker-Jans et al., 2017; Pedrolí et al., 2013) et des pressions connexes sur la biodiversité. Le changement direct (c'est-à-dire la conversion des habitats naturels ou non naturels en cultures énergétiques), ou indirect de l'utilisation des terres apparaît comme le principal moteur de la modification de la biodiversité (Immerzeel et al., 2014). En effet, il peut avoir des effets à la fois positifs et négatifs sur la biodiversité (Gevers et al., 2011). D'une part, ces changements sont souvent associés au processus d'homogénéisation (Immerzeel et al., 2014), aux changements substantiels dans la gestion de l'eau et dans les écosystèmes du sol dans les zones sensibles (Pedrolí et al., 2013), et conduisent à la perte et à la dégradation des habitats et par conséquent, affectent la richesse spécifique et l'abondance de nombreuses espèces (Brooke et al., 2009; Immerzeel et al., 2014). Ils peuvent également avoir des effets climatiques importants à la fois en raison des émissions de GES (Zona et al., 2013) et de l'altération des microclimats locaux suite aux changements d'albédo²¹ et d'évapotranspiration (Tölle et al., 2014). Ce qui pourrait fortement influencer le cycle de vie, la phénologie, les performances physiologiques, la distribution et les interactions des espèces (McCormack et al., 2016).

Une étude menée aux Etats a analysé les effets des changements d'utilisation des terres provoqués par l'augmentation des plantations sur les populations d'oiseaux reproductrices et nichant dans les prairies (Brooke et al., 2009). Les résultats montrent une diminution du nombre d'espèces d'oiseaux de prairies (par exemple, l'alouette des prés) sensibles à la perte de l'habitat

²¹ Fraction de la lumière réfléchiée par une surface

dans les zones de forte de maïs. Les travaux de (Everaars et al., 2014) ont montré une diminution de la densité des couples reproducteurs des oiseaux de terres agricoles due à la production de cultures bioénergétiques.

Une autre étude indique que les taxons pollinisateurs sont affectés différemment par la croissance à l'échelle du champ des cultures bioénergétiques et ces effets varient selon le type de culture que les cultures bioénergétiques remplacent (c'est-à-dire les terres arables ou les prairies) (Stanley & Stout, 2013). Par exemple, le remplacement du blé par le colza a des implications pour les abeilles ; l'abondance et la richesse taxonomique des bourdons et des abeilles solitaires utilisant les champs étaient plus élevées dans le colza que dans le blé et les groupes de pollinisateurs, et les plantes à fleurs, étaient plus abondants en bordure des champs que dans le centre des champs de culture.

D'autre part, la conversion des terres abandonnées, dégradées en cultures de biomasse peut avoir des effets positifs sur la réhabilitation de la biodiversité (Von Cossel et al., 2019; Cossel et al., 2019; Immerzeel et al., 2014; Pedrolí et al., 2013), à condition que les cultures choisies offrent des habitats aux espèces traditionnelles des terres agricoles (Pedrolí et al., 2013). Toutefois, les impacts positifs ne sont signalés qu'à l'échelle du terrain et les résultats de études sont difficilement généralisables en raison des observations ponctuelles (Immerzeel et al., 2014).

3.3.1.2. Érosion des sols

Outre la perte et la modification des habitats résultant de la conversion des écosystèmes naturels, l'intensification et l'expansion des plantations de matières premières à dominance énergétique est associée généralement à une intensification du travail du sol (passage d'engins, labour) qui augmente l'érosion et la sédimentation des sols (Brooke et al., 2009; Lüker-Jans et al., 2017; Pimentel et al., 2002). Ceci entraîne un appauvrissement de la qualité des sols (Sayed et al. 2021) et une diminution du retour de la matière organique (Pimentel et al., 2002). L'érosion contribue également à la diminution de la productivité agricole, et dégrade les fonctions écosystémiques (FAO, 2019). En outre, elle peut avoir de graves répercussions sur les eaux souterraines et de surfaces et les écosystèmes aquatiques en raison des charges élevées en sédiments, en nutriments (Sayed et al., 2021) et contaminants associés au système pédologique et peuvent également entraîner l'eutrophisation des zones humides et des masses d'eau et une dégradation des récifs coralliens (FAO, 2019).

3.3.1.3. Impacts sur la qualité et la disponibilité de l'eau

Les cultures énergétiques en particulier le maïs dans certains cas, nécessitent une utilisation accrue d'eau et une grande quantité d'intrants (engrais minéraux, pesticides) (Brooke et al., 2009; Lüker-Jans et al., 2017; Nehring, et al., 2008; Pimentel et al., 2002; Sayed et al., 2021). Ceci peut affecter la disponibilité et la qualité de l'eau, qui dépend fortement du type et de la quantité des ressources locales en eau douce ; de la concurrence pour les usages multiples (agricole, urbain, industriel) ; et de l'efficacité dans toutes les utilisations finales du secteur (Brooke et al., 2009; Gerbens-Leenes et al., 2009). En effet, les ruissellements importants de nutriments découlant de l'utilisation accru d'engrais et de pesticides peut contaminer les eaux souterraines et de surfaces et dégradé ainsi la qualité de l'eau (Brooke et al., 2009; Lüker-Jans et al., 2017; Nehring, et al., 2008). Des niveaux élevés de nutriments peuvent entraîner une surproduction de matière organique qui à son tour, crée de hauts niveaux d'azote et de phosphore qui peuvent endommager les écosystèmes aquatiques en particulier les zones humides et les nombreuses espèces qui en dépendent (Brooke et al., 2009). Ces nutriments présents dans les masses d'eau peuvent stimuler une croissance excessive des plantes et, dans des conditions

extrêmes, une hypoxie ou des "zones mortes" appauvries en oxygène, ainsi que des efflorescences algales nuisibles qui affectent la productivité primaire et secondaire (IPBES, 2019). De plus, les pesticides réduisent la richesse en macro-invertébrés des rivières et ont des propriétés de perturbation endocrinienne qui affectent la biodiversité des eaux douces et mettent en danger la santé des écosystèmes aquatiques (IPBES, 2019). Par exemple, une étude aux États-Unis a révélé que l'utilisation de pesticides comme l'atrazine pour la culture du maïs est particulièrement préoccupante en raison de l'impact de l'atrazine sur la santé et le développement des amphibiens (Brooke et al., 2009).

3.3.1.4. Impact sur le paysage

L'augmentation des surfaces cultivées en maïs résultant du boom des installations de biogaz a entraîné des changements dans le paysage (Huth et al., 2019; Lüker-Jans et al., 2017). Selon (Huth et al., 2019), la monoculture du maïs conduit à des paysages plus homogènes et pose des problèmes esthétiques. En outre, la diminution de la diversité des paysages peut entraîner une perte de pollinisateurs, un affaiblissement de la lutte naturelle contre les parasites et un déséquilibre des fonctions des écosystèmes (Pedroli et al., 2013).

3.3.2. Impacts pendant la phase de production de biogaz

Comme décrits plus haut (section 3.2.2), la phase de production de biogaz est souvent la principale source d'émissions de substances nocives pour l'environnement en général et la biodiversité en particulier (Börjesson & Berglund, 2007). En effet, le stockage et le traitement de la biomasse dans des installations à silos ouverts entraînent une pollution importante des surfaces par les effluents d'ensilage très solubles dans l'eau, qui ne peuvent pas être éliminés par balayage à sec (Cramer et al., 2019). En cas de pluie, les contaminants accumulés sont lessivés et entraînent une forte contamination des eaux pluviales qui sont souvent rejetées dans les eaux de surface sans aucun traitement, avec un impact considérable sur l'environnement aquatique (Cramer et al., 2019). De plus, le stockage et la manipulation du digestat à ciel ouvert peuvent avoir un impact environnemental considérable lié à la volatilisation d'ammoniac (Boulamanti et al., 2013; Hansen et al., 2012; Liebetrau et al., 2010) contribuant à l'acidification des écosystèmes (Pedroli et al., 2013).

3.3.3. Impacts pendant le processus de traitement et d'utilisation du digestat

Les résidus du processus de production de biogaz sont un type relativement nouveau d'engrais organique dont la composition varie en fonction de l'origine de la matière première utilisée dans le processus de production de biogaz (Abubaker et al., 2012). Ils constituent une source précieuse de nutriments (Maurer et al., 2019; Sieling et al., 2013) et ont un potentiel fertilisant élevé (Maurer et al., 2019; Sieling et al., 2013). Toutefois, son application comme engrais comporte un risque de volatilisation excessive d'ammoniac (NH₃) et/ou de dispersion des formes oxydées d'azote, par lixiviation des ions nitrate (NO₃⁻) ou émission d'oxyde nitreux (N₂O) (Goberna et al., 2011; Ni et al., 2012; Svoboda, Taube, Wienforth, et al., 2013) et peut affecter différemment l'écosystème microbien du sol (Abubaker et al., 2013). Cette volatilisation de l'ammoniac peut entraîner des risques environnementaux pour l'atmosphère et les écosystèmes limités en azote (Ni et al., 2012). L'excès de dépôts de NH₃ dans l'atmosphère entraîne l'acidification des sols et l'eutrophisation des écosystèmes naturels et semi-naturels limités en azote ainsi que les masses d'eau de surface (Ni et al., 2012). En outre, l'utilisation agricole des digestats pourrait être limitée par leurs effets phytotoxiques au début de la croissance (germination), dus principalement à la salinité (Albuquerque et al., 2012). En raison de la

variabilité dans leur composition, les résidus peuvent provoquer d'une part, des changements dans la structure de la communauté bactérienne, une réduction de la respiration du sol et affecter l'activité microbienne dans les sols (Abubaker et al., 2013). D'autre part, l'épandage de résidus de biogaz peut avoir un effet positif sur la communauté microbienne du sol (Abubaker et al., 2012; Terhoeven-Urselmans et al., 2009), entraîner une stimulation de la décomposition de la matière organique du sol (Alburquerque et al., 2012). augmenter les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol en particulier le carbone organique du sol à court terme (Muscolo et al., 2017). Cependant, d'autres études (Risberg et al., 2017; Stumpe et al., 2012) indiquent que les propriétés des résidus de biogaz n'ont pas influencé la dynamique du carbone organique du sol à court terme et les résultats de (Risberg et al., 2017) ne présentent pas de risque plus élevé en ce qui concerne leur impact sur l'activité microbienne du sol par rapport au lisier.

En résumé l'application des résidus de biogaz peut avoir des effets d'une part positifs sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol (Abubaker et al., 2012; Muscolo et al., 2017; Terhoeven-Urselmans et al., 2009, ce qui est bénéfique pour certaines plantes comme la tomate, le poivron, le chou-rave ou les plantes ornementales (Maurer et al., 2019) et d'autre part négatifs en déclenchant des émissions phytotoxiques de NH₃ (Barlóg et al., 2020; Goberna et al., 2011).

3.4. Mesure de mitigation & Monitoring

Cette partie donne un aperçu des mesures d'atténuation proposées dans la littérature pour minimiser les impacts sur la biodiversité.

3.4.1. Pendant la phase de culture

De nombreuses stratégies sont proposées dans la littérature pour atténuer les impacts inhérents à la production de matière première pour la bioénergie en générale, et plus particulièrement la production de biogaz.

3.4.1.1. Meilleures pratiques de gestion

La mise en œuvre de meilleures pratiques de gestion lors de la phase de culture peut contribuer à améliorer la biodiversité à l'échelle du terrain ainsi que l'hétérogénéité des paysages (Cossel et al., 2019; Immerzeel et al., 2014; Pedrolí et al., 2013). Ces pratiques comprennent la rotation des cultures, l'utilisation d'espèces indigènes et de variétés locales, la culture sans labour, l'irrigation minimale et l'utilisation responsable de pesticides et d'engrais (Cossel et al., 2019; Immerzeel et al., 2014), et la mise en jachère (Everaars et al., 2014).

L'utilisation d'espèces indigènes comme substrat (par exemple mélange de plantes sauvages pérennes) pour les installations de biogaz est non seulement considérée comme une alternative écologiquement intéressante à la culture du maïs, mais peut également augmenter l'attrait esthétique, la diversité structurelle, la valeur écologique du paysage agricole, renforcer l'agrobiodiversité, le stockage du carbone dans le sol et la réduction du lessivage des nutriments (Carlsson et al., 2017; Huth et al., 2019).

Une réduction de la taille des champs peut également constituer une stratégie d'atténuation, car elle augmente la diversité des cultures locales du point de vue des oiseaux ayant un domaine vital limité et peut augmenter leurs densités grâce à l'accroissement de l'hétérogénéité des cultures locales (Everaars et al., 2014).

3.4.1.2. Utilisation des terres dégradées ou abandonnées pour la culture de biomasse

L'utilisation des terres dégradées ou abandonnées est également une option permettant de réduire au minimum la concurrence avec les cultures vivrières et de réhabiliter la biodiversité (Carlsson et al., 2017; Chauvat et al., 2014; Dillen et al., 2013; Immerzeel et al., 2014; Pedrolí et al., 2013; Von Cossel et al., 2019).

3.4.1.3. Mise en place d'un réseau de tampons bioénergétiques

Afin de réduire les conflits entre l'utilisation des terres pour les cultures énergétiques et la production alimentaire, des études suggèrent la mise place d'un réseau de tampons bioénergétiques (Ferrarini et al., 2017; Porter et al., 2009). Les tampons bioénergétiques sont des éléments de paysage linéaires cultivés avec des cultures pérennes de biomasse herbacée ou ligneuse placées le long des bords de champs cultivés et des cours d'eau (Ferrarini et al., 2017) . La mise en place de ces réseaux contribuera à accroître la connectivité des paysages, soutenir à long terme la fourniture de services écosystémiques multiples notamment la régulation du climat, de la qualité de l'eau et la conservation de biodiversité et la santé des sols et permettra de limiter les inconvénients de l'agriculture tels que la dégradation des sols, le déclin de la biodiversité et la pollution de l'eau. Toutefois des incertitudes subsistent quant à l'exploitation durable de ces zones (Ferrarini et al., 2017) .

3.4.1.4. Mises en œuvre de mesures politiques et réglementaires

Les options d'atténuation évoquées ci-dessus peuvent être encouragées par différents types de politiques, allant des instruments réglementaires (Réduction des incitations financières pour la production de biogaz) aux mécanismes de marché tels que la certification (Souza et al., 2015). Ces mesures permettent la conservation ou l'exclusion des habitats naturels, des écosystèmes ou d'autres zones à haute valeur naturelle et comprennent la création de nouvelles zones protégées, l'amélioration des réseaux de zones protégées par le biais, par exemple, de zones tampons et de corridors écologiques, ainsi que le renforcement de la réglementation et de son application (Immerzeel et al., 2014). Il est également nécessaire de mettre en œuvre des programmes de surveillance spéciaux pour les espèces rares dont la conservation est préoccupante (Brooke et al., 2009).

3.4.2. Pendant la phase de production du biogaz

Pour améliorer la gestion des eaux pluviales dans les installations de biogaz à silos ouverts et minimiser la pollution potentielle par les effluents des eaux de surfaces afin de préserver la biodiversité, (Cramer et al., 2019) préconisent :

- une séparation des flux avec un système de drainage amélioré ;
- un nettoyage régulier par balayage à sec permettant de réduire considérablement le potentiel de pollution des eaux pluviales et dans le cas d'un substrat humide stocké, un balayage humide régulier est nécessaire.

3.4.3. Pendant le processus de traitements et d'utilisation du digestat

Afin d'exploiter pleinement les résidus de biogaz dans la production végétale et de minimiser ses potentiels impacts, il a été proposé :

- une surveillance des effets à long terme et une analyse approfondie de la fertilité des sols amendés avec les résidus de biogaz (Bachmann et al., 2014) ;

- l'application de digestat sur le sol bien avant le semis, en évitant le contact direct avec les jeunes plantes ou les semences en germination pour éviter la phytotoxicité. Le bénéfice maximum des nutriments fournis peut être obtenu si le digestat est appliqué en même temps que l'eau d'irrigation, agissant comme un dilueur (Alburquerque et al., 2012) ;
- la réduction des émissions de NH₃, en appliquant le digestat, le soir afin d'éviter les températures élevées et les vents forts après l'application, ou à proximité des précipitations (Ni et al., 2012) et l'excès de dépôts de NH₃ dans l'atmosphère et la lixiviation ;
- l'utilisation de couverts en couches protectrices pour réduire les nuisances olfactives et prévenir la volatilisation de l'ammoniac pendant le stockage des digestats (Boulamanti et al., 2013).

3.5. Lacunes de connaissances et pistes de recherches

Les impacts des cultures bioénergétiques sur la biodiversité sont bien étudiés dans la littérature. Toutefois, il existe des lacunes dans les connaissances sur les incidences spécifiques des infrastructures de production biogaz sur la biodiversité en particulier au cours des phases de production et d'utilisation malgré l'expansion croissante de cette technologie. Par conséquent, il est primordial de poursuivre les efforts de recherche pour une meilleure compréhension des incidences à long terme de cette technologie. Pour ce faire, il est nécessaire de :

- réaliser des études supplémentaires (au niveau du paysage, sur l'étendue spatiale de la fragmentation des habitats), précises et à long terme sur les incidences des infrastructures de production de biogaz sur la biodiversité pour améliorer les connaissances et mieux comprendre les multiples facteurs de changement de la biodiversité et leurs impacts associés avec un élargissement sur différents groupes taxonomiques afin d'analyser comment ces différents groupes taxonomiques et leurs populations sont affectés ;
- intégrer les impacts des émissions polluantes des projets de biogaz sur la biodiversité dans les études ACV afin d'identifier les espèces les plus vulnérables à ces émissions.
- prendre en compte dans les ACV, l'utilisation et les changements d'utilisation des terres pour la production de biogaz (Lask et al., 2020) ;
- effectuer des recherches plus empiriques sur les effets à long terme de la culture et de la récolte de la biomasse sur la biodiversité et à différentes échelles dans la grande variété des agroécosystèmes européens (Pedroli et al., 2013) ;
- modéliser les effets à long terme de l'épandage de résidus de biogaz sur les flux de carbone et de nutriments afin d'analyser les effets potentiels sur la productivité et la biodiversité (Svoboda, Taube, Wienforth, et al., 2013) ;
- mener des études supplémentaires sont nécessaire pour mieux comprendre et évaluer les effets sur la croissance et le rendement des plantes (Abubaker et al., 2013; Risberg et al., 2017), sur la qualité et la quantité de matière organique du sol (Svoboda, Taube, Wienforth, et al., 2013), et sur les émissions provenant du stockage du digestat et suite à l'épandage sur les terres en raison des résultats contradictoires et variables rapportées dans la littérature sur les effets de l'application du digestat en tant qu'agent fertilisant et des recherches limitées couvrant l'évaluation agronomique, ;

- mener des recherches sur l'évaluation des impacts cumulés à l'échelle nationale et résiduels et leurs conséquences sur la biodiversité pour une meilleure optimisation des systèmes de production de biogaz en termes de durabilité environnementale.

4. Hydrogène et Batteries LI-ION (LIB)

Le stockage de l'énergie fait référence à diverses technologies, notamment électrochimique (par exemple les batteries Li-ion), électromécanique, thermique, à hydrogène et par pompage (Arciniegas & Hittinger, 2018; Elzein et al., 2019). Les méthodes les plus développées pour la production d'hydrogène à partir d'énergie renouvelable comprennent l'électrolyse de l'eau et le traitement de la biomasse (Apostolou & Xydis, 2019). L'électrolyse de l'eau consiste à séparer l'eau en hydrogène et en oxygène en utilisant de l'électricité pour soutenir la réaction, tandis que le traitement de la biomasse peut être effectué soit par des méthodes thermochimiques classiques (c'est-à-dire pyrolyse, gazéification), soit par des processus biologiques (cf figure 19).

SCHEMA SIMPLIFIE DE LA PRODUCTION D'HYDROGENE PAR ELECTROLYSE DE L'EAU

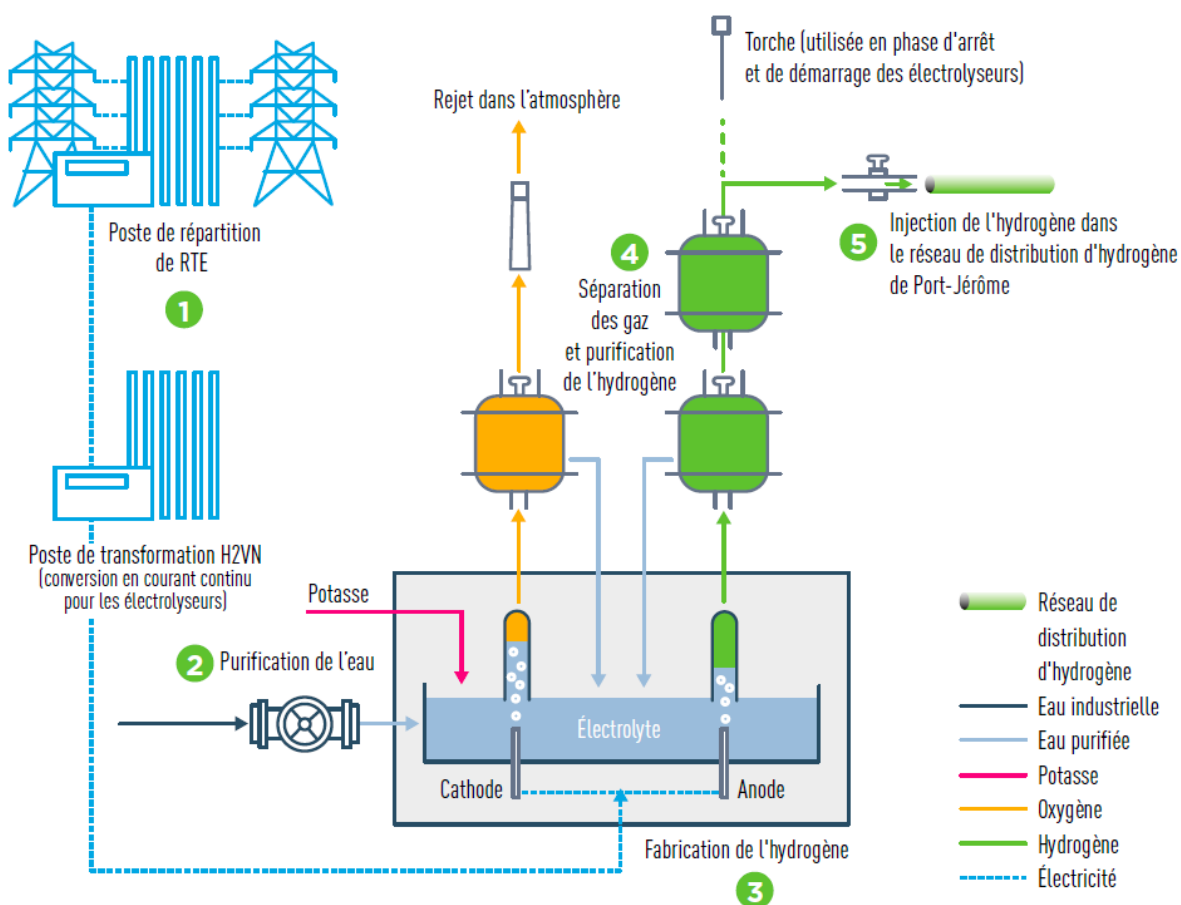


Figure 19 : Schéma simplifié de la production d'hydrogène par électrolyse de l'eau²²

Ce dernier consiste en une digestion anaérobie et un traitement des eaux usées par la production de biogaz brut, qui est ensuite utilisé dans un reformeur pour obtenir de l'hydrogène (Apostolou

²² <http://h2vnormandy-concertation.net/wp-content/uploads/2019/08/schema-simplifie-production-hydrogene-electrolyse-eau.png>

& Xydis, 2019). Dans le monde, la production (et consommation) d'hydrogène est aujourd'hui de 55 Mt par an dont 95 % à partir de sources fossiles (moitié gaz naturel) et 5 % par électrolyse de l'eau (DURVILLE et al., 2015).

4.1. Cadre réglementaire et sociétal

4.1.1. Réglementation

4.1.1.1. Hydrogène

Il existe une réglementation européenne abondante sur l'hydrogène, notamment sur la production, le stockage et l'utilisation (DURVILLE et al., 2015) comme rapporté dans le tableau 7. La production d'hydrogène est encadrée, au niveau européen, par trois actes législatifs permettant de prendre en considération les risques que peuvent poser ces installations sur l'environnement : la directive SEVESO²³ la directive ATEX²⁴ et la directive 2010/75/UE²⁵ sur les émissions industrielles. Ces actes s'appliquent à la production d'hydrogène et génèrent des obligations importantes pour les opérateurs impliqués dans la production d'hydrogène ainsi que pour les fabricants d'équipements utilisés dans le processus. Les directives ESE et EIE s'appliquent indirectement à la production d'hydrogène. Comme la production et le stockage de l'hydrogène font partie des projets pour lesquels les États membres déterminent si le projet doit être soumis à une évaluation ou non, ils exigent souvent l'élaboration d'une évaluation des incidences sur l'environnement (EIE), sous réserve des règles nationales (par exemple, plus de 5 tonnes d'hydrogène stockées) (Floristean & Brahy, 2019).

Directives	Exigences
Directive SEVESO	Elle établit : <ul style="list-style-type: none"> - Des obligations générales pour l'exploitant (article 5) - L'obligation de déployer une politique de prévention des accidents majeurs (article 8), un rapport de sécurité pour les établissements à quantité-seuil élevée (article 10) ; des plans d'urgence internes pour les établissements à quantité-seuil élevée (article 12) ; - L'obligation de mener des consultations publiques sur des projets individuels spécifiques susceptibles d'entraîner un risque d'accident majeur (article 15)
Directive ATEX	<ul style="list-style-type: none"> - La directive définit les exigences essentielles de santé et de sécurité et les procédures d'évaluation de la conformité (article 4) à appliquer avant la mise sur le marché de l'UE - Classification des zones où des atmosphères explosives dangereuses peuvent se produire en zones.
Directive 2010/75/UE	<ul style="list-style-type: none"> - Obligations fondamentales de l'exploitant (article 11) - Le contenu des demandes d'autorisation (article 12) - Conditions d'autorisation (article 14) - Valeurs limites d'émission, (article 15) - Exigences en matière de suivi (article 16)

²³ Directive 2012/18/UE du Parlement européen et du Conseil du 4 juillet 2012 concernant la maîtrise des dangers liés aux accidents majeurs impliquant des substances dangereuses

²⁴ Directive 2014/34/UE - couvrant les appareils et systèmes de protection destinés à être utilisés en atmosphères explosibles

²⁵ Directive 2010/75/UE sur les émissions industrielles (prévention et réduction intégrées de la pollution) (IED)

Directives EIE et EES	- Accès à l'information et participation du public (article 24) Dans certains pays de l'UE, le stockage de 5 tonnes d'hydrogène ou plus relève du champ d'application des directives.
-----------------------	--

Tableau 7 : Récapitulatif de la réglementation de l'hydrogène (Floristean et al, 2019)

4.1.1.2. Batteries Li-ion

La directive 2006/66/CE fixe le cadre réglementaire européen selon lequel sont organisés, dans chaque État Membre, la collecte sélective et le traitement des déchets de piles et accumulateurs²⁶(PA) (ADEME, 2018). L'objectif de la directive sur les piles est de protéger la santé et l'environnement en améliorant les performances environnementales des piles et des activités effectuées sur les piles au cours de leur cycle de vie, c'est-à-dire de réduire les quantités de substances dangereuses dans les déchets, de faciliter le choix des consommateurs en fournissant aux utilisateurs finaux des informations transparentes, fiables et claires, de garantir une utilisation efficace des ressources et d'améliorer le recyclage (RECHARGE, 2018). Concernant l'utilisation de substances dangereuses dans les PA, la directive 2013/56/UE du 20 novembre 2013 supprime la dérogation qui avait été accordée par la directive 2009/603/CE aux PA portables utilisés dans les outils électriques sans fils. Depuis le 1er janvier 2017, tous les PA mis sur le marché doivent contenir moins de 0,002 % de cadmium en poids. Depuis le 1er octobre 2015, les piles boutons mises sur le marché ne doivent pas contenir plus de 0,0005 % de mercure en poids (ADEME, 2018). Cette directive présente une interface importante avec d'autres directives relatives aux flux de déchets. Le règlement (UE) n° 493/2012 du 11 juin 2012 fixe des règles détaillées concernant le calcul des rendements de recyclage des processus de recyclage des piles usagées (RECHARGE, 2018).

4.1.2. Acceptabilité

La perception et l'acceptation de l'hydrogène par le public, son utilisation et les technologies d'approvisionnement sont considérées comme un facteur important pour le développement de cette technologie à l'avenir (Itaoka et al., 2017). Par conséquent, des études sur l'acceptation sociale de l'hydrogène et de ses technologies d'utilisation ont été activement menées dans de nombreux pays. Ces recherches peuvent être classées en deux grandes catégories : l'approche économique et l'approche socio-psychologique (Itaoka et al., 2017). La première mène des recherches sur l'acceptation sociale du point de vue économique tandis que la seconde analyse l'acceptabilité sociale et la prise de conscience des risques liés à l'emplacement des installations, telles que les stations d'hydrogène et les gazoducs.

Ces études socio-psychologiques montrent que la perception des véhicules à hydrogène est généralement positive (Heinz & Erdmann, 2008; Hickson et al., 2007; O'Garra et al., 2005; Zimmer & Welke, 2012) alors que ces résultats positifs ne sont pas visibles dans les questions sur l'emplacement des stations d'hydrogène (Itaoka et al., 2017; O'Garra et al., 2005). En effet, les populations se montrent plus prudents en ce qui concerne l'emplacement des stations d'hydrogène, au moins en partie en raison de la perception des risques liés au transfert et au stockage de l'hydrogène (Huijts & van Wee, 2015; Itaoka et al., 2017). D'un autre côté, la distance variable dans l'espace (distance entre les stations et les habitations) contribue de manière significative à expliquer l'acceptabilité (Huijts & van Wee, 2015). Les personnes qui

²⁶ est considérée comme piles et accumulateurs (PA), toute source d'énergie électrique obtenue par transformation directe d'énergie chimique, constituée d'un ou de plusieurs éléments primaires (non rechargeables) ou d'un ou de plusieurs éléments secondaires (rechargeables).

vivent loin de la station-service sont plus positives à l'égard d'une station-service locale que celles qui vivent plus près (Huijts & van Wee, 2015). Ceci est conforme à l'idée de NIMBY.

4.2. Analyse du cycle de vie

4.2.1. Hydrogène

Au cours des dernières années, la recherche sur l'hydrogène s'est concentrée sur l'évaluation de l'impact environnemental à toutes les étapes du cycle de vie (production, stockage, transport et utilisation) (Dufour et al., 2012). L'hydrogène peut être produit par un certain nombre de procédés, notamment l'électrolyse de l'eau, la méthode thermochimique comprenant la gazéification de l'eau supercritique (SCWG) et la gazéification thermique et des processus biologiques. La gazéification à l'eau supercritique permet de convertir la biomasse humide en un gaz riche en hydrogène (Pankratz et al., 2020). Le type de matières premières est une variable importante car il a une grande influence sur le bilan énergétique et les impacts environnementaux (Moreno & Dufour, 2013). Plusieurs études ACV ont quantifié les impacts environnementaux des procédés de production d'hydrogène à chaque étape du cycle de vie en utilisant des méthodes thermochimiques, l'électrolyse de l'eau ou des processus biologiques (Burkhardt et al., 2016; Galera & Gutiérrez Ortiz, 2015; Moreno & Dufour, 2013; Pankratz et al., 2020; Patterson et al., 2014).

Ces études ont démontré que la plupart des voies de production de l'hydrogène contribue à l'émission de GES et de polluants atmosphériques tels que SO_x, NO_x qui peuvent avoir des effets négatifs sur les écosystèmes et la biodiversité, par exemple l'eutrophisation, l'acidification et la toxicité (Galera & Gutiérrez Ortiz, 2015; Lee et al., 2010; Pankratz et al., 2020). En effet, la production de biomasse est le stade responsable de plus de 95% de l'eutrophisation totale observée et contribue le plus à l'acidification (Moreno & Dufour, 2013). Ceci peut entraîner un changement indésirable dans la composition des espèces au sein des écosystèmes (Koroneos et al., 2004). Les engrais utilisés pour la croissance de la biomasse contiennent du nitrate, de l'ammoniac, du phosphate et même du soufre, ce qui entraîne des émissions de SO_x, NO_x et NH₃ qui réagissent avec la vapeur d'eau pour former des acides (Galera & Gutiérrez Ortiz, 2015). En outre les oxydes d'azote provenant des engrais et des hydrocarbures pendant la phase de culture contribuent à la formation d'ozone troposphérique en présence de rayonnement UV formant un smog photochimique, qui provoque des problèmes respiratoires chez l'homme et une pollution écotoxique des couches atmosphériques au niveau du sol (Galera & Gutiérrez Ortiz, 2015). (Pankratz et al., 2020) ont rapporté dans leur étude que le processus de gazéification de l'eau supercritique conduisant à la production d'hydrogène produisait des émissions de GES de 7,0 à 12,56 g d'équivalent CO₂ MJ⁻¹. (Galera & Gutiérrez Ortiz, 2015) ont attribué la production de 19,14 g CO₂-équivalent MJ⁻¹ (2,68 g CO₂-équivalent H₂ g⁻¹) aux sous-processus impliquant le reformage de l'eau supercritique, y compris les systèmes de déplacement eau-gaz et d'absorption à pression alternée.

D'un autre côté, l'utilisation de l'hydrogène dans les applications énergétiques ne provoque pas d'émissions directes, de gaz à effet de serre (Burkhardt et al., 2016). Cependant, des émissions se produisent pendant la production, la compression et le stockage de l'hydrogène, en raison de l'utilisation de combustibles fossiles pour l'exploitation et la construction de l'ensemble des installations (Burkhardt et al., 2016). Les travaux de (Burkhardt et al., 2016) sur l'évaluation environnementale d'une station de ravitaillement en hydrogène (HRS) ultramoderne avec un électrolyseur alcalin approvisionnée en électricité à partir de l'énergie éolienne ont révélé que les émissions de GES sont principalement définies par la fourniture de matériaux et l'élimination des fournitures, contribuant à 70-71%. Les procédés de fabrication, qui nécessitent principalement de l'acier et des métaux ferreux, contribuent à 26-27%, tandis que le transport joue un rôle mineur (3%). Les autres indicateurs sont largement définis par la fourniture de

métaux non ferreux, qui contribuent par exemple à 38 % de l'acidification terrestre et proviennent principalement des électrodes de nickel de l'électrolyseur. L'apport de métaux non ferreux contribue également à l'eutrophisation de l'eau douce et à la toxicité pour l'homme dans une proportion de 20 à 25 % (Burkhardt et al., 2016).

4.2.2. Batteries Li-ion (LIB)

Une littérature croissante et importante a évalué les impacts environnementaux du cycle de vie de diverses technologies de stockage de l'énergie (Arciniegas & Hittinger, 2018; Elzein et al., 2019; Oliveira et al., 2015; Pellow et al., 2020; Peters et al., 2017). De nombreux auteurs se sont intéressés aux systèmes de stockage d'énergie par batterie (BESS) plus particulièrement le lithium-ion (Peters et al., 2017; Ryan et al., 2018); à leur utilisation dans les véhicules électriques (Chul et al., 2016) et leur application stationnaire à l'échelle du réseau (Arbabzadeh et al., 2017; Elzein et al., 2019; Pellow et al., 2020).

Un certain nombre d'études ACV ont été réalisées sur la phase de fabrication et d'utilisation des LIB, mais leur phase de fin de vie est souvent négligée (Elzein et al., 2019; Pellow et al., 2020). Chaque étape du cycle de vie contribue de manière différente aux impacts environnementaux en fonction des limites et des hypothèses du système. En fait, pour chaque phase du cycle de vie, les différentes études utilisent généralement des approches et des hypothèses différentes.

Chul et al. (2016) ont démontré dans leur étude sur l'évaluation de la production de batterie Li-ion dans un véhicule électrique que la fabrication des piles était la principale contribution aux émissions de gaz à effet de serre en amont. Ces émissions générées lors de la fabrication sont dues aux procédures d'extraction et de traitement des matières premières adoptées (Elzein et al., 2019). Toutefois, peu de données sont disponibles pour les autres catégories d'impact tels que le potentiel d'acidification, le potentiel d'eutrophisation (Peters et al., 2017). Comblent ces lacunes en matière de données devrait être une priorité de recherche future (Pellow et al., 2020). En ce qui concerne les systèmes de stockage d'énergie par batteries Li-ion stationnaires à l'échelle du réseau (EES LIB), bien que leurs déploiements s'accélèrent, les impacts environnementaux de cette nouvelle catégorie d'infrastructures ne sont pas bien étudiés (Pellow et al., 2020). Les études ACV qui examinent à la fois les impacts de la phase de production et de la phase d'utilisation des ESS LIB connectés au réseau constatent systématiquement que la phase d'utilisation entraîne des impacts beaucoup plus importants pour de nombreux paramètres environnementaux que la phase de fabrication (Pellow et al., 2020; Ryan et al., 2018). En effet, la phase d'utilisation peut entraîner une augmentation nette des émissions de GES et des changements dans les émissions de polluants critères des normes nationales de qualité de l'air ambiant (par exemple les particules, les NOx et le SO2) (Arbabzadeh et al., 2017; Arciniegas & Hittinger, 2018). Les travaux de (Hiremath et al., 2015) révèlent que plus de 95 % des impacts du potentiel de réchauffement climatique sont dus aux impacts de la phase d'utilisation (pertes de rendement aller-retour et émissions dues à la production d'électricité de charge), et seulement une petite fraction aux impacts de la phase de production. D'un autre côté, (Oliveira et al., 2015) estiment que l'impact du recyclage des batteries sur le changement climatique (qui dépend en grande partie des besoins en énergie) représente environ 25 % de l'impact total du cycle de vie et est à peu près égal à celui de la fabrication des piles.

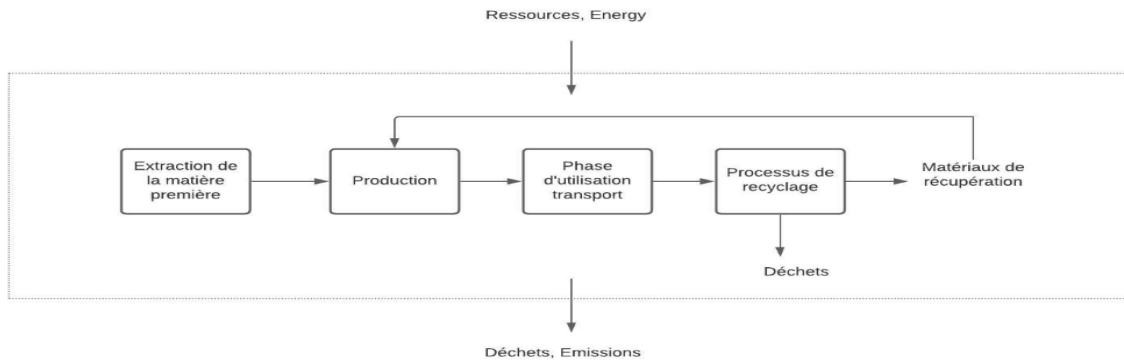


Figure 19 : Cycle de vie d'un dispositif de production de batteries Li-ion (LIB) (Mohr et al., 2020)

4.3. Impacts sur la biodiversité

4.3.1. Hydrogène

Les technologies de production d'hydrogène représentent actuellement un potentiel élevé pour l'automobile à l'échelle mondiale. Toutefois, jusqu'à présent des études sur les impacts directs potentiels de ces installations sur la biodiversité font défaut. D'énormes difficultés sont rencontrées lors de la recherche documentaire pour obtenir des données sur ces impacts. Sur les 44 publications identifiées répondant aux mots clés (impact, biodiversité, hydrogène) lors de la recherche bibliographique, aucune information sur ces impacts n'a été trouvée. Les seules publications trouvées sont axées sur l'évaluation des risques des infrastructures de l'hydrogène tels que les risques d'accidents de manipulation (fuites ou explosion de stockage à hydrogène).

4.3.2. Batteries Li-ion

Les batteries au lithium-ion sont déjà la technologie dominante dans le secteur automobile électrique et leur part dans les systèmes énergétiques stationnaires ne cesse d'augmenter (Peters et al., 2017). Cependant, l'extraction minière du lithium nécessaire pour la production des batteries et leur élimination peuvent avoir des répercussions sur la biodiversité (Dunn et al., 2015). Ces incidences comprennent la perte et la fragmentation d'habitat résultant des changements d'utilisation des terres, la modification du paysage, la dégradation de la qualité de l'eau (température, turbidité, O₂ dissous...) (Miranda, 2003) et des écosystèmes selon le matériau extrait (Lithium, cobalt, Nickel), le site (Lac salés ou mines de roche) et la technologie appliquée (Stahl, et al., 2018). Ce qui pourrait entraîner un déclin de la population d'espèces par exemple de poissons et de plantes aquatiques et terrestres (Miranda, 2003). Le lithium peut être extrait des mines de roche dure (Stahl, et al., 2018) et des lacs salés (Marchegiani et al., 2019; Stahl, et al., 2018; Stamp et al., 2012). Ces dernières années, les salines sont devenues le centre de l'attention mondiale après qu'on ait découvert que du lithium pouvait être trouvé dans ses eaux saumâtres (Marchegiani et al., 2019). Toutefois, l'extraction du lithium est associée à une forte demande en eau (bassins d'évaporation dans les zones arides) et a un impact élevé sur le paysage naturel (Miranda, 2003; Stahl, et al., 2018). Ces changements dans les quantités d'eau pourraient avoir un effet profond sur l'écosystème des plaines salées, affectant la flore et la faune, ce qui a également des répercussions sur les activités agricoles et d'élevage dans les zones environnantes (Marchegiani et al., 2019). En outre, ces deux méthodes d'extraction génèrent à la fois des émissions de gaz à effet de serre et des déchets miniers acides (Miranda, 2003; Stahl, et al., 2018). De nombreux problèmes environnementaux liés à l'exploitation minière découlent de la gestion de ces types de déchets (stériles, boues résultant du lavage du

minéral) (Miranda, 2003) et ces changements peuvent perturber indirectement le cycle de vie des espèces et entraîner leur extinction. Les sédiments provenant des décharges et des résidus peuvent être éliminés ou s'éroder dans les cours d'eau, nuisant aux poissons et autres espèces aquatiques (Miranda, 2003). Les piles contiennent encore des substances dangereuses et présentent un risque pour la biodiversité et les écosystèmes lorsqu'elles sont mises en décharge, incinérées ou éliminées incorrectement (Stahl, et al., 2018).

4.4. Mesures d'atténuation

La réduction de ces impacts nécessitera le renforcement des politiques visant à éviter les conséquences négatives de l'exploitation minière dans des endroits fondamentalement importants pour la conservation de la biodiversité, et l'élaboration de plans nécessaires pour les paysages qui abordent explicitement les menaces minières actuelles et futures (Sonter et al., 2020). Ces plans doivent suivre la hiérarchie des mesures d'atténuation : d'abord en évitant les impacts graves (en particulier pour les priorités de conservation), puis en minimisant les dommages, avant de compenser les impacts résiduels (BBOP, 2012). Ces actions doivent également être soutenues par un effort de recherche important pour combler les lacunes actuelles de connaissances (Sonter et al., 2020).

4.5. Lacunes de connaissance et pistes de recherche

Les études examinées sur les technologies de production d'hydrogène ne fournissent pas d'informations sur les impacts de ces nouvelles technologies sur la biodiversité. Les effets de l'acidification, l'eutrophisation induits par ces infrastructures sur la santé des espèces et des écosystèmes sont peu documentés. Il importe donc pour combler ces lacunes en matière de recherche de procéder à l'évaluation appropriée de l'incidence de ces infrastructures sur la biodiversité en ce qui concerne l'état actuel de l'environnement local, les conséquences futures potentielles et la manière dont les espèces seront affectées.

Concernant les batteries Li-ion, les principaux impacts documentés de cette technologie concernent la phase d'extraction des matériaux nécessaires pour la fabrication. Il importe donc que des études plus poussées soient menées sur les incidences des autres phases du cycle de vie et la façon dont les espèces et les écosystèmes seront affectés.

Il est également urgent de comprendre l'ampleur des risques miniers pour la biodiversité et les efforts pour l'éviter et d'en tenir compte de manière stratégique dans les plans et politiques de conservation (Sonter et al., 2020). Des études hydrologiques et une surveillance des eaux superficielles/souterraines (par exemple surveillance de la salinité, la température, l'O₂ dissous...) doivent être réalisées pour calculer le bilan hydrologique et identifier une éventuelle salinisation de l'eau douce (Marchegiani et al., 2019). Des études de modélisations des changements d'utilisation des terres permettraient de prévoir les menaces futures pour la biodiversité et d'étudier les conséquences potentielles des politiques conçues pour atténuer ces menaces (Sonter et al., 2014). Des études supplémentaires sont nécessaires pour une compréhension systématique des conséquences spatialement explicites des diverses activités minières sur des caractéristiques spécifiques de la biodiversité, y compris celles qui se produisent dans les systèmes marins et à des distances variables des sites miniers est nécessaire pour (Laura J. Sonter et al., 2020).

Bien qu'une littérature importante et croissante examine les impacts de la production de LIB, les phases de fin de vie (EOL) ne sont pas suffisamment prises en compte (Pellow et al., 2020). Les analyses futures devraient prendre en compte une série de scénarios de fin de vie : élimination, recyclage, refabrication et réutilisation (Pellow et al., 2020).

5. Énergie océanique

Des projets d'installations d'énergies océaniques renouvelables se développent dans le monde entier (quelques exemples figure 20). La production d'énergie à partir des océans inclut une large gamme de technologies d'ingénierie, notamment (FRB, 2017):

- Le piégeage de la marée montante et la relâcher lentement pour produire de l'électricité (installations marémotrices)
- La capture de l'énergie des courants océaniques et des marées à travers les dispositifs installés sous la surface de l'eau pour produire de l'énergie hydro-kinétique
- L'utilisation de l'énergie des vagues pour produire de l'électricité à travers divers appareils installés à la surface de la mer
- L'utilisation de la différence de température entre l'eau froide profonde des océans et l'eau de surface chaude (conversion de l'énergie thermique océanique)
- L'utilisation de l'énergie osmotique, (différentiel de pression entre eau salée et eau douce)

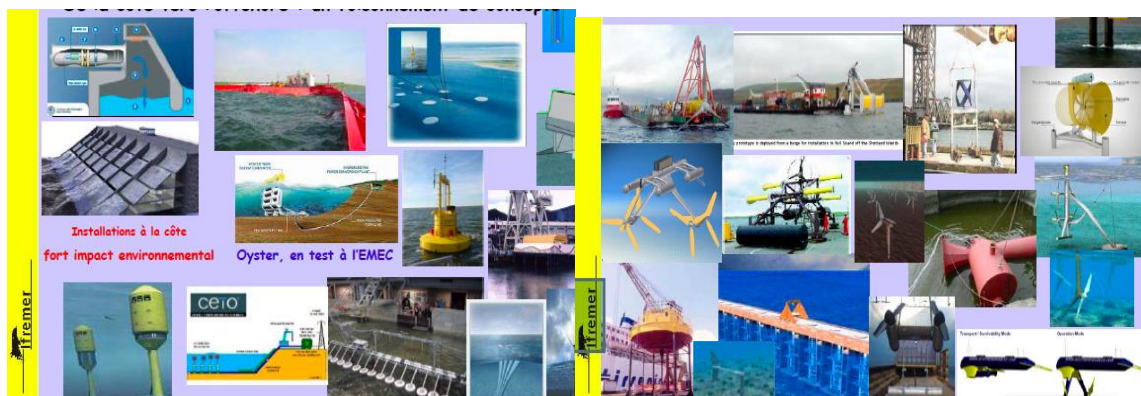


Figure 20 : Énergies des vagues et des marées (Source IFREMER)

5.1. Cadre réglementaire et sociétal

5.1.1. Réglementation

Cette section résume le cadre législatif qui encadre l'étude et l'évaluation des projets relatifs à l'énergie des vagues et des marées et donne un aperçu des exigences spécifiques à chaque pays en matière d'évaluation environnementale et d'autorisation des dispositifs d'énergie marine renouvelable (tableau 9). Dans l'Union européenne (UE), il existe un certain nombre de directives différentes qui concernent le développement, la surveillance et le processus d'autorisation des projets d'énergie des océans. Les directives suivantes présentent un intérêt particulier pour le secteur de l'énergie des océans :

- Directive 2009/28/CE
- Directive 2014/89/UE²⁷
- La directive sur la gestion intégrée des zones côtières (2009/89/CE)
- Directive EIE et EES
- La directive "Oiseaux"

²⁷ La directive établissant un cadre pour la planification de l'espace maritime. La planification de l'espace maritime (MSP) est un processus basé sur la participation des parties prenantes dont le but est d'analyser et de planifier quand et où les activités humaines ont lieu en mer. Il s'agit d'un outil intersectoriel qui doit prendre en compte toutes les activités maritimes et l'environnement, sur la base d'une approche écosystémique.

- La directive "Habitats"
- La directive-cadre sur l'eau (2000/60/CE) est pertinente pour les projets dans les estuaires.

Pays	Exigences réglementaires spécifiques
France	<p>Procédure d'autorisation et de licence :</p> <p>Projet situé dans les eaux territoriales (dans le domaine public maritime en France, jusqu'à 12 milles nautiques) : Acquisition d'un permis unique</p> <p>Projet situé dans la zone économique exclusive (jusqu'à 200 milles marins) : Permis unique d'occupation et d'intégration environnementale du projet</p> <p>Installations > 50 MW : Acquisition d'une autorisation de production d'électricité</p> <p>Installations < 1GW : autorisation automatiquement délivrée aux lauréats des appels d'offres de l'Etat</p>
Belgique	<p>Règles et procédures juridiques autorisant ou refusant une licence ou une concession pour l'activité prévue :</p> <p>Système de permis les droits de concession et l'autorisation d'exploitation, y compris les évaluations d'impact environnemental (EIE).</p>
Inde	<p>Il n'existe pas de procédure officielle d'autorisation environnementale spécifique aux projets d'énergie marine. Cependant, toute activité sur le littoral doit obtenir l'autorisation du ministère de l'environnement et des forêts (MoEF) pour la zone de réglementation côtière (CRZ).</p>
Italie	<p>Procédure simplifiée dans laquelle toutes les composantes d'un projet sont soumises à une seule autorisation</p>
Mexique	<p>Sans expérience dans le domaine de l'énergie marine, il n'existe pas de processus spécifique incluant des licences, des consentements ou des permis pour le déploiement de projets.</p>
Royaume Uni	<p>Système de licences maritimes au Royaume-Uni est complexe : des autorisations sont requises à différents niveaux de gouvernement central/fédéral et infranational, chacun ayant différents niveaux de responsabilité dans différentes zones maritimes et donc des exigences variables.</p>
États-Unis d'Amérique	<p>Tous les projets d'énergie marine nécessitent une autorisation de La Federal Energy Regulatory Commission (FERC), sauf s'ils relèvent d'une exception spécifique</p> <ul style="list-style-type: none"> • Permis préliminaire optionnel pour obtenir les premiers droits à une demande de licence pour un site spécifique • Soumission de rapports d'état qui montrent des progrès significatifs tous les 6 mois par le détenteur du permis pour le maintenir <p>Les exigences et l'étendue des réglementations spécifiques à l'énergie marine varient considérablement d'un État à l'autre.</p>

Tableau 9 : Disposition réglementaire des énergies océaniques selon les pays²⁸

²⁸ <https://tethys.pnnl.gov/regulatory-frameworks-marine-renewable-energy>

5.1.2. Acceptation sociale

Malgré un nombre croissant de recherches sur la perception des parcs éoliens offshore par les parties prenantes, peu de recherches sociales et empiriques se sont intéressées aux dispositifs d'énergie des vagues et des marées (Devine-Wright, 2011; West et al., 2009). En effet, ces projets sont souvent contestés en raison des préoccupations relatives aux impacts cumulatifs sur les paysages naturels (Devine-Wright, 2011; ICES, 2019; McLachlan, 2009) et la vie marine (Devine-Wright, 2011; ICES, 2019; West et al., 2009). Les impacts visuels peuvent également provenir d'infrastructures terrestres telles que les sous-stations, et des activités menées pendant le processus d'installation et de mise hors service - bien que celles-ci aient une durée limitée (ICES, 2019).

Une étude menée par (Devine-Wright, 2011) sur un convertisseur d'énergie marémotrice en Irlande du Nord, premier dispositif de ce type connecté au réseau dans le monde, a montré un fort soutien du public au projet. Ces évaluations positives sont le résultat d'interprétations selon lesquelles ce dispositif renforcerait la spécificité locale en "augmentant la visibilité de la région", et pourrait jouer un rôle positif dans la lutte contre le changement climatique et la réalisation des objectifs de la politique énergétique nationale. Cependant, des préoccupations ont été soulevées par la population locale concernant les impacts négatifs du projet sur l'écologie et l'économie locales (par exemple sur les moyens de subsistance des pêcheurs locaux), et sur l'équité des procédures de consultation et de planification (Devine-Wright, 2011). D'autre part, (McLachlan, 2009) a utilisé des méthodes qualitatives pour étudier les réactions des parties prenantes à un projet d'énergie houlomotrice en Cornouailles, au Royaume-Uni. Cette étude a révélé diverses logiques symboliques d'opposition et de soutien. Les principales objections concernent les inquiétudes des surfeurs sur l'impact négatif des dispositifs d'énergie des vagues sur la hauteur et la qualité des vagues (McLachlan, 2009; West et al., 2009). D'autres préoccupations ont été soulevées, notamment les impacts sur les mammifères marins, les stocks de poissons et les écosystèmes, les impacts sur les revenus de la pêche en raison de la création d'une zone de sécurité autour du site, les questions de navigation et les impacts possibles sur l'industrie du tourisme (ICES, 2019; McLachlan, 2009; West et al., 2009).

Bien que l'appropriation communautaire ait été suggérée comme un moyen possible d'améliorer le soutien au développement local (Devine-Wright, 2005; Rogers et al., 2008), un sentiment d'appropriation plus symbolique (plutôt que l'achat direct d'actions, etc.) s'est également avéré important pour développer le soutien dans ce cas et dans d'autres projets d'énergies renouvelables (McLachlan, 2009).

Afin d'apaiser les inquiétudes des différentes parties prenantes sur les perceptions concernant les dispositifs d'énergies des vagues et des marées, la recherche suggère la nécessité :

- d'une surveillance environnementale rigoureuse des effets du déploiement de la technologie marémotrice, ainsi que la nécessité de faire remonter les résultats de cette surveillance aux résidents locaux (Devine-Wright, 2011) ;
- de faire preuve de prudence dans les promesses faites sur les impacts économiques des projets d'énergie renouvelable. Alors que des avantages économiques prometteurs peuvent aider à convaincre les opposants aux projets, l'exagération de ces avantages peut créer une déception chez les parties prenantes et, en fait augmenter les niveaux d'opposition (West et al., 2009) ;
- d'adopter des stratégies de communication et de participation très actives du public (McLachlan, 2009; Rogers et al., 2008; West et al., 2009).

5.2. Analyse du cycle de vie

Seules quelques ACV ont été réalisées sur des systèmes d'énergie des océans en se concentrant sur des prototypes à grande échelle et sur de bonnes performances environnementales par rapport aux centrales électriques conventionnelles (Douglas et al., 2008; Paredes et al., 2019; Uihlein, 2016). La plupart des études ACV se concentrent uniquement sur les émissions de carbone et l'énergie intrinsèque (Douglas et al., 2008; Kelly et al., 2012; Patrizi et al., 2019; Torosian & Elmehag, 2013) tandis que d'autres donnent une évaluation plus détaillée incluant d'autres catégories d'impact environnemental (Thomson et al., 2019; Uihlein, 2016; Zhai et al., 2018). Les études ACV comprennent toutes les étapes du cycle de vie (assemblage, installation, exploitation et maintenance, disposition finale) et, dans certains cas, impliquent également les étapes d'amarrage et de fondation, ainsi que la connexion des câbles au réseau (Paredes et al., 2019).

En résumé, les études analysées s'accordent à dire que les principaux impacts environnementaux des dispositifs d'énergie océanique (énergie des vagues et des marées) du point de vue de l'ACV sont dus à l'extraction des matières premières et à l'étape de fabrication (Douglas et al., 2008; Douziech et al., 2016; Paredes et al., 2019; Uihlein, 2016). Ces impacts environnementaux sont principalement causés par les composants structurels (hélices de turbine, structure de bouée, turbines), la consommation d'énergie, les fondations d'amarrage et les matériaux utilisés pour fabriquer les dispositifs, parmi lesquels l'acier inoxydable, l'étain, les pièces en acier, le béton et la fonte (Paredes et al., 2019).

Pour les dispositifs convertisseurs d'énergie des vagues, ces impacts peuvent représenter entre 40 et 90% du total des impacts obtenus au cours de leur cycle de vie (Uihlein, 2016; Zhai et al., 2018). Parmi les catégories qui ont un impact plus important, on peut citer le changement climatique, l'épuisement des ressources, l'eutrophisation aquatique, la toxicité de l'eau pour l'homme, l'écotoxicité de l'eau, l'acidification, l'eutrophisation de l'eau douce, la formation de particules, l'occupation des terres agricoles, l'épuisement des vies (Uihlein, 2016; Zhai et al., 2018). En outre, les composants des prises de force (CPF) jouent un rôle important dans trois catégories d'impact : Rayonnement ionisant, eutrophisation de l'eau douce et écotoxicité terrestre vie (Uihlein, 2016; Zhai et al., 2018). Dans ce cas, les impacts d'eutrophisation en eau douce sont générés par la fabrication de matériaux utilisés pour les câbles de connexion électrique, tels que : Polycarbonate, cuivre et acier inoxydable (étapes d'amarrage et de fondation).

Concernant les dispositifs d'énergie des marées, les résultats montrent que la fabrication des matériaux utilisés dans la structure (en particulier la fabrication de l'acier, dans la plupart des cas), les amarrages et les fondations, et les opérations de transport maritime ont le plus grand impact sur les émissions totales de CO₂ (entre 40 et 86 % des émissions totales) (Douglas et al., 2008; Torosian & Elmehag, 2013; Uihlein, 2016). Dans ce même sillage, les résultats de (Patrizi et al., 2019) sur un dispositif convertisseur d'énergie des vagues montrent que 82% des émissions totales de CO₂ sont dues à l'utilisation de matériaux pour la construction des composants (y compris les éléments structurels, la rampe, les fondations et les câbles pour la connexion au réseau). Notamment, 51% des émissions sont dues à la connexion électrique, et au câble terrestre (composants principaux en cuivre et en fer). Ces conclusions sont similaires à celles de (Uihlein, 2016).

En ce qui concerne la dernière étape, l'élimination de la structure des composants présente un impact sur l'eutrophisation marine, l'écotoxicité marine, et ces impacts sont générés principalement par le traitement et la gestion des déchets (Thomson et al., 2019; Zhai et al., 2018). Les études ACV indiquent que le processus de recyclage dans la phase d'élimination finale permet une réduction significative des émissions de CO₂ (Douglas et al., 2008).

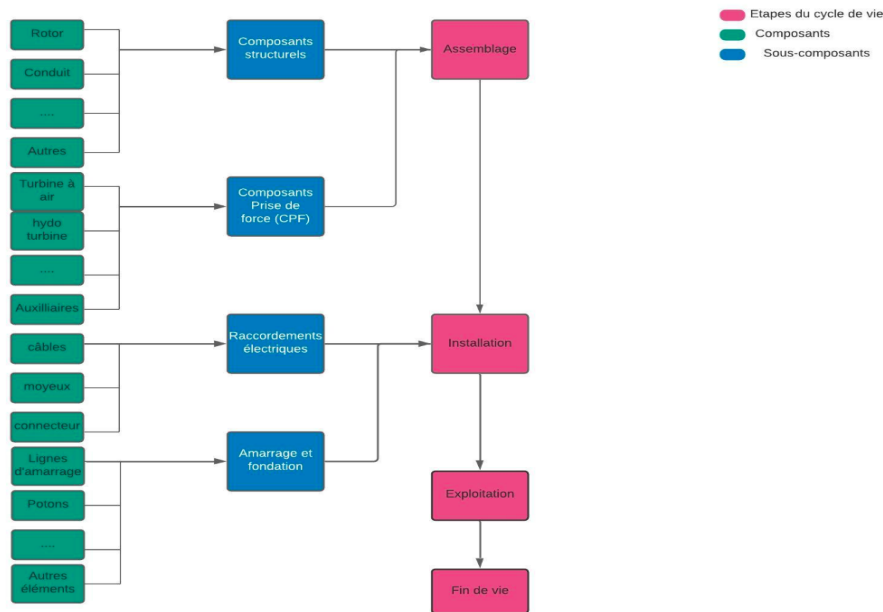


Figure 21 : Schéma de l'analyse du cycle de vie d'un dispositif de conversion d'énergie océanique (Uihlein, 2016)

5.3. Impacts sur la biodiversité

5.3.1. Pendant la phase de construction

L'introduction des dispositifs d'énergie marine renouvelable (DEMR) induit des changements dans l'environnement marin (Lindeboom et al., 2011). Ces effets sur le benthos peuvent être directs (par exemple la colonisation de l'épifaune, y compris des espèces non indigènes, sur les dispositifs) ou indirects (perte/perturbation des habitats, modifications de l'hydrodynamique, modification des fonds marins) (ICES, 2019). Durant cette phase y compris la phase de prospection et de préparation des sites d'implantation, de nombreux impacts négatifs sur la biodiversité et les services écosystémiques décrits ci-dessous sont soulignés dans la littérature. Ces impacts dépendent de la taille des installations et des techniques utilisées. Les activités de construction, telles que le battage de pieux, les sondages, les forages et l'augmentation du trafic maritime, sont également préoccupantes (Margheritini et al., 2012; Tougaard, 2015) en raison de la possibilité de générer des sons de haute intensité et des niveaux de pression acoustique importante qui peuvent affecter de manière permanente l'ouïe d'un animal, endommager des tissus sensibles ou affecter davantage son comportement (Copping et al., 2016; Margheritini et al., 2012). Des réactions comportementales, notamment la peur, l'évitement et des changements de comportement et de vocalisation ont été observés chez les baleines à fanons, les odontocètes et les pinnipèdes ; dans certains cas à une distance de dizaines ou de centaines de kilomètres des bruits industriels forts (Margheritini et al., 2012). Les plus grandes inquiétudes concernent le potentiel de masquage des sons d'écholocation (Buscaino et al., 2019) émis par les mammifères marins pour la communication et la navigation (Copping et al., 2016; Pine et al., 2019). Cependant, ces activités ont tendance à être de courte durée. Les niveaux de bruit les plus forts et les plus perturbateurs sont associés au battage de pieux pour l'installation des dispositifs, bien que la plupart de ces dispositifs ne nécessitent probablement que de petits pieux ou des pieux à goupilles, dont l'installation génère beaucoup moins de bruit que celle requise pour installer des pieux de taille normale pour l'éolien offshore ou d'autres activités industrielles dans l'océan (Copping et al., 2016). A ces effets, s'ajoutent les risques de collision ou d'enchevêtrements (Furness et al., 2012; Leeney et al., 2014; Wade et al., 2016), la destruction et la perte d'habitats fonctionnel (habitats intertidaux et benthiques) (Copping et al., 2016;

Leeney et al., 2014), la perturbation et modification des fonds marins (ICES, 2019; Margheritini et al., 2012) et la perturbation de la dynamique des sédiments (Margheritini et al., 2012) qui peuvent affecter les habitats essentiels des poissons et autres espèces aquatiques, et les voies de migration (ICES, 2019). Outre la pollution de l'eau et des sédiments provenant de la lixiviation et des déversements de produits chimiques, les effets des dispositifs d'énergie marine renouvelable comprennent aussi les dommages physiques des écosystèmes locaux au cours de l'installation des structures de soutien (y compris les lignes d'amarrage) ; et les changements de comportement des animaux tels que l'évitement ou l'attraction vers la zone du projet (Copping et al., 2016). Les effets qui se produisent pendant l'installation sont généralement temporaires et leur importance est proportionnelle à la quantité et au type de substrat de fond perturbé (Margheritini et al., 2012).

5.3.2. Pendant la phase d'exploitation

Les principaux effets potentiels des dispositifs d'énergie océaniques sur la faune marine sont la collision sous-marine avec les dispositifs (Tricas & Gill, 2011), le déplacement résultant de la perte d'habitat due à la modification de la structure de l'habitat et/ou du comportement des proies (Copping et al., 2016; ICES, 2019; Margheritini et al., 2012). A ces effets, s'ajoutent la perturbation (c'est-à-dire l'augmentation du trafic maritime associé à l'entretien), les effets de barrière (Copping et al., 2016; Furness et al., 2012; ICES, 2019; Margheritini et al., 2012), la perturbation des schémas de déplacement de la faune marine et la consommation accrue des réserves d'énergie pendant la migration en raison des réactions d'évitement (Margheritini et al., 2012).

5.3.2.1. Risque de collision

Les dispositifs d'énergie océaniques peuvent entraîner la mortalité (ou les blessures) de certaines espèces (oiseaux de mers, mammifères, requins) par collision sous-marine avec les dispositifs (Tricas & Gill, 2011). Des études évaluant la vulnérabilité potentielle des oiseaux de mer britanniques aux dispositifs d'énergie marémotrice ont identifié (par ordre décroissant) le petit pingouin *Alca torda*, le cormoran européen, le guillemot noir, le guillemot commun *Uria aalge* et le grand cormoran *Phalacrocorax carbo* comme étant particulièrement vulnérables en raison de leur utilisation des courants de marées pour la recherche de nourriture sous la surface (Furness et al., 2012; Wade et al., 2016).

5.3.2.2. Bruits et vibrations

Le bruit produit par les dispositifs pendant leur fonctionnement ainsi que le transport maritime pendant la phase de maintenance peuvent être préoccupants pour les animaux marins qui utilisent le son pour la communication, la navigation et la chasse dans l'environnement marin (Buscaino et al., 2019; Copping et al., 2016; Margheritini et al., 2012). Les risques peuvent inclure des changements dans le comportement des mammifères marins et des poissons pour la chasse, l'élevage, l'accouplement, le repos, ainsi que des changements dans les schémas migratoires si le bruit généré est suffisant (Copping et al., 2013; Dannheim et al., 2019; Margheritini et al., 2012); des dommages potentiels au niveau du système auditif (Margheritini et al., 2012). Les poissons peuvent également être menacés s'ils sont attirés par un dispositif par sa présence physique ou le son qui en émane (Copping et al., 2016). Il pourrait cependant y avoir des dommages physiologiques, temporaires ou permanents, qui pourraient sérieusement affecter la survie ultérieure des poissons (Margheritini et al., 2012). Le masquage des signaux des poissons pourrait avoir des conséquences au niveau des individus et des populations (c'est-

à-dire la période pendant laquelle les chœurs ont été enregistrés pourrait correspondre à la parade nuptiale et au frai (Buscaino et al., 2019). Un certain nombre de travaux ont montré que le bruit enregistré par les convertisseurs d'énergie des vagues est audible par les espèces marines telles que les poissons (Royal Haskoning, 2011), les crustacés (Pine et al., 2012) et les pinnipèdes (Tougaard, 2015), mais ce bruit est probablement en dehors de la zone audible des baleines à dents (Tougaard, 2015). Toutefois, les effets du bruit généré dépendent de la sensibilité de chaque espèce, de leur capacité à s'habituer au bruit et de leur état comportemental (Buscaino et al., 2019).

5.3.2.3. Perturbation hydrodynamique et sédimentaire

Comme les dispositifs marémoteurs et houlomoteurs extraient de l'énergie cinétique, cela entraînera probablement une modification hydrodynamique, c'est-à-dire des changements dans le mouvement et la turbulence de l'eau (ICES, 2019; Neill et al., 2017). Par conséquent, les voies physiques de transport des fonds marins et des sédiments (morphodynamique) pourraient changer, entraînant des modifications dans le dépôt net et l'érosion des côtes (Neill et al., 2017) et des bancs de sable offshore, ainsi que des changements bathymétriques et géomorphologiques à plus grande échelle (ICES, 2019; Leeney et al., 2014). Ces changements des conditions sédimentaires et hydrodynamiques des fonds marins affecteraient les habitats essentiels des poissons, tels que les zones de nourricerie, les frayères et les routes de migration (ICES, 2019). En outre, la modification hydrographique par les dispositifs d'énergies (y compris les câbles) dans ces environnements pourrait entraîner des changements dans la disponibilité des proies de poissons, avec des conséquences pour les oiseaux de mer (Broadhurst & Orme, 2014; Dannheim et al., 2019; Martin-Short et al., 2015).

Les composants statiques peuvent également entraîner l'affouillement des sédiments du lit, en raison des modifications des mouvements des courants autour de la structure, et les câbles du fond marin qui ne sont pas enterrés pourraient provoquer un affouillement localisé du fond marin (Copping et al., 2016; ICES, 2019). Ces changements pourraient avoir de profondes ramifications biologiques telles que la modification des habitats benthiques et le dépôt de sédiments (Fallon et al., 2014; Leeney et al., 2014; Margheritini et al., 2012). Ils peuvent provoquer la modification des taux de rinçage de l'eau oxygénée dans les plans d'eau fermés, pouvant affecter la qualité de l'eau et les changements dans le mélange et la stratification de la colonne d'eau (Copping et al., 2016; Dannheim et al., 2019; Leeney et al., 2014). Par conséquent, la production primaire pourrait être affectée avec des conséquences potentielles pour les filtreurs, les chaînes alimentaires marines et le flux de carbone vers le benthos (Dannheim et al., 2019). De plus, la production primaire de phytoplancton peut être réduite en raison d'une augmentation de la turbidité réduisant la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau et donc perturber l'ensemble des réseaux trophiques des zones proches des dispositifs (Dannheim et al., 2019). En ce qui concerne la biogéochimie, des fonctions benthiques importantes telles que la bioturbation et la décomposition peuvent être affectées si la structure d'assemblage benthique est modifiée (Dannheim et al., 2019). Il pourrait en résulter une modification des taux de production primaire, qui pourrait affecter les taux de renouvellement biogéochimique des espèces benthiques et l'ajout de "nouveaux acteurs" (c'est-à-dire une communauté colonisatrice sur des substrats durs artificiels) et leurs activités métaboliques spécifiques affectant de manière substantielle les processus biogéochimiques essentiels au fonctionnement de l'écosystème marin local (Dannheim et al., 2019).

5.3.2.4. Champs électromagnétiques (CEM)

Les effets environnementaux potentiels des CEM ont été étudiés par plusieurs auteurs (Hutchison et al., 2020; Scott et al., 2018; Taormina et al., 2018) montrant que les principaux récepteurs environnementaux des impacts des CME sont physiques (qualité de l'eau et dynamique hydro-sédimentaire) et biologiques (oiseaux, poissons, mammifères et tortues). Il a également été souligné que l'intensité et la durée de ces impacts dépendent du récepteur, du dispositif et de la phase du projet (Copping et al., 2016). L'émission de champs électromagnétiques (CEM) par les câbles électriques sous-marins peut provoquer l'attraction de crustacés commercialement importants (par exemple *Cancer pagurus*) (Scott et al., 2018). (Scott et al., 2018) ont démontré dans leur étude que l'exposition à des champs électromagnétiques, a eu des effets physiologiques importants sur l'espèce de Crabe *Cancer pagurus* et a modifié leur comportement. Ils ont également constaté que les niveaux de mélatonine chez plusieurs espèces étaient affectés par l'exposition aux CEM, suggérant que l'exposition aux CEM pourrait affecter les crustacés sur un plan hormonal. En outre, le CEM peut perturber ou altérer la capacité des organismes marins (capables d'électroréception et/ou de magnétoréception) qui utilisent le champ magnétique terrestre pour l'orientation, et la navigation lors de migrations à longue ou courte distance (Gill & Bartlett, 2010; Hutchison et al., 2020; Tricas & Gill, 2011). Ceci pourrait altérer leur survie, leur succès de reproduction ou leurs schémas migratoires (Copping et al., 2016). Cela peut également avoir des effets sur les interactions prédateurs/proies, le comportement d'évitement/attraction, ou induire des effets physiologiques et de développement (Hutchison et al., 2020).

5.3.2.5. Pollution et lixiviation chimique

Les dispositifs de production d'énergie océanique pourraient libérer des contaminants métalliques et des biocides provenant des peintures antisalissures et la bioaccumulation de contaminants par des voies trophiques pourrait affecter les performances et la survie d'organismes et de l'ensemble de la chaîne alimentaire (Copping et al., 2016; Dannheim et al., 2019). Une libération chronique lente de biocides ou de peintures antisalissures peut potentiellement affecter la qualité de l'eau et des sédiments (Copping et al., 2016; Taormina et al., 2018). De plus, les déversements ou les rejets aigus de produits chimiques provenant de lubrifiants, de fluides hydrauliques, de carburant pour bateaux ou d'autres produits à base de pétrole peuvent affecter les animaux marins locaux (Mammifères marins, poissons, oiseaux des mers) et les habitats si le déversement est important et couvre une vaste zone (Copping et al., 2016).

5.3.2.6. Effet récif/ réserve

Si bon nombre des impacts considérés peuvent être négatifs, il existe également des impacts positifs potentiels des développements des énergies renouvelables marines (Leeney et al., 2014). Les dispositifs d'énergie des océans peuvent agir comme des « récif artificiel » en fournissent des niches écologiques supplémentaires (Broadhurst et al., 2014; Scott et al., 2018; Taormina et al., 2020), ce qui entraîne de nouvelles interactions trophiques, une augmentation de la biomasse des espèces, et des possibilités de recrutement (Dannheim et al., 2019; Langhamer et al., 2009; Langhamer & Wilhelmsson, 2009). Par exemple, des espèces de crustacés ayant une valeur commerciale comme le homard européen (*Homarus gammarus*) ou le crabe tourteau (*Cancer pagurus*) peuvent s'abriter autour des parcs à vagues (Langhamer & Wilhelmsson, 2009). L'effet d'attraction est donc probablement plus fort sur les fonds à sédiments mous que sur les fonds marins à structure complexe (Taormina et al., 2020). Toutefois, l'augmentation de la densité des poissons et donc l'attraction des prédateurs (par exemple les oiseaux de mer et les mammifères marins) pourraient entraîner une augmentation

potentielle du risque global de collision (ICES, 2019). En outre la fermeture d'une zone offshore au transit des navires et, en particulier, aux activités de pêche, peut amener les dispositifs de production d'énergie marine renouvelable à agir comme une zone marine protégée (ZMP) de facto, en supprimant la pression de pêche et en permettant potentiellement aux poissons de se reproduire et de se développer et pourrait faciliter le rétablissement du milieu benthique (ICES, 2019; Leeney et al., 2014). En revanche, l'amélioration de la diversité benthique associée aux récifs artificiels dépend à la fois des propriétés des récifs et des caractéristiques environnementales locales (Taormina et al., 2020).

5.3.2.7. Impacts potentiels liés aux raccordements

Les effets des câbles comprennent le champ électromagnétique (CEM), l'augmentation locale de la température et les barrières physiques dans le cas de câbles dynamiques suspendus dans la colonne d'eau (ICES, 2019). Les effets des CEM comprennent les changements de comportement, qui ont été enregistrés pour de nombreuses espèces, des décapodes aux grands élasmobranches. Les changements de température induits par les câbles peuvent accélérer le développement des œufs de poisson (ICES, 2019). Cela peut avoir un impact sur la physiologie des organismes benthiques vivant dans les sédiments de surface (Taormina et al., 2018).

5.3.3. Phase de démantèlement

À ce jour, la plupart des informations existent pour les phases de construction et d'exploitation, tandis que les connaissances sur les impacts pendant le déclassement sont insuffisantes (Dannheim et al., 2019). Cependant, le démantèlement devrait avoir des effets similaires à ceux de l'installation (Gill & Bartlett, 2010; Taormina et al., 2018).

5.4. Mesures d'atténuation et Monitoring

Afin d'atténuer les impacts du déploiement de l'énergie des océans sur la biodiversité et les écosystèmes, des mesures existent et devraient être appliquées :

- éviter les zones d'habitats et d'espèces sensibles pour l'implantation des dispositifs ;
- prévoir, en fonctionnement continu pour la production d'énergie, des interruptions programmées pour éviter de masquer les chœurs de poissons au crépuscule de la saison estivale, ce qui pourrait correspondre à la période de parade nuptiale et de frai (Buscaino et al., 2019) ;
- améliorer les études d'impact, notamment en cartographiant les zones à forte sensibilité pour la biodiversité (habitats/espèces/migrations...) et en développant des techniques de moindre impact ;
- améliorer les matériaux du système d'ancrage et des roulements des pièces mobiles pour réduire le bruit des systèmes de conversion de l'énergie des océans (Buscaino et al., 2019) ;
- choisir d'un tracé de câble et d'une technique d'installation appropriés, peut éviter les impacts sur les habitats et les espèces benthiques les plus sensibles aux perturbations ou présentant un intérêt écologique particulier (avec une attention particulière pour les espèces à croissance lente et à longue durée de vie) (Taormina et al., 2018) ;
- prévoir une planification temporelle des travaux de construction, évitant les périodes de l'année critiques pour les animaux marins, est un autre moyen de réduire les impacts ;

- mettre en place des programmes de surveillance tenant compte du cycle de vie des espèces mobiles (dormance hivernale, migration, accouplement et/ou frai, etc.), et éviter de perturber les espèces sensibles (par exemple, poissons, crustacés, mammifères marins, tortues marines ou oiseaux au repos ou en train de se nourrir) (Taormina et al., 2018);
- utiliser des technologies de surveillance acoustique allant des hydrophones passifs aux dispositifs d'imagerie acoustique active à faisceau unique ou à faisceaux multiples peuvent fournir des illuminations claires des animaux à proximité des dispositifs de production d'énergie renouvelable (Copping et al., 2013; Rush et al., 2014), aider à identifier les sources de bruit grâce à leur capacité de localisation (Raghukumar et al., 2020) et identifier les événements d'évasion et/ou de collision (Bicknell et al., 2019). Le suivi acoustique pourrait également permettre de mieux connaître les impacts d'un effet de récif artificiel, ainsi que les mouvements des poissons diadromes (poissons vivants alternativement en eau de mer et en eau douce) (Sangiuliano, 2018) ;
- augmenter la distance physique entre les animaux et le câble en élargissant la profondeur d'enfouissement pour réduire l'exposition des espèces sensibles aux champs électromagnétiques et à l'émission de chaleur, (Taormina et al., 2018) ;
- optimiser les installations d'énergie océanique par des conceptions de base (par exemple avec la création de trous manufacturés de différentes tailles) afin de renforcer leur attractivité pour les espèces benthiques (Langhamer & Wilhelmsson, 2009; Taormina et al., 2020), il est nécessaire d'anticiper la manière dont elles vont interagir avec les caractéristiques environnementales locales du site (Taormina et al., 2020) ;
- envisager des opérations d'expédition efficaces pour l'installation, la maintenance et le déclassement, en utilisant des méthodes de transport plus économes en carburant ou en réduisant la fréquence des opérations de maintenance pour réduire les émissions de CO₂ (Thomson et al., 2019) ;
- mettre en place, pour compléter les stratégies de réduction et d'évitement, des mesures de compensation si les impacts résiduels persistent. Une forme possible de mesures de compensation peut consister à améliorer les futures stratégies d'ingénierie par des études expérimentales sur le fonctionnement et la résilience des écosystèmes après une perturbation (par exemple la transplantation de certaines plantes d'herbe marine situées sur la zone du tracé dans un autre endroit stérile avant l'enfouissement du câble) (Taormina et al., 2018).

5.5. Lacunes de connaissances et pistes de recherche

Avec les récents développements à grande échelle des énergies renouvelables en particulier des énergies des marées et des vagues, il est clair que davantage de recherches sont nécessaires pour réduire l'incertitude quant aux effets environnementaux de ces activités sur les espèces marines benthiques (Scott et al., 2018). Il subsiste également un manque de données important concernant les impacts des CEM car les données sur les seuils de sensibilité ou de tolérance ne sont disponibles que pour un petit nombre de taxons (Taormina et al., 2018). De plus, les preuves empiriques des effets et des impacts des dispositifs d'énergie marémotrice sur les oiseaux de mer font défaut, tout comme les lignes directrices sur l'utilisation efficace des méthodes d'étude pour combler ces lacunes dans les connaissances (Copping et al., 2016; Furness et al., 2012; ICES, 2019).

Dans ce contexte, les démarches suivantes permettraient de combler ces lacunes :

- des études expérimentales supplémentaires combinées à la modélisation du rayonnement thermique sont nécessaires de toute urgence pour combler la lacune dans les connaissances sur l'impact de l'émission thermique des câbles sur les communautés benthiques (ICES, 2019) ;
- des recherches et une surveillance ciblée pour combler les principales lacunes en matière de connaissances sur les espèces marines benthiques (par exemple les décapodes importants sur le plan écologique, les poissons, la mégafaune) et les interactions entre eux, et de mettre au point des approches et des orientations pratiques permettant d'entreprendre une évaluation appropriée des effets cumulés (Fraser et al., 2018; ICES, 2019; Scott et al., 2018; Williamson et al., 2019) ;
- évaluer l'étendue spatiale du masquage des communications de la faune marine au fil des saisons (Pine et al., 2019) ;
- une meilleure connaissance des différents seuils de sensibilité est nécessaire pour combler ces lacunes, en particulier pour plusieurs espèces (cétacés, pinnipèdes, poissons, crustacés et de nombreuses espèces pélagiques) à différents stades de leur développement (Taormina et al., 2018) ;
- la connaissance détaillée de la variabilité naturelle du système benthique dans l'espace et le temps est une condition préalable pour distinguer les changements potentiels induits par les dispositifs d'énergie océanique de la variabilité naturelle, afin de mieux comprendre la structure et la dynamique des écosystèmes benthiques (Dannheim et al., 2019) ;
- des études visant à déterminer dans quelle mesure les dispositifs d'énergie marémotrice peuvent augmenter la disponibilité des proies en agissant comme des dispositifs de regroupement des poissons et donc comme des pièges écologiques sont également nécessaires (Fraser et al., 2018; Williamson et al., 2019) ;
- Caractériser l'effet récifal à long terme associé aux installations (Langhamer & Wilhelmsson, 2009), en particulier dans les zones à forte énergie hydrodynamique (Copping et al., 2016) ;
- des progrès technologiques en matière d'équipement de surveillance (équipement visuel (caméras), capteur acoustique (hydrophone)) sont nécessaires pour approfondir les études sur les interactions environnementales avec les réseaux d'énergie marémotrice et déterminer la viabilité des développements de co-localisation dans les zones écologiquement sensibles (Sangiuliano, 2018) ;
- des études à long terme sont nécessaires pour étudier les effets d'une exposition chronique aux CEM, les effets des CEM sur le développement des œufs, le succès de l'éclosion et l'aptitude des larves (Scott et al., 2018).
- des études pour déterminer s'il existe des effets tels que l'attraction ou l'évitement (à court ou à long terme) des CEM et du bruit chez chaque espèce (par exemple les poissons (anguilles, truites) (Gill & Bartlett, 2010) ;
- Dans les études ACV, les autres catégories liées, par exemple, à la biodiversité et aux impacts marins devraient être abordées et doivent faire l'objet d'une plus grande attention ; ces informations permettront d'améliorer les normes de surveillance environnementale et les meilleures pratiques pour la conception des dispositifs (Paredes et al., 2019; Thomson et al., 2019) ;

- la recherche devrait également se concentrer sur les matériaux de remplacement pour la fabrication des dispositifs, sur de meilleurs systèmes d'amarrage et de fondations, sur l'amélioration des opérations de transport maritime pendant la construction et l'installation des dispositifs d'énergie marine (réduction de la distance des opérations de transport maritime, ainsi que recherche de carburants plus efficaces), et sur l'augmentation de l'efficacité et de la fiabilité du nouveau dispositif (Uihlein, 2016).

Ces recherches doivent permettre de déterminer si les effets (CEM, perturbation acoustique etc.) sont similaires pour les individus d'une même population d'espèces (c'est-à-dire s'il existe des différences d'âge, de stade morphologique ou de sexe) (Gill & Bartlett, 2010) .

6. Hydroélectricité

L'hydroélectricité est générée par l'utilisation d'eau courante qui active des turbines générant de l'électricité (Amponsah et al., 2014). Une installation hydroélectrique est généralement composée d'un ouvrage de retenue (barrage) permettant le cas échéant de stocker l'eau, et de l'orienter vers une usine de production au sein de laquelle l'eau met en mouvement une turbine (cf figure 22). Il existe différentes technologies hydroélectriques déployées en fonction des contraintes géographiques spécifiques et de la demande en électricité. Ces technologies comprennent (FRB, 2017):

- L'hydroélectricité conventionnelle générée par des barrages
- L'hydroélectricité au fil de l'eau qui turbine tout ou partie du débit d'un cours d'eau en continu.
- L'hydroélectricité associée au pompage d'eau stockée utilisées pour le stockage de l'énergie électrique
- L'hydroélectricité associés aux installations dites par « éclusées »
- Les centrales-lacs (ou centrales de hautes chutes) associées à une retenue d'eau créée par un barrage.

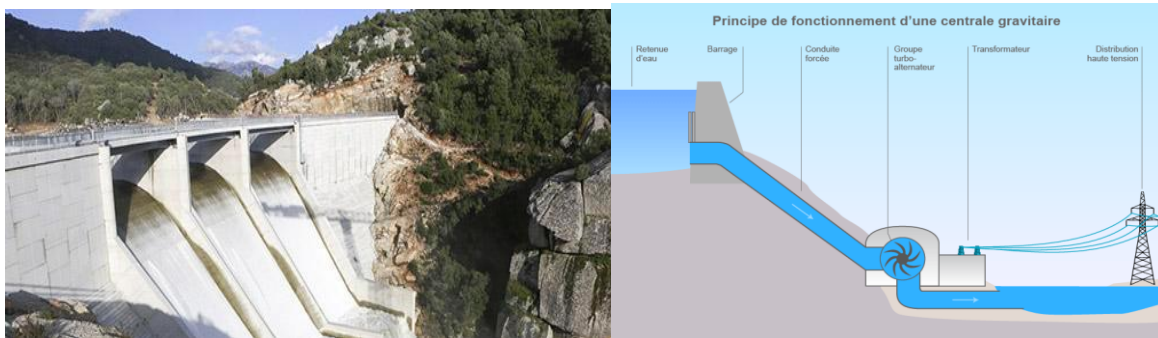


Figure 22 : Centrales hydroélectriques²⁹

6.1. Cadre réglementaire et sociétale

6.1.1. Réglementation

Le secteur de l'hydroélectricité joue un rôle essentiel dans la mise en œuvre de la directive « Énergies renouvelables » et dans la réalisation des objectifs énergétiques que l'UE s'est fixés pour la période 2020-2030 (CE, 2018). Comme toutes les autres activités liées à l'eau, ce secteur doit se conformer aux dispositions de la législation environnementale de l'UE, qui a pour objet de protéger et restaurer les cours d'eaux et les lacs d'Europe. Ces obligations juridiques sont établies dans la directive-cadre sur l'eau, dans la directive « Inondations », dans les directives « Oiseaux » et « Habitats » et dans les directives sur les évaluations environnementales (EIE et EES) (CE, 2018). Le tableau 10 résume les spécificités des exigences réglementaires dans certains pays (Glachant et al., 2015):

²⁹ <https://www.connaissancedesenergies.org/la-production-electrique-renouvelable-en-chiffres-cles-180516>
<https://www.connaissancedesenergies.org/fiche-pedagogique/hydroelectricite>

Pays	Exigences réglementaires spécifiques
France ³⁰	<p>Installations < 4,5 MW : régime d'autorisation</p> <ul style="list-style-type: none"> • Procédures simplifiées pour les puissances inférieures à 500 kW • Application de la législation sur l'eau <p>Installations > 4,5 MW : régime de concession</p> <ul style="list-style-type: none"> • Installations appartiennent à l'état <p>Débit minimum</p> <ul style="list-style-type: none"> • Réglementation nationale : 10% en moyenne • Autorités locales : 12 à 17 % du cours d'eau
Allemagne	<ul style="list-style-type: none"> • Demande de permis • EIE obligatoire, sauf pour les petites centrales hydroélectriques • Des demandes spécifiques peuvent être introduites par l'autorité dans chaque cas individuel
Grande Bretagne	<ul style="list-style-type: none"> • Licence environnementale (licence de prélèvement ou de transfert et licence de mise en eau) • Permis d'urbanisme • Débit résiduel des cours d'eau : 5 % du débit naturel (3 % pour une rivière à débit de base élevé) • EIE pour les installations dans les zones sensibles
Australie	<ul style="list-style-type: none"> • Installations ≤ 10 MW : petites centrales hydroélectriques • 10MW ≤ Installations ≤ 10MW : Centrales hydroélectriques moyennes <p>Procédures d'autorisation et de d'octroi de licence</p> <ul style="list-style-type: none"> • Installation > 15MW <p>Réalisation de l'étude d'impact environnemental</p> <p>Procédure d'autorisation</p>
Norvège	<ul style="list-style-type: none"> • Licences accordées ≥ 1 MW) • Aucune licence n'est nécessaire pour le micro (< 100 kW) et les mini (<1 MW) centrales électriques si la NVE convient d'un impact environnemental limité • EIE obligatoire > 40 GWh

Tableau 10 : Exigence réglementaire selon les pays

³⁰ <https://www.france-hydro-electricite.fr/lhydroelectricite-en-france/reglementation/>

6.1.2. Acceptabilité sociale

Compte tenu de son potentiel important de contribution à la transition énergétique mondiale et de son bilan mitigé en termes d'acceptation sociale, la recherche sur l'acceptation sociale de l'hydroélectricité est relativement absente de la littérature universitaire récente (Tabi & Wüstenhagen, 2017). Peu d'études ont abordé la question de l'acceptation sociale de l'hydroélectricité comparée à l'énergie éolienne (Tabi & Wüstenhagen, 2017). En ce sens, l'acceptation par le public des aménagements hydroélectriques doit faire l'objet d'une plus grande attention (Venus et al., 2020). D'une part, les études analysées montrent que bien que l'attitude du public varie, les citoyens ont généralement une perception favorable et un intérêt envers les sources d'énergie renouvelables telles que l'énergie des petites centrales hydroélectriques (Arabatzis & Myronidis, 2011; Malesios & Arabatzis, 2010). Cependant, la population locale est quelque peu réticente en ce qui concerne les impacts environnementaux (impact sur le paysage et sur la biodiversité) de la construction et de l'exploitation de ces infrastructures (Arabatzis & Myronidis, 2011; Malesios & Arabatzis, 2010). D'autre part, des recherches sur les petites centrales hydroélectriques montrent que les préoccupations relatives aux effets écologiques sur les poissons et les habitats naturels peuvent diminuer l'acceptation du public, en particulier lorsque l'impact négatif est plus important que les avantages de la réduction des gaz à effet de serre (Ribeiro et al., 2014; Tabi & Wüstenhagen, 2017). Par exemple en Turquie et en Inde, la construction et l'exploitation des centrales hydroélectriques ont provoqué des conflits sur l'appropriation privée des terres, de l'eau et des forêts, ainsi que sur les impacts environnementaux (Konak & Sungu-Eryilmaz, 2016; Kucukali, 2014) et de fortes contestations en raison de la privation d'eau pour l'irrigation due à l'implantation d'une centrale hydroélectrique (Höffken, 2014). Par conséquent, afin de limiter les conflits potentiels et favoriser l'acceptation des centrales hydroélectriques des citoyens locaux, il est important de permettre la participation du public au processus décisionnel de la planification (Kelly-Richards et al., 2017; Tabi & Wüstenhagen, 2017) L'acceptation par la communauté de cette technologie nécessite également une réglementation qui équilibre les compromis entre les énergies renouvelables et les écosystèmes, mais qui assure également une justice procédurale et distributive à la population locale (Díaz et al., 2017; Tabi & Wüstenhagen, 2017; Venus et al., 2020).

6.2. Analyse du cycle de vie

Jusqu'à présent, malgré des décennies d'efforts, il n'existe toujours pas de méthodologie appropriée sur la manière d'évaluer tous les aspects des impacts sur la biodiversité de l'hydroélectricité dans l'analyse du cycle de vie (Dorber et al., 2018; Lillesund et al., 2017). La plupart des études ACV sur l'hydroélectricité se concentrent sur les GES, ne prennent pas en compte les impacts sur la biodiversité, encore moins les impacts sur l'utilisation de l'eau douce, et signalent rarement les changements d'utilisation des terres, en raison du manque de méthodes (Dorber et al., 2019). En général, seules les phases de construction et d'exploitation sont considérées dans les études ACV. La phase de démantèlement étant exclue en raison de l'incertitude du devenir futur de ces installations (Briones Hidrovo et al., 2017). Trois sources principales d'émissions de GES sur le cycle de vie sont identifiées : celles associées à la construction de la centrale ; celles provenant de la décomposition de la biomasse des terres inondées par les réservoirs associés ; et celles associées à l'énergie thermique de secours (production d'électricité supplémentaire dans le cas de centrales hydroélectriques saisonnières) (Amponsah et al., 2014). En effet, les réservoirs hydroélectriques libèrent des volumes importants de gaz à effet de serre (Flury & Frischknecht, 2012) sous la forme de CO₂, de CH₄ et de N₂O (Briones-Hidrovo et al., 2020; Hertwich, et al., 2015). Plusieurs processus peuvent

entraîner l'émission de ces gaz à partir des réservoirs : la décomposition aérobie et anaérobie de la matière organique provenant de la végétation qui ont été soit inondées pendant le remplissage du réservoir, soit entraînées dans le réservoir par le ruissellement fluvial ou déposées à la surface du réservoir après le remplissage (Flury & Frischknecht, 2012; Hertwich, et al., 2015; Scherer & Pfister, 2016), l'apport de nutriments en amont, les plantes et le plancton qui poussent dans l'eau (Flury & Frischknecht, 2012). Toutefois, les émissions d'un réservoir dépendent du volume de biomasse (Amponsah et al., 2014) et de nutriments qui y pénètrent, de sa superficie (Amponsah et al., 2014), de son âge et du climat.

Dans l'ensemble, les systèmes au fil de l'eau ont tendance à avoir des émissions de GES sur le cycle de vie plus faibles que les systèmes basés sur des réservoirs (Bidoglio et al., 2019; Briones-Hidrovo et al., 2020; Varun et al., 2012). Cela s'explique par le fait que les systèmes à réservoir ont des émissions de GES beaucoup plus importantes en raison de la construction de barrages (mines, acier et béton) et de l'inondation des terres végétalisées (Amponsah et al., 2014; Varun et al., 2012). Les émissions des réservoirs contribuent à 73 % du total des émissions de gaz à effet de serre (Flury & Frischknecht, 2012) de l'ensemble du cycle de vie. En outre, l'hydroélectricité a été caractérisée comme une grande consommatrice d'eau avec des impacts sur la biodiversité aquatique (Dorber et al., 2019). Une étude en Norvège indique que la phase d'utilisation des centrales à accumulation contribue à hauteur de 67,8 % de la consommation totale d'eau (Bakken et al., 2016). (Verones et al., 2013) supposent que toute augmentation marginale de la consommation d'eau supplémentaire entraînera une réduction du volume d'écoulement et donc une réduction de la superficie de l'habitat des reptiles, des amphibiens, des mammifères et des oiseaux, ce qui tient également compte des écosystèmes riverains.

6.3. Impacts sur la biodiversité

6.3.1. Pendant la phase de construction

6.3.1.1. Altération de l'eau douce

6.3.1.1.1. Fragmentation longitudinale et latérale de l'habitat

Plusieurs études ont révélé que, globalement, les projets hydroélectriques peuvent être un facteur important de perte/changement et de fragmentation des habitats (Anderson et al., 2008, 2018; Gracey & Verones, 2016; Hertwich, et al., 2015). La fragmentation est une perte de connectivité hydrologique qui se produit le long de l'une des trois dimensions spatiales des écosystèmes lotiques (milieux d'eaux courantes) : latérale (rivière-rivière/plaine d'inondation), longitudinale (eaux d'amont - estuaire) et verticale (rivière - eaux souterraines) (Gracey & Verones, 2016). Toutes les installations hydroélectriques contenant des barrières structurelles à la migration (grands barrages, petits barrages/barrages de faible hauteur, déversoirs³¹ provoquent un certain degré de fragmentation longitudinale (Noonan et al., 2012). En outre, ils peuvent inonder de vastes zones situées en amont, engendrant des pertes directes de milieux par destruction, des modifications des habitats riverains non immergés (occupation des terres, suppression de la végétation rivulaire) ainsi que la fragmentation latérale des habitats (Benchimol & Peres, 2015; CE, 2018). Les effets de la fragmentation des rivières aux États-Unis comprennent des exemples de disparition ou d'extinction d'espèces, dont 200 populations de saumon génétiquement unique dans le fleuve Columbia (McAllister et al., 2001). Par ailleurs, les centrales hydroélectriques induisent d'autres effets sur le milieu tels que la disparition de la couverture végétale suite à la mise en eau du réservoir, ou encore l'accumulation de matière organique dans le sol associée à un moindre renouvellement des eaux au niveau du réservoir (Thórhallsdóttir, 2007).

³¹ Structures construites pour dévier ou évacuer l'eau retenue par un barrage

6.3.1.1.2. Perturbation de la dynamique sédimentaire

Les sédiments constituent des habitats divers qui, directement ou indirectement, permettent à une grande variété d'espèces d'exister (CE, 2018). Cependant, les structures transversales, telles que les déversoirs et les barrages, ont tendance à rompre la dynamique sédimentaire naturelle (CE, 2018). La réduction du transport de sédiments perturbe l'acheminement en aval des nutriments vers les plaines d'inondation, les lacs, les zones humides, et les environnements marins côtiers (Maavara et al., 2015) et le substrat formant l'habitat (Finger et al., 2006). Les conséquences du piégeage des sédiments sont, entre autres, l'érosion côtière à grande échelle, la perturbation des réseaux alimentaires et la destruction, au niveau local, de structures hydromorphologiques importantes telles que les bancs de gravier (CE, 2018; Chen et al., 2020; Gracey & Verones, 2016). L'accumulation de gravier ou d'autres sédiments limoneux sur le lit des cours d'eau ou dans la colonne d'eau peut être particulièrement préjudiciable aux espèces lithophiles³² telles que l'ombre *Thymallus thymallus*, qui utilisent ces espaces comme zones de frai, pour la moule perlière *Margaritifera margaritifera* et la muette épaisse *Unio crassus* (CE, 2018). Elle nuit également à certaines espèces d'oiseaux, telles que le pluvier et la bécasse, qui font leur nid sur un lit de gravier sec (CE, 2018).

6.3.1.1.3. Modification hydrologique du régime d'écoulement naturel et de la qualité de l'eau

La modification du débit peut réduire ou altérer l'étendue de l'habitat aquatique ainsi que sa connexion avec les habitats rivulaires (CE, 2018). En effet, selon le rapport de la commission européenne (CE, 2018), un débit trop faible, par exemple, peut avoir diverses incidences négatives, dont l'assèchement des frayères des poissons et lamproies ou le mauvais développement des œufs et des juvéniles. La migration des poissons vers l'amont peut aussi se révéler plus difficile dans le tronçon court-circuité (partie située entre la prise d'eau (le barrage) et la restitution (la centrale électrique), soit en raison des blocages aux périodes de basses eaux, soit du fait de l'absence des stimuli nécessaires pour inciter les poissons à migrer (CE, 2018). Des débits insuffisants dans le lit initial d'un cours d'eau peuvent entraîner une augmentation excessive de la température de l'eau et une mauvaise oxygénation de celle-ci (CE, 2018). Cela crée des conditions de vie inappropriées pour une grande variété d'espèces de poissons, d'écrevisses, de lamproies, de mollusques bivalves et de libellules qui sont dépendantes des habitats d'eau courant (CE, 2018). Ces changements impliquent des altérations des fonctions et services écosystémiques associés aux cours d'eau (régulation des flux sédimentaires, hydriques, organiques, régulation thermique, dépollution, biodiversité, équilibres dynamiques des zones aval fluviales et côtières, etc.) (Souchon & Nicolas, 2011). Les centrales hydroélectriques peuvent également modifier les paramètres physico-chimiques de l'eau (température, matière organique, turbidité, teneur en oxygène dissous) (Gracey & Verones, 2016; Souchon & Nicolas, 2011).

6.3.1.2. Utilisation des terres et changement d'affectation des terres

La construction d'infrastructures (barrage, tunnels, canaux, centrale électrique, routes d'accès, etc.) peut entraîner une fragmentation de l'habitat terrestre (Gracey & Verones, 2016) et provoquer des pertes de couverture terrestre d'une ampleur similaire à celle de la submersion (Pandit & Grumbine, 2012). Par conséquent, la perte d'écosystèmes terrestres entraîne la perte de la capacité de séquestration du carbone, qui à son tour a un impact sur le cycle du carbone (Briones-Hidrovo et al., 2020). En outre, les activités de construction peuvent

³² espèces déposant leurs œufs sur ou sous des galets ou du gravier grossier

entraîner des inondations, des glissements de terrain, l'introduction d'espèces non indigènes (Benejam et al., 2016; Kelly-Richards et al., 2017) et fortement perturber certaines espèces (Faune et flore benthique) et interrompre leur cycle biologique (CE, 2018). Ce qui peut affecter leur capacité de reproduction, d'alimentation, de repos, de dispersion et de migration et entraîner le départ des espèces présentes dans la zone et l'interruption de l'utilisation de l'habitat ou bien déboucher sur une baisse du taux de survie et/ou de reproduction (CE, 2018). Outre la perte et la fragmentation de l'habitat, les lignes de transmission transportant l'électricité peuvent également infliger une mortalité directe à certaines espèces (CE, 2018) tout en modifiant les voies de migration (Gracey & Verones, 2016). Par exemple, les oiseaux peuvent entrer en collision avec des lignes électriques aériennes et se faire électrocuter ; leurs sites de reproduction peuvent être fortement perturbés par le trafic régulier sur les voies d'accès (CE, 2018).

6.3.2. Pendant la phase d'exploitation

6.3.2.1. Modification du régime d'écoulement hydrologique

Le débit des rivières contrôle la diversité et la disponibilité des habitats (Benejam et al., 2016). Par conséquent, des fluctuations de grande ampleur du débit peuvent causer des dommages importants aux espèces tels que l'échouage de poissons dans les zones de faible niveau d'eau, l'isolement des poissons dans des bassins (avec un risque d'étouffement dû à la diminution de la concentration d'oxygène), la dérive des organismes aquatiques (ARCADIS, 2011) et à leurs habitats, surtout dans les petits cours d'eau (CE, 2018; Hertwich, et al., 2015). Cependant, les impacts réels sur la biodiversité dus aux changements de régime d'écoulement de l'eau peuvent être différents en amont et en aval des centrales hydroélectriques, comme cela a été observé pour certaines communautés de macro-invertébrés (Jesus et al., 2004) et certains assemblages de poissons (Sá-Oliveira et al., 2015). Sachant que les réservoirs sont des écosystèmes modifiés par l'homme, les expériences menées au Brésil suggèrent que les prélèvements dans les réservoirs entraînent des modifications temporaires de la structure des communautés, mais que les assemblages d'espèces restent intacts (Thomaz et al., 2006). En revanche, les installations dites par « éclusées » créent du stress chez les organismes vivant dans les parties touchées du cours d'eau, en particulier chez ceux qui ne sont pas en mesure de supporter des variations brutales de niveau d'eau, tels que les juvéniles chez les poissons ou d'autres organismes statiques (en particulier, certaines plantes) ou se déplaçant lentement d'accès (CE, 2018) et remodèle les écosystèmes (Anderson et al., 2006). En ce qui concerne les petites centrales hydroélectriques (PCH), (Benejam et al., 2016) ont indiqué que la composition des espèces a été affectée par le détournement de l'eau des petites centrales hydroélectriques, avec une abondance relative plus faible de truites (*Salmo trutta*) et de ménéés (*Phoxinus phoxinus*) dans les tronçons touchés et une présence plus importante de barbus de roche (*Barbatula barbatula*) et de Barbus de méditerranée (*Barbus meridionalis*). En effet, la modification du régime d'écoulement naturel fournit un habitat plus adapté aux faunes généralistes et opportunistes, donnant à ces espèces un avantage compétitif (Benejam et al., 2016). Par contre, les centrales au fil de l'eau peuvent avoir des impacts plus faibles sur le régime d'écoulement de l'eau et la qualité de l'eau, mais toujours un certain impact écologique (Jager & Bevelhimer, 2007; SNIFFER, 2011). Ils peuvent également fournir une protection contre les inondations dans le canal de dérivation en cas d'inondation (Tarroja et al., 2016).

D'autre part la pratique de l'hydropeaking³³ peut modifier la morphologie des berges et des canaux par l'érosion et en altérant des variables hydrologiques telles que la profondeur de l'eau, la zone mouillée, la composition du substrat, les matières en suspension, la température, la

³³ La pratique de l'hydropeaking est la fluctuation délibérée du débit en aval des barrages (affectant l'ampleur, la durée, le moment et la fréquence du débit) pour répondre à la demande d'électricité de pointe.

structure de l'habitat (Gracey & Verones, 2016). L'effet le plus profond de l'hydropeaking est la mortalité directe par la dessiccation (échouage) des organismes à différents stades de leur vie (Gracey & Verones, 2016). Les effets sublétaux (effets à long terme pouvant entraîner la mort) tels que la dégradation de l'habitat, le stress physiologique, le déplacement en aval, l'augmentation de la prédation et la modification du comportement peuvent nuire aux espèces (Gracey & Verones, 2016).

6.3.2.2. Modification et fragmentation de l'habitat

La dérivation de l'eau pour les centrales hydroélectriques (Barrages et PCH) affecte les caractéristiques de l'habitat (Benejam et al., 2016; Palmeirim et al., 2014; Zhai et al., 2010) et la structure des biotes terrestres (Lees et al., 2016). L'altération de l'habitat physique due à la construction du barrage perturbe le cycle de vie des organismes des cours d'eau tels que les poissons (Benejam et al., 2016) et peuvent menacer celles qui sont adaptées aux environnements fluviaux (Hertwich, et al., 2015) en obstruant les voies de migration, et en modifiant les régimes thermiques ou les habitats d'alevinage (Zhai et al., 2010). En outre, la perte de poissons et de crustacés diadromes (espèces qui migrent entre les habitats d'eau douce et d'eau salée) et potamodromes (espèces migratrices limitées aux eaux douces) a des répercussions en cascade sur les transferts de nutriments en amont et en aval (Golden et al., 2019; Lees et al., 2016). Par ailleurs, les réservoirs hydroélectriques réduisent l'habitat disponible pour les espèces terrestres, mais créent de nouveaux habitats d'eau libre et de lacs riverains qui peuvent potentiellement stimuler les populations d'espèces aquatiques et semi-aquatiques (ARCADIS, 2011), comme la loutre géante (*Pteronura brasiliensis*), une espèce menacée (Palmeirim et al., 2014). Selon le degré de fragmentation et d'altération hydrologique dans le bassin versant, les effets en aval pourraient être modérés ou inclure la disparition complète des taxons sensibles ou migrateurs (Gracey & Verones, 2016). Par exemple, la conversion d'un environnement fluvial en environnement lacustre offrira des possibilités à certaines espèces de périphyton, tout en détruisant l'habitat d'autres espèces (ARCADIS, 2011). Ainsi, une perte d'habitats et des ressources associées disponibles pour les animaux peut entraîner une simplification et une homogénéisation de la biodiversité, qui présentera une dominance plus élevée de certains groupes (Ruocco et al., 2019).

6.3.2.3. Altération de la qualité de l'eau

Les opérations hydroélectriques peuvent affecter profondément les variables de la qualité de l'eau telles que la température, les nutriments, la matière organique, la turbidité et la teneur en oxygène dissous (CE, 2018; Gracey & Verones, 2016; Hertwich, et al., 2015). Ces changements comprennent l'augmentation des densités de phytoplancton, une augmentation de la sédimentation des matières organiques autochtones (Maavara et al., 2017), le développement d'une eau hypoxique au-dessus des sédiments, la transformation du nitrate en ammonium, et enfin l'augmentation de l'exportation en aval de ces nutriments biodisponibles dans l'eau rejetée par le fond du barrage (Chen et al., 2020). Les organismes sont également influencés par les fluctuations thermiques de l'eau et les variations de concentration de l'oxygène qui en découlent (CE, 2018). En outre, les changements de température de l'eau associés aux barrages peuvent affecter la viabilité des larves de poissons, tant pour les espèces migratrices que non migratrice (Anderson et al., 2008). Pendant les mois les plus chauds, les conditions d'eutrophisation des réservoirs peuvent entraîner des proliférations d'algues, culminant dans des conditions anoxiques ou hypoxiques pendant et après le processus de décomposition (Gracey & Verones, 2016; Hertwich, et al., 2015; Souchon & Nicolas, 2011). L'augmentation de la température de

l'eau peut aussi provoquer l'apparition de cyanobactéries dans les communautés phytoplanctoniques des réservoirs en aval (Chen et al., 2020).

6.3.2.4. Perturbation de la dynamique des sédiments

Les sédiments sont un élément naturel des écosystèmes aquatiques et sont essentiels aux fonctions hydrologique, géomorphologique et écologique de ces systèmes (CE, 2018). Toutefois, les changements de mode de dépôt des sédiments dans les réservoirs et les eaux d'aval des barrages simplifient ou suppriment les niches pour de nombreuses espèces (Nilsson et al., 2010; Sá-Oliveira et al., 2015). La réduction de la capacité de transport des sédiments entraîne l'accumulation de ces derniers, laquelle peut être dommageable tant aux espèces qu'aux habitats, par exemple en favorisant la croissance d'algues et d'autres plantes aquatiques qui évincent les espèces protégées (CE, 2018). Les travaux d'entretien des déversoirs et des barrages comportant le dragage périodique des sédiments (surtout en été, lorsqu'il y a pénurie d'eau) peuvent aussi porter atteinte à certains habitats et espèces s'ils ne sont pas bien maîtrisés (CE, 2018). Ces impacts multiples des centrales hydroélectriques entraînent généralement des dommages à l'intégrité écologique des écosystèmes, ce qui se traduit par la disparition d'espèces aquatiques et par la perte de faune (Hudek et al., 2020).

6.3.2.5. Effet Barrière

Les infrastructures physiques de l'hydroélectricité (barrages, déversoirs, tunnels, routes d'accès, centrale électrique, réservoirs, etc.) entravent les mouvements de nombreuses espèces en bloquant les zones de frai pour les poissons (Chen et al., 2020; Sá-Oliveira et al., 2015) mais également de certaines espèces de macro-invertébrés benthiques, d'insectes ou de mammifères semi-aquatiques (Golden et al., 2019; Gracey & Verones, 2016; Souchon & Nicolas, 2011). En effet, les barrages interrompent à la fois les couloirs de migration parce qu'ils présentent des barrières physiques et que leur fonctionnement crée une variation temporelle du débit d'écoulement d'eau, non naturel, avec des fluctuations qui ne sont pas synchronisées avec les schémas historiques et/ou saisonniers (Anderson et al., 2018). Par conséquent, les barrages situés loin en amont peuvent influencer le comportement migratoire des poissons caräiformes et siluriformes en perturbant les signaux hydrologiques auxquels ils répondent depuis des milliers d'années (Anderson et al., 2018). Ce qui peut entraîner une fragmentation de l'habitat et un déclin des populations de poissons (Chen et al., 2020) le long du continuum fluvial (Sá-Oliveira et al., 2015).

6.3.2.6. Blessure et mort

Les centrales hydroélectriques, les turbines et les déversoirs peuvent infliger des blessures graves, voire mortelles, aux poissons qui migrent en aval (Pander et al., 2018) autres espèces aquatiques (CE, 2018). Les poissons peuvent être blessés ou tués par un impact physique, une différence de pression ou une abrasion avec les aubes directrices, la roue de la turbine ou le carter de la turbine et devenir sujets à la prédation en aval en raison de la désorientation du passage de la turbine (ARCADIS, 2011).

6.3.3. Phase de démantèlement

Il n'y a pas d'expérience à long terme avec les centrales hydroélectriques en fin de vie et, par conséquent, on ne sait rien sur la gestion de ces centrales en fin de vie (Flury & Frischknecht, 2012).

6.4. Mesure de mitigation & monitoring

Cette section résume les mesures de minimisation des impacts potentiels des centrales hydrauliques soulignés dans la littérature. Le type de mesure choisi dépend dans une large mesure de l'état écologique de la masse d'eau concernée, du type d'installation hydroélectrique présente, des autres pressions et menaces, ainsi que du coût global et de la marge d'amélioration du rendement et de la capacité de production de l'installation hydroélectrique (CE, 2018) :

- rétablissement de la continuité des cours d'eau et des couloirs de migration des poissons, par exemple par la suppression des structures anciennes ou obsolètes (CE, 2018) ou la construction de passes à poissons (Benejam et al., 2016; Palmeirim et al., 2014);
- réduction de la mortalité des poissons, par exemple grâce à l'installation de grilles aux points d'entrée et de turbines spécialement adaptées (CE, 2018);
- nécessité d'améliorer les programmes de surveillance des communautés de poissons et autres espèces aquatiques après la construction des barrages (Palmeirim et al., 2014) pour détecter correctement les modifications du régime d'écoulement produites par les centrales hydroélectriques (Benejam et al., 2016) et pour révéler des changements dans la dynamique des nutriments, la productivité primaire et la composition des espèces qui n'ont pas été prévus par les scénarios de modélisation (Chen et al., 2020) ;
- utilisation de la vélocimétrie par image de particules à grande échelle pour surveiller régulièrement le débit à proximité des passages de poissons, ce qui permettrait de réagir rapidement aux changements indésirables des conditions d'écoulement lorsque cela est possible (Chen et al., 2020) ;
- recréation de débits environnementaux aussi similaires que possible au régime naturel est le principal outil pour réduire l'impact des petites centrales hydroélectriques pour protéger les systèmes fluviaux (Benejam et al., 2016; CE, 2018; Kelly-Richards et al., 2017);
- mise en place des politiques qui puissent tenir compte des caractéristiques uniques de chaque projet de petites centrales hydroélectriques tout en étant transposables à différents contextes (Kelly-Richards et al., 2017).

6.5. Lacunes de connaissances et pistes de recherche

Bien que les impacts écologiques des grands barrages soient relativement bien connus, les effets des petites centrales hydroélectriques et de leurs déversoirs ont été beaucoup moins étudiés (Benejam et al., 2016). Par conséquent, il subsiste des lacunes dans les connaissances des impacts sociaux, environnementaux et cumulatifs de la petite hydroélectricité (Kelly-Richards et al., 2017). En outre, la compréhension de l'ampleur de l'extinction probable de la faune aquatique induite par les processus de construction des barrages est entravée par un manque d'informations sur la taxonomie, les habitudes de reproduction, la productivité et la dynamique saisonnière (Lees et al., 2016). Les éléments ci-dessous permettraient de combler ces lacunes :

- la planification stratégique et les études d'impact environnemental des nouveaux projets de barrages doivent tenir également compte des effets en cascade des barrages sur les chaînes alimentaires terrestres et aquatiques (Benejam et al., 2016);
- la nécessité de prendre en considération les effets cumulatifs et synergiques de plusieurs barrages et des autres développements au sein du bassin hydrographique (Anderson et al., 2018; CE, 2018);

- les petites centrales hydroélectriques doivent être soumises à des évaluations d'impact environnemental (EIE) ou à un processus d'approbation équivalent (Kelly-Richards et al., 2017);
- comme l'indique la littérature, les impacts potentiels sur les eaux souterraines, ainsi que les impacts cumulatifs dans un bassin fluvial peuvent avoir des implications plus larges sur la disponibilité de l'eau, l'intégrité de l'écosystème et les populations humaines au-delà de la zone immédiatement touchée par la construction du projet. En plus d'une étude plus approfondie de ces questions, il est nécessaire de mettre en place des politiques qui tiennent compte de ces risques, identifient les parties prenantes et permettent une participation significative à la prise de décision et l'accès aux avantages que le PCH peut apporter (Kelly-Richards et al., 2017);
- une ACV holistique des centrales hydroélectriques devrait évaluer tous les impacts pertinents sur la biodiversité de la production d'électricité (Gracey & Verones, 2016), ce qui nécessite le développement de modèles supplémentaires pour les voies d'impact (Dorber et al., 2018, 2019);
- les émissions de GES liées à l'utilisation des terres et au changement d'affectation des terres doivent être incluses dans l'évaluation des petits systèmes hydroélectriques (Bidoglio et al., 2019);
- la surveillance des masses d'eau associées aux centrales hydroélectriques devrait inclure l'évaluation de l'efficacité des mesures d'atténuation (par exemple, l'efficacité des passes à poissons) proposées dans l'évaluation des incidences sur l'environnement (EIE), mais devrait également évaluer si les quantités et les calendriers des rejets dans l'environnement sont appropriés (Hudek et al., 2020).

DISCUSSION

Bien qu'il existe une littérature croissante sur les interactions entre certaines technologies d'énergie renouvelable et la biodiversité, il y a un manque important d'informations sur certaines technologies telles que l'hydrogène et les batteries de stockage et dans une moindre mesure le biogaz.

Certains effets sont plutôt bien connus tandis que d'autres restent inconnus (par exemple l'effet au niveau de la population) ou sont encore débattus en raison de conclusions divergentes, d'un manque d'études sur le terrain ou, en partie, de lacunes persistantes dans les connaissances (Schuster et al., 2015). En outre, il est difficile d'estimer les impacts cumulés en raison du manque d'estimation précise de la taille des populations, par exemple des chauves-souris, pour la plupart des espèces dans le monde (MacGregor & Lemaitre, 2020). La spécificité des sites, des espèces et des périodes d'études peut également influencer la qualité des recherches et rendre difficile la généralisation.

Par ailleurs, il existe une grande variabilité dans la manière dont les estimations des risques de collision sont calculées et rapportées dans la littérature (par exemple par turbine, par parc éolien, par n parcs éoliens, par MW), ce qui rend les comparaisons directes compliquées (Fernandez-Bellon, 2020). Ces différences peuvent entraîner des estimations particulièrement élevées ou faibles de la mortalité, conduisant à des extrapolations inexactes à différentes périodes temporelles ou échelles géographiques (Walston et al., 2015). Une compréhension incomplète de ces facteurs peut entraîner une incertitude dans la détermination du risque de mortalité aviaire spécifique au projet (Walston et al., 2015).

L'efficacité des mesures d'atténuation reste une question ouverte étant donné qu'elles sont généralement spécifiques à une espèce et leur mise en œuvre peut s'avérer difficile si l'on considère simultanément d'autres taxons (Gartman et al., 2016a, 2016b). D'un autre côté, malgré que l'ACV soit considérée comme une approche efficace pour évaluer la performance environnementale des technologies, la variabilité des résultats empêche de tirer des conclusions générales et cohérentes sur les impacts du cycle de vie des différentes technologies. De plus, l'absence du volet biodiversité dans les catégories d'impacts peut conduire à une évaluation environnementale inexacte (soit sous-estimée ou sur estimée).

Il ressort aussi de l'analyse que l'acceptation sociale d'une technologie diffère considérablement selon le lieu, la proximité et la technologie considérée. La plupart des recherches sur l'acceptation a été dominée par des études de cas sur des réponses locales à des propositions spécifiques, avec un intérêt premier pour l'identification des facteurs influençant les objections ou le soutien. Par conséquent, il est important de comprendre la dynamique de l'acceptation et les facteurs influençant la perception du public à l'égard de ces technologies (Devine-Wright & Wiersma, 2020).

Ainsi, une compréhension claire des compromis entre le développement de ces technologies et la conservation de la biodiversité pourrait contribuer à une meilleure prise en compte des effets et en fin de compte favoriser le développement durable de ces filières d'énergie à faible teneur en carbone.

CONCLUSION

Au cours de ces dernières décennies, la recherche sur les technologies d'énergie renouvelable a considérablement augmenté. Cette revue de la littérature a examiné et résumé l'état actuel des connaissances sur l'impact de ces filières d'énergie renouvelable sur la biodiversité. Il ressort de l'analyse bibliographique que ces technologies sont directement ou indirectement à l'origine de pressions exercées sur la biodiversité et de modifications des écosystèmes. Ces effets varient considérablement selon les technologies considérées, les caractéristiques des espèces (morphologie, phénologie, abondance, comportement et réaction aux turbines), l'échelle et la phase de vie du projet et les caractéristiques du site. Cependant, de nombreuses recherches menées dans les différentes régions du monde démontrent que certains effets sont bien compris tandis que d'autres sont encore débattus ou restent inconnus. Cela souligne la nécessité d'une évaluation appropriée et efficace de ces effets. Cette présente revue fait également le point sur les mesures nécessaires pour éviter, réduire et compenser ces effets. Bien que l'efficacité de certaines mesures restent encore à débattre, il est donc nécessaire d'adopter une approche combinant différentes mesures adaptées aux spécificités de chaque site, technologie d'énergie renouvelable et espèce cible avec des recherches disciplinaires plus large et une amélioration des programmes de surveillance. Cette étude souligne également des lacunes dans les connaissances et des incertitudes. Il devient donc urgent afin de combler ces lacunes, de déployer des efforts de conservation et des compromis pour accompagner la transition énergétique et éviter les pressions sur la biodiversité.

REFERENCES

- Abubaker, J., Cederlund, H., Arthurson, V., & Pell, M. (2013). Bacterial community structure and microbial activity in different soils amended with biogas residues and cattle slurry. *Applied Soil Ecology*, *72*, 171-180. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.07.002>
- Abubaker, J., Risberg, K., & Pell, M. (2012). Biogas residues as fertilisers – Effects on wheat growth and soil microbial activities. *Applied Energy*, *99*, 126-134. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.04.050>
- ADEME. (2015). *Impacts-environnementaux-eolien-francais-2015-rapport.pdf*. <https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/impacts-environnementaux-eolien-francais-2015-rapport.pdf>
- ADEME. (2018). *Piles et accumulateurs*. <https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/piles-accumulateurs-donnees-2018-rapport-annuel.pdf>
- Ahlén, I., Baagøe, H. J., & Bach, L. (2009). Behavior of Scandinavian Bats during Migration and Foraging at Sea. *Journal of Mammalogy*, *90*(6), 1318-1323. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-S-223R.1>
- Ahlén, I., Sverige, & Naturvårdsverket. (2007). *Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia*. Swedish Environmental Protection Agency.
- Albuquerque, J. A., de la Fuente, C., Ferrer-Costa, A., Carrasco, L., Cegarra, J., Abad, M., & Bernal, M. P. (2012). Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues. *Biomass and Bioenergy*, *40*, 181-189. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.02.018>
- Amponsah, N. Y., Troldborg, M., Kington, B., Aalders, I., & Hough, R. L. (2014). Greenhouse gas emissions from renewable energy sources : A review of lifecycle considerations. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, *39*, 461-475. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.087>
- Anderson, E. P., Freeman, M. C., & Pringle, C. M. (2006). Ecological consequences of hydropower development in Central America : Impacts of small dams and water diversion on neotropical stream fish assemblages. *River Research and Applications*, *22*(4), 397-411. <https://doi.org/10.1002/rra.899>
- Anderson, E. P., Jenkins, C. N., Heilpern, S., Maldonado-Ocampo, J. A., Carvajal-Vallejos, F. M., Encalada, A. C., Rivadeneira, J. F., Hidalgo, M., Cañas, C. M., Ortega, H., Salcedo, N., Maldonado, M., & Tedesco, P. A. (2018). Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. *Sci. Adv.*, *4*(1), ea01642. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aao1642>
- Anderson, E. P., Pringle, C. M., & Freeman, M. C. (2008). Quantifying the extent of river fragmentation by hydropower dams in the Sarapiquí River Basin, Costa Rica. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *18*(4), 408-417. <https://doi.org/10.1002/aqc.882>
- Andersson, M. H., & Öhman, M. C. (2010). Fish and sessile assemblages associated with wind-turbine constructions in the Baltic Sea. *Marine and Freshwater Research*, *61*(6), 642-650. <https://doi.org/10.1071/MF09117>
- Apostolou, D., & Xydis, G. (2019). A literature review on hydrogen refuelling stations and infrastructure. Current status and future prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *113*, 109292. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109292>
- Arabatzis, G., & Myronidis, D. (2011). Contribution of SHP Stations to the development of an area and their social acceptance. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *15*(8), 3909-3917. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.026>
- Arbabzadeh, M., Johnson, J. X., & Keoleian, G. A. (2017). Parameters driving environmental performance of energy storage systems across grid applications. *Journal of Energy Storage*, *12*, 11-28. <https://doi.org/10.1016/j.est.2017.03.011>
- ARCADIS. (2011). *Hydropower Generation in the context of the EU WFD*.
- Arciniegas, L. M., & Hittinger, E. (2018). Tradeoffs between revenue and emissions in energy storage operation. *Energy*, *143*, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.10.123>
- Arvesen, A., Birkeland, C., & Hertwich, E. G. (2013). The Importance of Ships and Spare Parts in LCAs of Offshore Wind Power. *Environmental Science & Technology*, *47*(6), 2948-2956. <https://doi.org/10.1021/es304509r>
- Arvesen, A., & Hertwich, E. G. (2012). Assessing the life cycle environmental impacts of wind power : A review of present knowledge and research needs. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *16*(8),

- 5994-6006. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.06.023>
- Aschwanden, J., Stark, H., Peter, D., Steuri, T., Schmid, B., & Liechti, F. (2018). Bird collisions at wind turbines in a mountainous area related to bird movement intensities measured by radar. *Biological Conservation*, 220, 228-236. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.01.005>
- Asdrubali, F., Baldinelli, G., D'Alessandro, F., & Scrucca, F. (2015). Life cycle assessment of electricity production from renewable energies : Review and results harmonization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42, 1113-1122. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.082>
- Ashley, M. C., Mangi, S. C., & Rodwell, L. D. (2014). The potential of offshore windfarms to act as marine protected areas—A systematic review of current evidence. *Marine Policy*, 45, 301-309. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.09.002>
- Bachmann, S., Gropp, M., & Eichler-Löbermann, B. (2014). Phosphorus availability and soil microbial activity in a 3 year field experiment amended with digested dairy slurry. *Biomass and Bioenergy*, 70, 429-439. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.08.004>
- Backes, D. C. W., & Akerboom, S. (2018). *A comparison into the application of the EU species protection regulation with respect to renewable energy projects in the Netherlands, United Kingdom, Belgium, Denmark and Germany*. 270.
- Baerwald, E. F., & Barclay, R. M. R. (2009). GEOGRAPHIC VARIATION IN ACTIVITY AND FATALITY OF MIGRATORY BATS AT WIND ENERGY FACILITIES. *Journal of Mammalogy*, 90(6), 1341-1349. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-S-104R.1>
- Bailey, H., Brookes, K. L., & Thompson, P. M. (2014). Assessing environmental impacts of offshore wind farms : Lessons learned and recommendations for the future. *Aquatic biosystems*, 10, 8-8. <https://doi.org/10.1186/2046-9063-10-8>
- Bailey, H., Senior, B., Simmons, D., Rusin, J., Picken, G., & Thompson, P. M. (2010). Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. *Marine Pollution Bulletin*, 60(6), 888-897. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.01.003>
- Bakken, T. H., Modahl, I. S., Engeland, K., Raadal, H. L., & Arnøy, S. (2016). The life-cycle water footprint of two hydropower projects in Norway. *Journal of Cleaner Production*, 113, 241-250. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.12.036>
- Balotari-Chiebao, F., Brommer, J. E., Niinimäki, T., & Laaksonen, T. (2016). Proximity to wind-power plants reduces the breeding success of the white-tailed eagle : Wind-power plants and the white-tailed eagle. *Anim Conserv*, 19(3), 265-272. <https://doi.org/10.1111/acv.12238>
- Barlóg, P., Hlisnikovský, L., & Kunzová, E. (2020). Effect of Digestate on Soil Organic Carbon and Plant-Available Nutrient Content Compared to Cattle Slurry and Mineral Fertilization. *Agronomy*, 10(3), 379. <https://doi.org/10.3390/agronomy10030379>
- Barré, K., Le Viol, I., Bas, Y., Julliard, R., & Kerbiriou, C. (2018). Estimating habitat loss due to wind turbine avoidance by bats : Implications for European siting guidance. *Biological Conservation*, 226, 205-214. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.011>
- Barron-Gafford, G. A., Minor, R. L., Allen, N. A., Cronin, A. D., Brooks, A. E., & Pavao-Zuckerman, M. A. (2016). The Photovoltaic Heat Island Effect : Larger solar power plants increase local temperatures. *Scientific Reports*, 6(1), 35070. <https://doi.org/10.1038/srep35070>
- Bartolini, F., Gava, O., & Brunori, G. (2017). Biogas and EU's 2020 targets : Evidence from a regional case study in Italy. *Energy Policy*, 109, 510-519. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2017.07.039>
- Bastos, R., Pinhancos, A., Santos, M., Fernandes, R. F., Vicente, J. R., Morinha, F., Honrado, J. P., Travassos, P., Barros, P., & Cabral, J. A. (2016). Evaluating the regional cumulative impact of wind farms on birds : How can spatially explicit dynamic modelling improve impact assessments and monitoring? *Journal of Applied Ecology*, 53(5), 1330-1340. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12451>
- BBOP. (2012). *BBOP_Standard_on_Biodiversity_Offsets_1_Feb_2013.pdf*. https://www.forest-trends.org/wp-content/uploads/imported/BBOP_Standard_on_Biodiversity_Offsets_1_Feb_2013.pdf
- Benchimol, M., & Peres, C. A. (2015). Widespread Forest Vertebrate Extinctions Induced by a Mega Hydroelectric Dam in Lowland Amazonia. *PLOS ONE*, 10(7), e0129818. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129818>
- Benejam, L., Saura-Mas, S., Bardina, M., Solà, C., Munné, A., & García-Berthou, E. (2016). Ecological impacts

- of small hydropower plants on headwater stream fish : From individual to community effects. *Ecology of Freshwater Fish*, 25(2), 295-306. <https://doi.org/10.1111/eff.12210>
- Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Rosenberg, R., Wahlberg, M., Capetillo, N., \AAstrand, & Wilhelmsson, D. (2014). Effects of offshore wind farms on marine wildlife—A generalized impact assessment. *Environmental Research Letters*, 9(3), 034012. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/3/034012>
- Bergström, L., Sundqvist, F., & Bergström, U. (2013). Effects of an offshore wind farm on temporal and spatial patterns in the demersal fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 485, 199-210. <https://doi.org/10.3354/meps10344>
- Best, B. D., & Halpin, P. N. (2019). Minimizing wildlife impacts for offshore wind energy development : Winning tradeoffs for seabirds in space and cetaceans in time. *PLoS One*, 14(5), e0215722. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215722>
- Bicknell, A. W. J., Sheehan, E. V., Godley, B. J., Doherty, P. D., & Witt, M. J. (2019). Assessing the impact of introduced infrastructure at sea with cameras : A case study for spatial scale, time and statistical power. *Marine Environmental Research*, 147, 126-137. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.04.007>
- Bidoglio, G., Berger, M., & Finkbeiner, M. (2019). An environmental assessment of small hydropower in India : The real costs of dams' construction under a life cycle perspective. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(3), 419-440. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1458-4>
- Bishop, J., McKay, H., Parrott, D., & Allan, J. (2003). *Review of international research literature regarding the effectiveness of auditory bird scaring techniques and potential alternatives*. 53.
- BOEM. (2016). *Collision and Displacement Vulnerability among Marine Birds of the California Current System Associated with Offshore Wind Energy Infrastructure* (Open-File Report) [Open-File Report].
- Börjesson, P., & Berglund, M. (2006). Environmental systems analysis of biogas systems—Part I : Fuel-cycle emissions. *Biomass and Bioenergy*, 30(5), 469-485. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.11.014>
- Börjesson, P., & Berglund, M. (2007). Environmental systems analysis of biogas systems—Part II : The environmental impact of replacing various reference systems. *Biomass and Bioenergy*, 31(5), 326-344. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.01.004>
- Botelho, A., Pinto, L. M. C., Lourenço-Gomes, L., Valente, M., & Sousa, S. (2016). Public Perceptions of Environmental Friendliness of Renewable Energy Power Plants. *Energy Procedia*, 106, 73-86. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2016.12.106>
- Boulamanti, A. K., Donida Maglio, S., Giuntoli, J., & Agostini, A. (2013). Influence of different practices on biogas sustainability. *Biomass and Bioenergy*, 53, 149-161. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.02.020>
- Briones Hidrovo, A., Uche, J., & Martínez-Gracia, A. (2017). Accounting for GHG net reservoir emissions of hydropower in Ecuador. *Renewable Energy*, 112, 209-221. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.05.047>
- Briones-Hidrovo, A., Uche, J., & Martinez-Gracia, A. (2020). Determining the net environmental performance of hydropower : A new methodological approach by combining life cycle and ecosystem services assessment. *Science of the Total Environment*, 712, 136369. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136369>
- Broadhurst, M., Barr, S., & Orme, C. D. L. (2014). In-situ ecological interactions with a deployed tidal energy device; an observational pilot study. *Ocean & Coastal Management*, 99, 31-38. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.06.008>
- Broadhurst, M., & Orme, C. D. L. (2014). Spatial and temporal benthic species assemblage responses with a deployed marine tidal energy device : A small scaled study. *Marine Environmental Research*, 99, 76-84. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.03.012>
- Brooke, R., Fogel, G., Glaser, A., Griffin, E., & Johnson, K. (2009). *CORN ETHANOL AND WILDLIFE: HOW ARE POLICY- AND MARKET-DRIVEN INCREASES IN CORN PLANTINGS AFFECTING HABITAT AND WILDLIFE?* https://deepblue.lib.umich.edu/bitstream/handle/2027.42/62096/Corn%20Ethanol%20and%20Wildlife_4.21_447pmKJ.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Bukhary, S., Ahmad, S., & Batista, J. (2018). Analyzing land and water requirements for solar deployment in the Southwestern United States. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 82, 3288-3305. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.10.016>

- Burkhardt, J., Patyk, A., Tanguy, P., & Retzke, C. (2016). Hydrogen mobility from wind energy – A life cycle assessment focusing on the fuel supply. *Applied Energy*, 181, 54-64. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.104>
- Buscaino, G., Mattiazzo, G., Sannino, G., Papale, E., Bracco, G., Grammatta, R., Carillo, A., Kenny, J. M., De Cristofaro, N., Ceraulo, M., & Mazzola, S. (2019). Acoustic impact of a wave energy converter in Mediterranean shallow waters. *Scientific Reports*, 9(1), 9586. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45926-1>
- Cameron, D. R., Cohen, B. S., & Morrison, S. A. (2012). An Approach to Enhance the Conservation-Compatibility of Solar Energy Development. *PLOS ONE*, 7(6), e38437. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038437>
- Carlisle, J. E., Kane, S. L., Solan, D., Bowman, M., & Joe, J. C. (2015). Public attitudes regarding large-scale solar energy development in the U.S. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 48, 835-847. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.047>
- Carlisle, J. E., Kane, S. L., Solan, D., & Joe, J. C. (2014). Support for solar energy : Examining sense of place and utility-scale development in California. *Energy Research & Social Science*, 3, 124-130. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2014.07.006>
- Carlisle, J. E., Solan, D., Kane, S. L., & Joe, J. (2016). Utility-scale solar and public attitudes toward siting : A critical examination of proximity. *Land Use Policy*, 58, 491-501. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.08.006>
- Carlsson, G., Mårtensson, L.-M., Prade, T., Svensson, S.-E., & Jensen, E. S. (2017). Perennial species mixtures for multifunctional production of biomass on marginal land. *GCB Bioenergy*, 9(1), 191-201. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12373>
- Carpenter, J. R., Merckelbach, L., Callies, U., Clark, S., Gaslikova, L., & Baschek, B. (2016). Potential Impacts of Offshore Wind Farms on North Sea Stratification. *PLoS ONE*, 11(8), e0160830. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0160830>
- Carstensen, J., Henriksen, O. D., & Teilmann, J. (2006). Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises : Acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (T-PODs). *Marine Ecology Progress Series*, 321, 295-308. <https://doi.org/10.3354/meps321295>
- Cass, N., Walker, G., & Devine-Wright, P. (2010). Good Neighbours, Public Relations and Bribes : The Politics and Perceptions of Community Benefit Provision in Renewable Energy Development in the UK. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 12(3), 255-275. <https://doi.org/10.1080/1523908X.2010.509558>
- CE. (2009). *DIRECTIVE 2009/28/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL*. http://www.nezeh.eu/assets/media/fckuploads/file/Legislation/RED_23April2009.pdf
- CE. (2011). *Guide_natura_2000_et_eolien_ue_2011.pdf*.
- CE. (2012). *Directive 2012/19/UE*. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2012:197:0038:0071:fr:PDF>
- CE. (2018). *Document d'orientation relatif aux exigences applicables à la production d'hydroélectricité au regard de la législation de l'Union sur la nature*. https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/hydro_final_june_2018_fr.pdf
- Chauvat, M., Perez, G., Hedde, M., & Lamy, I. (2014). Establishment of bioenergy crops on metal contaminated soils stimulates belowground fauna. *Biomass and Bioenergy*, 62, 207-211. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.01.042>
- Chen, Q., Shi, W., Huisman, J., Maberly, S. C., Zhang, J., Yu, J., Chen, Y., Tonina, D., & Yi, Q. (2020). Hydropower reservoirs on the upper Mekong River modify nutrient bioavailability downstream. *National Science Review*, 7(9), 1449-1457. <https://doi.org/10.1093/nsr/nwaa026>
- Chul, H. K., Wallington, T. J., Arsenault, R., Bae, C., Ahn, S., & Lee, J. (2016). Cradle-to-Gate Emissions from a Commercial Electric Vehicle Li-Ion Battery : A Comparative Analysis. *Environmental Science & Technology*, 50(14), 7715-7722. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00830>
- Coates, D. A., Deschutter, Y., Vincx, M., & Vanaverbeke, J. (2014). Enrichment and shifts in macrobenthic assemblages in an offshore wind farm area in the Belgian part of the North Sea. *Marine Environmental Research*, 95, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.12.008>

- Collier, M. P., Dirksen, S., & Krijgsveld, K. L. (2011). *A review of methods to monitor collisions or micro-avoidance of birds with offshore wind turbines*. 38.
- Cook, A., Alison, J., Wright Lucy J., & Burton, N. H. K. (2012). *A review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore wind farms*.
https://www.bto.org/sites/default/files/u28/downloads/Projects/Final_Report_SOSS02_BTORReview.pdf
- Cook, L. M., & McCuen, R. H. (2013). Hydrologic Response of Solar Farms. *Journal of Hydrologic Engineering*, 18(5), 536-541. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000530](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000530)
- Copping, A., Hanna, L., Whiting, J., Geerlofs, S., Grear, M., Blake, K., Coffey, A., Massaua, M., Brown-Saracino, J., & Battey, H. (2013). *Environmental Effects of Marine Energy Development around the World : Annex IV Final Report*. 96.
- COPPING, A., SATHER, N., HANNA, L., WHITING, J., ZYDLEWSKI, G., STAINES, G., GILL, A., HUTCHISON, I., O'HAGAN, A. M., SIMAS, T., BALD, J., SPARLING, C., WOOD, J., & MASDEN, E. (2016). *Annex IV 2016 State of the Science Report : Environmental Effects of Marine Renewable Energy Development Around the World*. 224.
- Cossel, M. von, Steberl, K., Hartung, J., Pereira, L. A., Kiesel, A., & Lewandowski, I. (2019). Methane yield and species diversity dynamics of perennial wild plant mixtures established alone, under cover crop maize (*Zea mays* L.), and after spring barley (*Hordeum vulgare* L.). *GCB Bioenergy*, 11(11), 1376-1391.
<https://doi.org/10.1111/gcbb.12640>
- Cossu, M., Murgia, L., Ledda, L., Deligios, P. A., Sirigu, A., Chessa, F., & Pazzona, A. (2014). Solar radiation distribution inside a greenhouse with south-oriented photovoltaic roofs and effects on crop productivity. *Applied Energy*, 133, 89-100. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.07.070>
- Cramer, M., Rinas, M., Kotzbauer, U., & Tränckner, J. (2019). Surface contamination of impervious areas on biogas plants and conclusions for an improved stormwater management. *Journal of Cleaner Production*, 217, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.087>
- Cromratie Clemons, S. K., Salloum, C. R., Herdegen, K. G., Kamens, R. M., & Gheewala, S. H. (2021). Life cycle assessment of a floating photovoltaic system and feasibility for application in Thailand. *Renewable Energy*, 168, 448-462. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.12.082>
- Cryan, P. M., & Barclay, R. M. R. (2009). CAUSES OF BAT FATALITIES AT WIND TURBINES: HYPOTHESES AND PREDICTIONS. *Journal of Mammalogy*, 90(6), 1330-1340.
<https://doi.org/10.1644/09-MAMM-S-076R1.1>
- Cryan, P. M., & Brown, A. C. (2007). Migration of bats past a remote island offers clues toward the problem of bat fatalities at wind turbines. *Biological Conservation*, 139(1), 1-11.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.05.019>
- Cryan, P. M., Gorresen, P. M., Hein, C. D., Schirmacher, M. R., Diehl, R. H., Huso, M. M., Hayman, D. T. S., Fricker, P. D., Bonaccorso, F. J., Johnson, D. H., Heist, K., & Dalton, D. C. (2014). Behavior of bats at wind turbines. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(42), 15126-15131. <https://doi.org/10.1073/pnas.1406672111>
- Dahl, E. L., Bevanger, K., Nygård, T., Røskaft, E., & Stokke, B. G. (2012). Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. *Biological Conservation*, 145(1), 79-85. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.012>
- Dahl, E. L., May, R., Hoel, P. L., Bevanger, K., Pedersen, H. C., Røskaft, E., & Stokke, B. G. (2013). White-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*) at the Smøla wind-power plant, Central Norway, lack behavioral flight responses to wind turbines. *Wildlife Society Bulletin*, 37(1), 66-74.
<https://doi.org/10.1002/wsb.258>
- Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., Sundermeyer, J., & Siebert, U. (2013). Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters*, 8(2), 025002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/025002>
- Dannheim, J., Bergström, L., Birchenough, S. N. R., Brzana, R., Boon, A. R., Coolen, J. W. P., Dauvin, J.-C., De Mesel, I., Derweduwen, J., Gill, A. B., Hutchison, Z. L., Jackson, A. C., Janas, U., Martin, G., Raoux, A., Reubens, J., Rostin, L., Vanaverbeke, J., Wilding, T. A., ... Degraer, S. (2019). Benthic effects of offshore renewables : Identification of knowledge gaps and urgently needed research. *ICES Journal of*

- Marine Science*, 77(3), 1092-1108. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz018>
- De Marco, A., Petrosillo, I., Semeraro, T., Pasimeni, M. R., Aretano, R., & Zurlini, G. (2014). The contribution of Utility-Scale Solar Energy to the global climate regulation and its effects on local ecosystem services. *Global Ecology and Conservation*, 2, 324-337. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.10.010>
- De Mesel, I., Kerckhof, F., Norro, A., Rumes, B., & Degraer, S. (2015). Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species. *Hydrobiologia*, 756. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2157-1>
- Desholm, M., & Kahlert, J. (2005). Avian collision risk at an offshore wind farm. *Biology Letters*, 1(3), 296-298. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2005.0336>
- Desideri, U., Zepparelli, F., Morettini, V., & Garroni, E. (2013). Comparative analysis of concentrating solar power and photovoltaic technologies : Technical and environmental evaluations. *Applied Energy*, 102, 765-784. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.08.033>
- DeVault, T. L., Seamans, T. W., Schmidt, J. A., Belant, J. L., Blackwell, B. F., Mooers, N., Tyson, L. A., & Van Pelt, L. (2014). Bird use of solar photovoltaic installations at US airports : Implications for aviation safety. *Landscape and Urban Planning*, 122, 122-128. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.11.017>
- Devereux, C. L., Denny, M. J. H., & Whittingham, M. J. (2008). Minimal effects of wind turbines on the distribution of wintering farmland birds. *Journal of Applied Ecology*, 45(6), 1689-1694. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01560.x>
- Devine-Wright, P. (2005). Beyond NIMBYism : Towards an integrated framework for understanding public perceptions of wind energy. *Wind Energy*, 8(2), 125-139. <https://doi.org/10.1002/we.124>
- Devine-Wright, P. (2011). Enhancing local distinctiveness fosters public acceptance of tidal energy : A UK case study. *Energy Policy*, 39(1), 83-93. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.09.012>
- Devine-Wright, P., & Wiersma, B. (2020). Understanding community acceptance of a potential offshore wind energy project in different locations : An island-based analysis of 'place-technology fit'. *Energy Policy*, 137, 111086. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.111086>
- Díaz, P., Adler, C., & Patt, A. (2017). Do stakeholders' perspectives on renewable energy infrastructure pose a risk to energy policy implementation? A case of a hydropower plant in Switzerland. *Energy Policy*, 108, 21-28. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2017.05.033>
- Dierschke, V., Furness, R. W., & Garthe, S. (2016). Seabirds and offshore wind farms in European waters : Avoidance and attraction. *Biological Conservation*, 202, 59-68. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.016>
- Dillen, S. Y., Djomo, S. N., Al Afas, N., Vanbeveren, S., & Ceulemans, R. (2013). Biomass yield and energy balance of a short-rotation poplar coppice with multiple clones on degraded land during 16 years. *Biomass and Bioenergy*, 56, 157-165. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.04.019>
- Dimitropoulos, A., & Kontoleon, A. (2009). Assessing the determinants of local acceptability of wind-farm investment : A choice experiment in the Greek Aegean Islands. *Energy Policy*, 37(5), 1842-1854. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.01.002>
- Dinesh, H., & Pearce, J. (2016). The potential of agrivoltaic systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 299-308. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.024>
- Dolan, S. L., & Heath, G. A. (2012). Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Utility-Scale Wind Power. *Journal of Industrial Ecology*, 16(s1), S136-S154. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00464.x>
- Dorber, M., Mattson, K. R., Sandlund, O. T., May, R., & Verones, F. (2019). Quantifying net water consumption of Norwegian hydropower reservoirs and related aquatic biodiversity impacts in Life Cycle Assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 76, 36-46. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.12.002>
- Dorber, M., May, R., & Verones, F. (2018). Modeling Net Land Occupation of Hydropower Reservoirs in Norway for Use in Life Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*, 52(4), 2375-2384. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05125>
- Douglas, C. A., Harrison, G. P., & Chick, J. P. (2008). Life cycle assessment of the Seagen marine current turbine. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part M: Journal of Engineering for the Maritime Environment*, 222(1), 1-12. <https://doi.org/10.1243/14750902JEME94>
- Douziech, M., Hellweg, S., & Verones, F. (2016). Are Wave and Tidal Energy Plants New Green Technologies?

- Environmental Science & Technology*, 50(14), 7870-7878. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00156>
- DREAL. (2010). *Centrales photovoltaïques et Chiroptères Evaluation du requis minimal pour un état initial Etude bibliographique sur l'évaluation des impacts Recommandations dans le cadre des implantations* (p. 43).
- DREAL. (2011). *Guide_pv_dreal_bretagne_2011.pdf*.
- DREAL. (2017). *Guide de préconisation pour la prise en compte des enjeux chiroptérologiques et avifaunistiques dans les projets éoliens*.
- Dufour, J., Serrano, D. P., Gálvez, J. L., González, A., Soria, E., & Fierro, J. L. G. (2012). Life cycle assessment of alternatives for hydrogen production from renewable and fossil sources. *International Journal of Hydrogen Energy*, 37(2), 1173-1183. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2011.09.135>
- Dunn, J. B., Gaines, L., Kelly, J. C., James, C., & Gallagher, K. G. (2015). The significance of Li-ion batteries in electric vehicle life-cycle energy and emissions and recycling's role in its reduction. *Energy & Environmental Science*, 8(1), 158-168. <https://doi.org/10.1039/C4EE03029J>
- Dupraz, C., Marrou, H., Talbot, G., Dufour, L., Nogier, A., & Ferard, Y. (2011). Combining solar photovoltaic panels and food crops for optimising land use : Towards new agrivoltaic schemes. *Renewable Energy*, 36(10), 2725-2732. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.03.005>
- DURVILLE, J.-L., GAZEAU, J.-C., NATAF, J.-M., CUEUGNIET, J., & LEGAIT, B. (2015). *Filière hydrogène-énergie* (p. 161).
- Elzein, H., Dandres, T., Lévassieur, A., & Samson, R. (2019). How can an optimized life cycle assessment method help evaluate the use phase of energy storage systems? *Journal of Cleaner Production*, 209, 1624-1636. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.076>
- Everaars, J., Frank, K., & Huth, A. (2014). Species ecology and the impacts of bioenergy crops : An assessment approach with four example farmland bird species. *GCB Bioenergy*, 6. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12135>
- Fallon, D., Hartnett, M., Olbert, A., & Nash, S. (2014). The effects of array configuration on the hydro-environmental impacts of tidal turbines. *Renewable Energy*, 64, 10-25. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2013.10.035>
- FAO. (2019). *GLOBAL SYMPOSIUM ON SOIL EROSION*. <http://www.fao.org/3/ca4394en/ca4394en.pdf>
- Fernandez-Bellon, D. (2020). Limited accessibility and bias in wildlife-wind energy knowledge : A bilingual systematic review of a globally distributed bird group. *Science of the Total Environment*, 737, 140238. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140238>
- Fernández-Bellon, D., Wilson, M. W., Irwin, S., & O'Halloran, J. (2019). Effects of development of wind energy and associated changes in land use on bird densities in upland areas. *Conservation Biology*, 33(2), 413-422. <https://doi.org/10.1111/cobi.13239>
- Ferrarini, A., Serra, P., Almagro, M., Trevisan, M., & Amaducci, S. (2017). Multiple ecosystem services provision and biomass logistics management in bioenergy buffers : A state-of-the-art review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 73, 277-290. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.01.052>
- Fijn, R., Krijgsveld, K., Poot, M., & Dirksen, S. (2015). Bird movements at rotor heights measured continuously with vertical radar at a Dutch offshore wind farm. *Ibis*, 157. <https://doi.org/10.1111/ibi.12259>
- Finger, D., Schmid, M., & Wüest, A. (2006). Effects of upstream hydropower operation on riverine particle transport and turbidity in downstream lakes. *Water Resources Research*, 42(8). <https://doi.org/10.1029/2005WR004751>
- Floeter, J., van Beusekom, J. E. E., Auch, D., Callies, U., Carpenter, J., Dudeck, T., Eberle, S., Eckhardt, A., Gloe, D., Hänselmann, K., Hufnagl, M., Janßen, S., Lenhart, H., Möller, K. O., North, R. P., Pohlmann, T., Riethmüller, R., Schulz, S., Spreizenbarth, S., ... Möllmann, C. (2017). Pelagic effects of offshore wind farm foundations in the stratified North Sea. *Progress in Oceanography*, 156, 154-173. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2017.07.003>
- Floristean, A., & Brahy, N. (2019). *D4.4—EU regulations and directives which impact the deployment of FCH technologies_0.pdf*.
- Flury, K., & Frischknecht, R. (2012). *Life Cycle Inventories of Hydroelectric Power Generation*. 70.
- Foo, C. F., Bennett, V. J., Hale, A. M., Korstian, J. M., Schildt, A. J., & Williams, D. A. (2017). Increasing evidence that bats actively forage at wind turbines. *PeerJ*, 5, e3985. <https://doi.org/10.7717/peerj.3985>

- Fraser, S., Williamson, B. J., Nikora, V., & Scott, B. E. (2018). Fish distributions in a tidal channel indicate the behavioural impact of a marine renewable energy installation. *Energy Reports*, 4, 65-69. <https://doi.org/10.1016/j.egyr.2018.01.008>
- FRB. (2017). *Énergie renouvelable et biodiversité : Les implications pour parvenir à une économie verte*. 26.
- Frick, W. F., Baerwald, E. F., Pollock, J. F., Barclay, R. M. R., Szymanski, J. A., Weller, T. J., Russell, A. L., Loeb, S. C., Medellin, R. A., & McGuire, L. P. (2017). Fatalities at wind turbines may threaten population viability of a migratory bat. *Biological Conservation*, 209, 172-177. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.023>
- Fthenakis, V. M., & Kim, H. C. (2011). Photovoltaics : Life-cycle analyses. *Solar Energy*, 85(8), 1609-1628. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2009.10.002>
- Furness, R. W., Wade, H. M., Robbins, A. M. C., & Masden, E. A. (2012). Assessing the sensitivity of seabird populations to adverse effects from tidal stream turbines and wave energy devices. *ICES Journal of Marine Science*, 69(8), 1466-1479. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fss131>
- Galera, S., & Gutiérrez Ortiz, F. J. (2015). Life cycle assessment of hydrogen and power production by supercritical water reforming of glycerol. *Energy Conversion and Management*, 96, 637-645. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2015.03.031>
- Gartman, V., Bulling, L., Dahmen, M., Geißler, G., & Köppel, J. (2016a). Mitigation Measures for Wildlife in Wind Energy Development, Consolidating the State of Knowledge — Part 2 : Operation, Decommissioning. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 18(03), 1650014. <https://doi.org/10.1142/S1464333216500149>
- Gartman, V., Bulling, L., Dahmen, M., Geißler, G., & Köppel, J. (2016b). Mitigation Measures for Wildlife in Wind Energy Development, Consolidating the State of Knowledge — Part 1 : Planning and Siting, Construction. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 18(03), 1650013. <https://doi.org/10.1142/S1464333216500137>
- Garvin, J. C., Jennelle, C. S., Drake, D., & Grodsky, S. M. (2011). Response of raptors to a windfarm. *Journal of Applied Ecology*, 48(1), 199-209. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01912.x>
- Gerbens-Leenes, W., Hoekstra, A. Y., & Meer, T. H. van der. (2009). The water footprint of bioenergy. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(25), 10219-10223. <https://doi.org/10.1073/pnas.0812619106>
- Gevers, J., Høye, T. T., Topping, C. J., Glemnitz, M., & Schröder, B. (2011). Biodiversity and the mitigation of climate change through bioenergy : Impacts of increased maize cultivation on farmland wildlife. *GCB Bioenergy*, 3(6), 472-482. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01104.x>
- Gibon, T., Arvesen, A., & Hertwich, E. G. (2017). Life cycle assessment demonstrates environmental co-benefits and trade-offs of low-carbon electricity supply options. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 76, 1283-1290. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.03.078>
- Gill, A. B., & Bartlett, M. (2010). *Literature review on the potential effects of electromagnetic fields and subsea noise from marine renewable energy developments on Atlantic salmon, sea trout and European eel*. 43.
- Glachant, J.-M., Saguan, M., Rious, V., & Douguet, S. (2015). *Regimes for granting the right to use hydropower in Europe*. <https://doi.org/10.2870/121640>
- Goberna, M., Podmirseg, S. M., Waldhuber, S., Knapp, B. A., García, C., & Insam, H. (2011). Pathogenic bacteria and mineral N in soils following the land spreading of biogas digestates and fresh manure. *Applied Soil Ecology*, 49, 18-25. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.07.007>
- Golden, C. D., Shapero, A., Vaitla, B., Smith, M. R., Myers, S. S., Stebbins, E., & Gephart, J. A. (2019). Impacts of Mainstream Hydropower Development on Fisheries and Human Nutrition in the Lower Mekong. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 3, UNSP 93. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00093>
- Gómez-Catasús, J., Garza, V., & Traba, J. (2018). Wind farms affect the occurrence, abundance and population trends of small passerine birds : The case of the Dupont's lark. *J Appl Ecol*, 55(4), 2033-2042. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13107>
- Goodale, M. W., & Milman, A. (2016). Cumulative adverse effects of offshore wind energy development on wildlife. *Journal of Environmental Planning and Management*, 59(1), 1-21. <https://doi.org/10.1080/09640568.2014.973483>
- Gracey, E. O., & Verones, F. (2016). Impacts from hydropower production on biodiversity in an LCA

- framework—Review and recommendations. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(3), 412-428. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1039-3>
- Grodsky, S. M., Behr, M. J., Gendler, A., Drake, D., Dieterle, B. D., Rudd, R. J., & Walrath, N. L. (2011). Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities. *Journal of Mammalogy*, 92(5), 917-925. <https://doi.org/10.1644/10-MAMM-A-404.1>
- Gross, C. (2007). Community perspectives of wind energy in Australia : The application of a justice and community fairness framework to increase social acceptance. *Energy Policy*, 35(5), 2727-2736. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2006.12.013>
- Guerin, T. (2017). A case study identifying and mitigating the environmental and community impacts from construction of a utility-scale solar photovoltaic power plant in eastern Australia. *Solar Energy*, 146, 94-104. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2017.02.020>
- Hansen, H. (2011). *Obstacles for Wind Energy Development due to EU Legislation*.
- Hansen, M. N., Birkmose, T., Mortensen, B., & Skaaning, K. (2012). *Effects of Separation and Anaerobic Digestion of Slurry on Odour and Ammonia Emission During Subsequent Storage and Land Application*.
- Hayes, M. A., Cryan, P. M., & Wunder, M. B. (2015). Seasonally-Dynamic Presence-Only Species Distribution Models for a Cryptic Migratory Bat Impacted by Wind Energy Development. *Plos One*, 10(7), e0132599. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0132599>
- Heinänen, S., Žydelis, R., Kleinschmidt, B., Dorsch, M., Burger, C., Morkūnas, J., Quillfeldt, P., & Nehls, G. (2020). Satellite telemetry and digital aerial surveys show strong displacement of red-throated divers (*Gavia stellata*) from offshore wind farms. *Marine Environmental Research*, 160, 104989. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104989>
- Heinz, B., & Erdmann, G. (2008). Dynamic effects on the acceptance of hydrogen technologies—An international comparison. *International Journal of Hydrogen Energy*, 33(12), 3004-3008. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2008.02.068>
- Hernandez, R. R., Hoffacker, M. K., & Field, C. B. (2014). Land-Use Efficiency of Big Solar. *Environmental Science & Technology*, 48(2), 1315-1323. <https://doi.org/10.1021/es4043726>
- Hernandez, R. R., Hoffacker, M. K., Murphy-Mariscal, M. L., Wu, G. C., & Allen, M. F. (2015). Solar energy development impacts on land cover change and protected areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(44), 13579-13584. <https://doi.org/10.1073/pnas.1517656112>
- Hertwich, E. G., Lardere, J. A. de, Arvesen, A., Bayer, P., Bergesen, J., Bouman, E., Gibon, T., Heath, G., Peña, C., Purohit, P., Ramirez, A., & Suh, S. (2015). *GREEN ENERGY CHOICES: The Benefits, Risks and Trade-Offs of Low-Carbon Technologies for Electricity Production*. http://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/13277/1/-Green_energy_choices__The_benefits%2C_risks_and_trade-offs_of_low-carbon_technologies_for_electricity_production__Summary_for_policy_makers-2015green_e.pdf
- Hickson, A., Phillips, A., & Morales, G. (2007). Public perception related to a hydrogen hybrid internal combustion engine transit bus demonstration and hydrogen fuel. *Energy Policy*, 35(4), 2249-2255. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2006.08.002>
- Hiremath, M., Derendorf, K., & Vogt, T. (2015). Comparative Life Cycle Assessment of Battery Storage Systems for Stationary Applications. *Environmental Science & Technology*, 49(8), 4825-4833. <https://doi.org/10.1021/es504572q>
- Hiscock, K., Tyler-Walters, H., & Jones, H. (2002). *High Level Environmental Screening Study for Offshore Wind Farm Developments – Marine Habitats and Species Project*. 162.
- Höffken, J. I. (2014). A closer look at small hydropower projects in India : Social acceptability of two storage-based projects in Karnataka. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 34, 155-166. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.03.014>
- Horn, J. W., Arnett, E. B., & Kunz, T. H. (2008). Behavioral responses of bats to operating wind turbines. *Journal of Wildlife Management*, 72(1), 123-132. <https://doi.org/10.2193/2006-465>
- Horváth, G., Blahó, M., Egri, Á., Kriska, G., Seres, I., & Robertson, B. (2010). Reducing the Maladaptive Attractiveness of Solar Panels to Polarotactic Insects : Polarized Light Pollution from Solar Panels. *Conservation Biology*, 24(6), 1644-1653. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01518.x>

- Hsu, D. D., O'Donoghue, P., Fthenakis, V., Heath, G. A., Kim, H. C., Sawyer, P., Choi, J.-K., & Turney, D. E. (2012). Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Crystalline Silicon Photovoltaic Electricity Generation. *Journal of Industrial Ecology*, *16*(s1), S122-S135. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00439.x>
- Hudek, H., Zganec, K., & Pusch, M. T. (2020). A review of hydropower dams in Southeast Europe— Distribution, trends and availability of monitoring data using the example of a multinational Danube catchment subarea. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, *117*, 109434. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109434>
- Huijts, N. M. A., & van Wee, B. (2015). The evaluation of hydrogen fuel stations by citizens : The interrelated effects of socio-demographic, spatial and psychological variables. *International Journal of Hydrogen Energy*, *40*(33), 10367-10381. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2015.06.131>
- Hull, C. L., & Cawthen, L. (2013). Bat fatalities at two wind farms in Tasmania, Australia : Bat characteristics, and spatial and temporal patterns. *New Zealand Journal of Zoology*, *40*(1), 5-15. <https://doi.org/10.1080/03014223.2012.731006>
- Hüppop, O., Dierschke, J., Exo, K.-M., Fredrich, E., & Hill, R. (2006). Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines. *Ibis*, *148*(s1), 90-109. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00536.x>
- Hutchison, Z. L., Gill, A. B., Sigray, P., He, H., & King, J. W. (2020). Anthropogenic electromagnetic fields (EMF) influence the behaviour of bottom-dwelling marine species. *Scientific Reports*, *10*(1), 4219. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-60793-x>
- Huth, E., Paltrinieri, S., & Thiele, J. (2019). Bioenergy and its effects on landscape aesthetics – A survey contrasting conventional and wild crop biomass production. *Biomass and Bioenergy*, *122*, 313-321. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.01.043>
- Huttunen, S., Manninen, K., & Leskinen, P. (2014). Combining biogas LCA reviews with stakeholder interviews to analyse life cycle impacts at a practical level. *Journal of Cleaner Production*, *80*, 5-16. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.081>
- ICES. (2019). *OSPAR request to advise on the current state and knowledge of studies into the deployment and environmental impacts of wet renewable technologies and marine energy storage systems*. <https://doi.org/10.17895/ICES.ADVICE.4894>
- Immerzeel, D. J., Verweij, P. A., Hilst, F. van der, & Faaij, A. P. C. (2014). Biodiversity impacts of bioenergy crop production : A state-of-the-art review. *GCB Bioenergy*, *6*(3), 183-209. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12067>
- Ioannidis, R., & Koutsoyiannis, D. (2020). A review of land use, visibility and public perception of renewable energy in the context of landscape impact. *Applied Energy*, *276*, 115367. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.115367>
- IPBES. (2019). *Ipbes_global_assessment_chapter_2_1_drivers_unedited_31may.pdf*. https://www.ipbes.net/sites/default/files/ipbes_global_assessment_chapter_2_1_drivers_unedited_31may.pdf
- IRENA. (2020). *Capacity_Statistics_2020.pdf*.
- Itaoka, K., Saito, A., & Sasaki, K. (2017). Public perception on hydrogen infrastructure in Japan : Influence of rollout of commercial fuel cell vehicles. *International Journal of Hydrogen Energy*, *42*(11), 7290-7296. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.10.123>
- Jager, H. I., & Bevelhimer, M. S. (2007). How Run-of-River Operation Affects Hydropower Generation and Value. *Environmental Management*, *40*(6), 1004-1015. <https://doi.org/10.1007/s00267-007-9008-z>
- Jeal, C., Perold, V., Seymour, C. L., Ralston-Paton, S., & Ryan, P. G. (2019). Utility-scale solar energy facilities – Effects on invertebrates in an arid environment. *Journal of Arid Environments*, *168*, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.05.008>
- Jenkins, A. R., Reid, T., du Plessis, J., Colyn, R., Benn, G., & Millikin, R. (2018). Combining radar and direct observation to estimate pelican collision risk at a proposed wind farm on the Cape west coast, South Africa. *Plos One*, *13*(2), e0192515. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192515>
- Jesus, T., Formigo, N., Santos, P., & Tavares, G. R. (2004). Impact evaluation of the Vila Viçosa small hydroelectric power plant (Portugal) on the water quality and on the dynamics of the benthic

- macroinvertebrate communities of the Ardena river. *Limnética*, 23(3-4), 241-255.
- Johnston, A., Cook, A. S. C. P., Wright, L. J., Humphreys, E. M., & Burton, N. H. K. (2014). Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. *J Appl Ecol*, 51(1), 31-41. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12191>
- Jones, C. R., & Eiser, J. R. (2009). Identifying predictors of attitudes towards local onshore wind development with reference to an English case study. *Energy Policy*, 37(11), 4604-4614. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.06.015>
- Kaldellis, J. K., & Apostolou, D. (2017). Life cycle energy and carbon footprint of offshore wind energy. Comparison with onshore counterpart. *Renewable Energy*, 108, 72-84. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.02.039>
- Karlstrøm, H., & Ryghaug, M. (2014). Public attitudes towards renewable energy technologies in Norway. The role of party preferences. *Energy Policy*, 67, 656-663. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.11.049>
- Kelly, K. A., McManus, M. C., & Hammond, G. P. (2012). An energy and carbon life cycle assessment of tidal power case study : The proposed Cardiff–Weston severn barrage scheme. *Energy*, 44(1), 692-701. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2012.05.023>
- Kelly-Richards, S., Silber-Coats, N., Crootof, A., Tecklin, D., & Bauer, C. (2017). Governing the transition to renewable energy : A review of impacts and policy issues in the small hydropower boom. *Energy Policy*, 101, 251-264. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2016.11.035>
- Kelm, D. H., Lenski, J., Kelm, V., Toelch, U., & Dziock, F. (2014). Seasonal bat activity in relation to distance to hedgerows in an agricultural landscape in central Europe and implications for wind energy development. *Acta Chiropterologica*, 16(1), 65-73. <https://doi.org/10.3161/150811014X683273>
- Kempton, W., Firestone, J., Lilley, J., Rouleau, T., & Whitaker, P. (2005). The Offshore Wind Power Debate : Views from Cape Cod. *Coastal Management*, 33(2), 119-149. <https://doi.org/10.1080/08920750590917530>
- Kermagoret, C., Levrel, H., & Carlier, A. (2014). The Impact and Compensation of Offshore Wind Farm Development : Analysing the Institutional Discourse from a French Case Study. *Scottish Geographical Journal*, 130(3), 188-206. <https://doi.org/10.1080/14702541.2014.922209>
- Kiesel, A., Wagner, M., & Lewandowski, I. (2017). Environmental Performance of Miscanthus, Switchgrass and Maize : Can C4 Perennials Increase the Sustainability of Biogas Production? *Sustainability*, 9(1), 5. <https://doi.org/10.3390/su9010005>
- Konak, N., & Sungu-Eryilmaz, Y. (2016). Does Small Run-of-River Hydro Power Development in Turkey Deliver On Its Sustainability Premise? *Society & Natural Resources*, 29(7), 807-821. <https://doi.org/10.1080/08941920.2015.1086459>
- Koroneos, C., Dompros, A., Roubas, G., & Moussiopoulos, N. (2004). Life cycle assessment of hydrogen fuel production processes. *International Journal of Hydrogen Energy*, 29(14), 1443-1450. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2004.01.016>
- Krone, R., Gutow, L., Joschko, T. J., & Schröder, A. (2013). Epifauna dynamics at an offshore foundation – Implications of future wind power farming in the North Sea. *Marine Environmental Research*, 85, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.12.004>
- Kucukali, S. (2014). Environmental risk assessment of small hydropower (SHP) plants : A case study for Tefen SHP plant on Filyos River. *Energy for Sustainable Development*, 19, 102-110. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2013.12.010>
- Ladenburg, J. (2009). Visual impact assessment of offshore wind farms and prior experience. *Applied Energy*, 86(3), 380-387. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2008.05.005>
- Lakhanpal, S. (2019). Contesting renewable energy in the global south : A case-study of local opposition to a wind power project in the Western Ghats of India. *Environmental Development*, 30, 51-60. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2019.02.002>
- Lange, M. L., Marcus, Burkhard, B., Garthe, S., Gee, K., Kannen, A., Lenhart, H., Windhorst, W., & Windhorst, H. L. & W. (2010). Analyzing Coastal and Marine Changes—Offshore Wind Farming as a Case Study - . *Global Environmental Change*, 13(1), 69-73. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(02\)00081-X](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(02)00081-X)
- Langhamer, O., & Wilhelmsson, D. (2009). Colonisation of fish and crabs of wave energy foundations and the effects of manufactured holes—A field experiment. *Marine Environmental Research*, 68(4), 151-157.

- <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2009.06.003>
- Langhamer, O., Wilhelmsson, D., & Engström, J. (2009). Artificial reef effect and fouling impacts on offshore wave power foundations and buoys – a pilot study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82(3), 426-432. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.02.009>
- Lask, J., Guajardo, A. M., Weik, J., Cossel, M. von, Lewandowski, I., & Wagner, M. (2020). Comparative environmental and economic life cycle assessment of biogas production from perennial wild plant mixtures and maize (*Zea mays* L.) in southwest Germany. *GCB Bioenergy*, 12(8), 571-585. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12715>
- Lee, J.-Y., An, S., Cha, K., & Hur, T. (2010). Life cycle environmental and economic analyses of a hydrogen station with wind energy. *International Journal of Hydrogen Energy*, 35(6), 2213-2225. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2009.12.082>
- Leeney, R. H., Greaves, D., Conley, D., & O'Hagan, A. M. (2014). Environmental Impact Assessments for wave energy developments – Learning from existing activities and informing future research priorities. *Ocean & Coastal Management*, 99, 14-22. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.05.025>
- Lees, A. C., Peres, C. A., Fearnside, P. M., Schneider, M., & Zuanon, J. A. S. (2016). Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodivers Conserv*, 25(3), 451-466. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1072-3>
- Liebetrau, J., Clemens, J., Cuhls, C., Hafermann, C., Friehe, J., Weiland, P., & Daniel-Gromke, J. (2010). Methane emissions from biogas-producing facilities within the agricultural sector. *Engineering in Life Sciences*, 10(6), 595-599. <https://doi.org/10.1002/elsc.201000070>
- Lillesund, V. F., Hagen, D., Michelsen, O., Foldvik, A., & Barton, D. N. (2017). Comparing land use impacts using ecosystem quality, biogenic carbon emissions, and restoration costs in a case study of hydropower plants in Norway. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(9), 1384-1396. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1263-5>
- Lindeboom, H. J., Kouwenhoven, H. J., Bergman, M. J. N., Bouma, S., Brasseur, S., Daan, R., Fijn, R. C., Haan, D. de, Dirksen, S., Hal, R. van, Lambers, R. H. R., Hofstede, R. ter, Krijgsveld, K. L., Leopold, M., & Scheidat, M. (2011). Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone—a compilation. *Environmental Research Letters*, 6(3), 035101. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/3/035101>
- Long, C. V., Flint, J. A., & Lepper, P. A. (2011). Insect attraction to wind turbines : Does colour play a role? *European Journal of Wildlife Research*, 57(2), 323-331. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0432-7>
- Lopez, M., Rodriguez, N., & Iglesias, G. (2020). Combined Floating Offshore Wind and Solar PV. *J. Mar. Sci. Eng.*, 8(8), 576. <https://doi.org/10.3390/jmse8080576>
- LPO. (2019). *Éoliennes & biodiversité Synthèse des connaissances sur les impacts et les moyens de les atténuer*.
- Lüker-Jans, N., Simmering, D., & Otte, A. (2017). The impact of biogas plants on regional dynamics of permanent grassland and maize area—The example of Hesse, Germany (2005–2010). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 241, 24-38. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.023>
- Maavara, T., Lauerwald, R., Regnier, P., & Van Cappellen, P. (2017). Global perturbation of organic carbon cycling by river damming. *Nature Communications*, 8(1), 15347. <https://doi.org/10.1038/ncomms15347>
- Maavara, T., Parsons, C. T., Ridenour, C., Stojanovic, S., Dürr, H. H., Powley, H. R., & Van Cappellen, P. (2015). Global phosphorus retention by river damming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(51), 15603-15608. <https://doi.org/10.1073/pnas.1511797112>
- MacGregor, K. A., & Lemaitre, J. (2020). The management utility of large-scale environmental drivers of bat mortality at wind energy facilities : The effects of facility size, elevation and geographic location. *Global Ecology and Conservation*, 21, e00871. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00871>
- Malesios, C., & Arabatzis, G. (2010). Small hydropower stations in Greece : The local people's attitudes in a mountainous prefecture. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(9), 2492-2510. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.07.063>
- Malu, P. R., Sharma, U. S., & Pearce, J. M. (2017). Agrivoltaic potential on grape farms in India. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 23, 104-110. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2017.08.004>
- Mantoiu, D. S., Kravchenko, K., Lehnert, L. S., Vlaschenko, A., Moldovan, O. T., Mirea, I. C., Stanciu, R. C., Zaharia, R., Popescu-Mirceni, R., Nistorescu, M. C., & Voigt, C. C. (2020). Wildlife and infrastructure :

- Impact of wind turbines on bats in the Black Sea coast region. *European Journal of Wildlife Research*, 66(3), 44. <https://doi.org/10.1007/s10344-020-01378-x>
- Marchegiani, P., Hellgren, J. H., & Gómez, L. (2019). *Lithium extraction in Argentina : A case study on the social and environmental impacts*. 50.
- Margheritini, L., Hansen, A. M., & Frigaard, P. (2012). A method for EIA scoping of wave energy converters— Based on classification of the used technology. *Environmental Impact Assessment Review*, 32(1), 33-44. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2011.02.003>
- Marques, A. T., Batalha, H., Rodrigues, S., Costa, H., Ramos Pereira, M. J., Fonseca, C., Mascarenhas, M., & Bernardino, J. (2014). Understanding bird collisions at wind farms : An updated review on the causes and possible mitigation strategies. *Biological Conservation*, 179, 40-52. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.08.017>
- Marrou, H., Wery, J., Dufour, L., & Dupraz, C. (2013). Productivity and radiation use efficiency of lettuces grown in the partial shade of photovoltaic panels. *European Journal of Agronomy*, 44, 54-66. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.08.003>
- Martínez-Abraín, A., Tavecchia, G., Regan, H. M., Jiménez, J., Surroca, M., & Oro, D. (2012). Effects of wind farms and food scarcity on a large scavenging bird species following an epidemic of bovine spongiform encephalopathy. *Journal of Applied Ecology*, 49(1), 109-117. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02080.x>
- Martin-Short, R., Hill, J., Kramer, S. C., Avdis, A., Allison, P. A., & Piggott, M. D. (2015). Tidal resource extraction in the Pentland Firth, UK : Potential impacts on flow regime and sediment transport in the Inner Sound of Stroma. *Renewable Energy*, 76, 596-607. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.11.079>
- Marwede, M., & Reller, A. (2012). Future recycling flows of tellurium from cadmium telluride photovoltaic waste. *Resources, Conservation and Recycling*, 69, 35-49. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.09.003>
- Maurer, C., Seiler-Petzold, J., Schulz, R., & Müller, J. (2019). Short-Term Nitrogen Uptake of Barley from Differently Processed Biogas Digestate in Pot Experiments. *Energies*, 12(4), 696. <https://doi.org/10.3390/en12040696>
- May, R., Hamre, O., Vang, R., & ygard, T. N. (2012). *Evaluation of the DTBird Video-system at the Smøla Wind-Power Plant. Detection Capabilities for Capturing Near-turbine Avian Behaviour*. <http://windharvest.com/wp-content/uploads/2017/03/Evaluation-of-the-DTBird-Video-System-at-the-Smola-Wind-Power-Plant-Roel-May-Oyvind-Hamre-Roald-Vang-Torgeir-Nygaard-NINA-December-2012.pdf>
- McAllister, D., Craig, J., Davidson, N., Delany, S., & Seddon, M. (2001). *Biodiversity Impacts of Large Dams*.
- McCormack, C. G., Born, W., Irvine, P. J., Achterberg, E. P., Amano, T., Ardron, J., Foster, P. N., Gattuso, J.-P., Hawkins, S. J., Hendy, E., Kissling, W. D., Lluch-Cota, S. E., Murphy, E. J., Ostle, N., Owens, N. J. P., Perry, R. I., Pörtner, H. O., Scholes, R. J., Schurr, F. M., ... Sutherland, W. J. (2016). Key impacts of climate engineering on biodiversity and ecosystems, with priorities for future research. *Journal of Integrative Environmental Sciences*, 1-26. <https://doi.org/10.1080/1943815X.2016.1159578>
- McDonald, N. C., & Pearce, J. M. (2010). Producer responsibility and recycling solar photovoltaic modules. *Energy Policy*, 38(11), 7041-7047. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.07.023>
- McLachlan, C. (2009). 'You don't do a chemistry experiment in your best china' : Symbolic interpretations of place and technology in a wave energy case. *Energy Policy*, 37(12), 5342-5350. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.07.057>
- MDDE. (2011). *Pv_au_sol_guide_etude_impact_medde_2011.pdf*.
- MEDDAAT. (2009). *Guide sur la prise en compte de l'environnement dans les installations photovoltaïques au sol*.
- MEDDE. (2014). *Guide sur l'application de la réglementation relative aux espèces protégées pour les parcs éoliens terrestres* (p. 32).
- MEDDEM. (2010). *Guide de l'étude d'impact sur l'environnement des parcs éolien*. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/guide_eolien_15072010.pdf
- MEEM. (2017). *Guide d'évaluation des impacts sur l'environnement des parcs éoliens en mer*.
- Mendel, B., Schwemmer, P., Peschko, V., Müller, S., Schwemmer, H., Mercker, M., & Garthe, S. (2019).

- Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (*Gavia spp.*). *Journal of Environmental Management*, 231, 429-438.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.053>
- Millon, L., Colin, C., Brescia, F., & Kerbiriou, C. (2018). Wind turbines impact bat activity, leading to high losses of habitat use in a biodiversity hotspot. *Ecological Engineering*, 112, 51-54.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.024>
- Millon, L., Julien, J.-F., Julliard, R., & Kerbiriou, C. (2015). Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. *Ecological Engineering*, 75, 250-257.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.11.050>
- Milousi, M., Souliotis, M., Arampatzis, G., & Papaefthimiou, S. (2019). Evaluating the Environmental Performance of Solar Energy Systems Through a Combined Life Cycle Assessment and Cost Analysis. *Sustainability*, 11(9), 2539. <https://doi.org/10.3390/su11092539>
- Minderman, J., Gillis, M. H., Daly, H. F., & Park, K. J. (2017). Landscape-scale effects of single- and multiple small wind turbines on bat activity. *Animal Conservation*, 20(5), 455-462.
<https://doi.org/10.1111/acv.12331>
- Minderman, Jeroen, Pendlebury, C. J., Pearce-Higgins, J. W., & Park, K. J. (2012). Experimental Evidence for the Effect of Small Wind Turbine Proximity and Operation on Bird and Bat Activity. *PLOS ONE*, 7(7), e41177. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041177>
- Miranda, M. (Éd.). (2003). *Mining and critical ecosystems : Mapping the risks*. World Resources Institute.
- MNHN. (2017). *Rapport Methodo Revue systematique MNHN.pdf*.
http://spn.mnhn.fr/spn_rapports/archivage_rapports/2017/SPN%202016%20-%2083%20-%20170619_-_Rapport_Methodo_Revue_systematique_MNHN.pdf
- Mohr, M., Peters, J. F., Baumann, M., & Weil, M. (2020). Toward a cell-chemistry specific life cycle assessment of lithium-ion battery recycling processes. *Journal of Industrial Ecology*, 24(6), 1310-1322.
<https://doi.org/10.1111/jiec.13021>
- Moreno, J., & Dufour, J. (2013). Life cycle assessment of hydrogen production from biomass gasification. Evaluation of different Spanish feedstocks. *International Journal of Hydrogen Energy*, 38(18), 7616-7622. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2012.11.076>
- Musco, A., Settineri, G., Papalia, T., Attinà, E., Basile, C., & Panuccio, M. R. (2017). Anaerobic co-digestion of recalcitrant agricultural wastes : Characterizing of biochemical parameters of digestate and its impacts on soil ecosystem. *Science of The Total Environment*, 586, 746-752.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.051>
- Nagel, T., Chauchat, J., Wirth, A., & Bonamy, C. (2018). On the multi-scale interactions between an offshore-wind-turbine wake and the ocean-sediment dynamics in an idealized framework – A numerical investigation. *Renewable Energy*, 115, 783-796. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.08.078>
- Nash, C., Clough, J., Gedge, D., Lindsay, R., Newport, D., Ciupala, M. A., & Connop, S. (2016). Initial insights on the biodiversity potential of biosolar roofs : A London Olympic Park green roof case study. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 62(1-2), 74-87. <https://doi.org/10.1080/15659801.2015.1045791>
- Nedwell, D. J., & Howell, M. D. (2004). *A review of offshore windfarm related underwater noise sources*.
- Nehring, R. F., Vialou, A., Erickson, K. W., & Sandretto, C. L. (2008). *Assessing Economic and Environmental Impacts of Ethanol Production on Fertilizer Use in Corn Production*.
- Neill, S. P., Robins, P. E., & Fairley, I. (2017). The Impact of Marine Renewable Energy Extraction on Sediment Dynamics. In Z. Yang & A. Copping (Éds.), *Marine Renewable Energy : Resource Characterization and Physical Effects* (p. 279-304). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-53536-4_12
- Ni, K., Pacholski, A., Gericke, D., & Kage, H. (2012). Analysis of ammonia losses after field application of biogas slurries by an empirical model. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175(2), 253-264.
<https://doi.org/10.1002/jpln.201000358>
- Nilsson, C., Brown, R. L., Jansson, R., & Merritt, D. M. (2010). The role of hydrochory in structuring riparian and wetland vegetation. *Biological Reviews*, 22.
- Noonan, M. J., Grant, J. W. A., & Jackson, C. D. (2012). A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and Fisheries*, 13(4), 450-464. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2011.00445.x>

- O'Garra, T., Mourato, S., & Pearson, P. (2005). Analysing awareness and acceptability of hydrogen vehicles : A London case study. *International Journal of Hydrogen Energy*, 30(6), 649-659. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2004.10.008>
- Oliveira, L., Messagie, M., Mertens, J., Laget, H., Coosemans, T., & Van Mierlo, J. (2015). Environmental performance of electricity storage systems for grid applications, a life cycle approach. *Energy Conversion and Management*, 101, 326-335. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2015.05.063>
- Oliveira-Pinto, S., & Stokkermans, J. (2020). Assessment of the potential of different floating solar technologies—Overview and analysis of different case studies. *Energy Conversion and Management*, 211, 112747. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2020.112747>
- O'Shea, T. J., Cryan, P. M., Hayman, D. T. S., Plowright, R. K., & Streicker, D. G. (2016). Multiple mortality events in bats : A global review. *Mammal Review*, 46(3), 175-190. <https://doi.org/10.1111/mam.12064>
- Padey, P., Blanc, I., Le Boulch, D., & Xiusheng, Z. (2012). A Simplified Life Cycle Approach for Assessing Greenhouse Gas Emissions of Wind Electricity. *Journal of Industrial Ecology*, 16(s1), S28-S38. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00466.x>
- Palmeirim, A. F., Peres, C. A., & Rosas, F. C. W. (2014). Giant otter population responses to habitat expansion and degradation induced by a mega hydroelectric dam. *Biological Conservation*, 174, 30-38. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.03.015>
- Pander, J., Mueller, M., Knott, J., & Geist, J. (2018). Catch-related fish injury and catch efficiency of stow-net-based fish recovery installations for fish-monitoring at hydropower plants. *Fisheries Management and Ecology*, 25(1), 31-43. <https://doi.org/10.1111/fme.12263>
- Pandit, M. K., & Grumbine, R. E. (2012). Potential Effects of Ongoing and Proposed Hydropower Development on Terrestrial Biological Diversity in the Indian Himalaya : *Hydropower and Himalayan Biodiversity. Conservation Biology*, 26(6), 1061-1071. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01918.x>
- Pankratz, S., Kumar, M., Oyedun, A. O., Gemechu, E., & Kumar, A. (2020). Environmental performances of diluents and hydrogen production pathways from microalgae in cold climates : Open raceway ponds and photobioreactors coupled with thermochemical conversion. *Algal Research*, 47, 101815. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.101815>
- Paredes, M. G., Padilla-Rivera, A., & Güereca, L. P. (2019). Life Cycle Assessment of Ocean Energy Technologies : A Systematic Review. *Journal of Marine Science and Engineering*, 7(9), 322. <https://doi.org/10.3390/jmse7090322>
- Patrizi, N., Pulselli, R. M., Neri, E., Niccolucci, V., Vicinanza, D., Contestabile, P., & Bastianoni, S. (2019). Lifecycle Environmental Impact Assessment of an Overtopping Wave Energy Converter Embedded in Breakwater Systems. *Frontiers in Energy Research*, 7. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2019.00032>
- Patterson, T., Esteves, S., Carr, S., Zhang, F., Reed, J., Maddy, J., & Guwy, A. (2014). Life cycle assessment of the electrolytic production and utilization of low carbon hydrogen vehicle fuel. *International Journal of Hydrogen Energy*, 39(14), 7190-7201. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2014.02.044>
- Payet, J., Evon, B., Sié, M., Adra, N., Raison, E., Durand, C. P. Y., & Blanc, I. (2014). *Référentiel d'évaluation des impacts environnementaux des systèmes photovoltaïques par la méthode d'analyse du cycle de vie*. 68.
- Pearce-Higgins, J. W., Stephen, L., Douse, A., & Langston, R. H. W. (2012). Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation : Results of a multi-site and multi-species analysis. *Journal of Applied Ecology*, 49(2), 386-394. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02110.x>
- Pearce-Higgins, J. W., Stephen, L., Langston, R. H. W., Bainbridge, I. P., & Bullman, R. (2009). The distribution of breeding birds around upland wind farms. *Journal of Applied Ecology*, 46(6), 1323-1331. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01715.x>
- Pedroli, B., Elbersen, B., Frederiksen, P., Grandin, U., Heikkilä, R., Krogh, P. H., Izakovičová, Z., Johansen, A., Meiresonne, L., & Spijker, J. (2013). Is energy cropping in Europe compatible with biodiversity? – Opportunities and threats to biodiversity from land-based production of biomass for bioenergy purposes. *Biomass and Bioenergy*, 55, 73-86. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.09.054>
- Pellow, M. A., Ambrose, H., Mulvaney, D., Betita, R., & Shaw, S. (2020). Research gaps in environmental life cycle assessments of lithium ion batteries for grid-scale stationary energy storage systems : End-of-life

- options and other issues. *Sustainable Materials and Technologies*, 23, e00120. <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2019.e00120>
- Peng, J., Lu, L., & Yang, H. (2013). Review on life cycle assessment of energy payback and greenhouse gas emission of solar photovoltaic systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 19, 255-274. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.035>
- Pertl, A., Mostbauer, P., & Obersteiner, G. (2010). Climate balance of biogas upgrading systems. *Waste Management*, 30(1), 92-99. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.08.011>
- Peste, F., Paula, A., da Silva, L. P., Bernardino, J., Pereira, P., Mascarenhas, M., Costa, H., Vieira, J., Bastos, C., Fonseca, C., & Pereira, M. J. R. (2015). How to mitigate impacts of wind farms on bats? A review of potential conservation measures in the European context. *Environmental Impact Assessment Review*, 51, 10-22. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.11.001>
- Peters, J. F., Baumann, M., Zimmermann, B., Braun, J., & Weil, M. (2017). The environmental impact of Li-Ion batteries and the role of key parameters – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 67, 491-506. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.08.039>
- Pimentel, D., Herz, M., Glickstein, M., Zimmerman, M., Allen, R., Becker, K., Evans, J., Hussain, B., Sarsfeld, R., & Grosfeld, A. (2002). Renewable Energy : Current and Potential Issues Renewable energy technologies could, if developed and implemented, provide nearly 50% of US energy needs; this would require about 17% of US land resources. *Bioscience*, 52(12), 1111-1120.
- Pimentel Da Silva, G. D., & Branco, D. A. C. (2018). Is floating photovoltaic better than conventional photovoltaic? Assessing environmental impacts. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 36(5), 390-400. <https://doi.org/10.1080/14615517.2018.1477498>
- Pine, M. K., Jeffs, A. G., & Radford, C. A. (2012). Turbine Sound May Influence the Metamorphosis Behaviour of Estuarine Crab Megalopae. *PLOS ONE*, 7(12), e51790. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0051790>
- Pine, M. K., Schmitt, P., Culloch, R. M., Lieber, L., & Kregting, L. T. (2019). Providing ecological context to anthropogenic subsea noise : Assessing listening space reductions of marine mammals from tidal energy devices. *Renew. Sust. Energ. Rev.*, 103, 49-57. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.12.024>
- Plonczkier, P., & Simms, I. C. (2012). Radar monitoring of migrating pink-footed geese : Behavioural responses to offshore wind farm development. *Journal of Applied Ecology*, 49(5), 1187-1194. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02181.x>
- Poeschl, M., Ward, S., & Owende, P. (2012a). Environmental impacts of biogas deployment – Part I : Life cycle inventory for evaluation of production process emissions to air. *Journal of Cleaner Production*, 24, 168-183. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.039>
- Poeschl, M., Ward, S., & Owende, P. (2012b). Environmental impacts of biogas deployment – Part II : Life cycle assessment of multiple production and utilization pathways. *Journal of Cleaner Production*, 24, 184-201. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.030>
- Porter, J., Costanza, R., Sandhu, H., Sigsgaard, L., & Wratten, S. (2009). The Value of Producing Food, Energy, and Ecosystem Services within an Agro-Ecosystem. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 38(4), 186-193. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-38.4.186>
- Poujol, B., Prieur-Vernat, A., Dubranna, J., Besseau, R., Blanc, I., & Perez-Lopez, P. (2020). Site-specific life cycle assessment of a pilot floating offshore wind farm based on suppliers' data and geo-located wind data. *J. Ind. Ecol.*, 24(1). <https://doi.org/10.1111/jiec.12989>
- Raadal, H. L., Vold, B. I., Myhr, A., & Nygaard, T. A. (2014). GHG emissions and energy performance of offshore wind power. *Renewable Energy*, 66, 314-324. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2013.11.075>
- Raghukumar, K., Chang, G., Spada, F., & Jones, C. (2020). A Vector Sensor-Based Acoustic Characterization System for Marine Renewable Energy. *Journal of Marine Science and Engineering*, 8(3), 187. <https://doi.org/10.3390/jmse8030187>
- Ravi, S., Macknick, J., Lobell, D., Field, C., Ganesan, K., Jain, R., Elchinger, M., & Stoltenberg, B. (2016). Colocation opportunities for large solar infrastructures and agriculture in drylands. *Applied Energy*, 165, 383-392. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.12.078>
- RECHARGE. (2018). *The-Batteries-Report-2018*. <https://www.storelio.com/files/2018/05/RECHARGE-The-Batteries-Report-2018-April-18.pdf>
- Rees, E. C. (2012). *Wildfowl 62*. Wildfowl & Wetlands Trust.

- Rehbein, J. A., Watson, J. E. M., Lane, J. L., Sonter, L. J., Venter, O., Atkinson, S. C., & Allan, J. R. (2020). Renewable energy development threatens many globally important biodiversity areas. *Global Change Biology*, 26(5), 3040-3051. <https://doi.org/10.1111/gcb.15067>
- Rehl, T., & Müller, J. (2011). Life cycle assessment of biogas digestate processing technologies. *Resources, Conservation and Recycling*, 56(1), 92-104. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.08.007>
- Reimer, J. P., Baerwald, E. F., & Barclay, R. M. R. (2018). Echolocation activity of migratory bats at a wind energy facility : Testing the feeding-attraction hypothesis to explain fatalities. *Journal of Mammalogy*, 99(6), 1472-1477. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy143>
- Reubens, J. T., Degraer, S., & Vincx, M. (2011). Aggregation and feeding behaviour of pouting (*Trisopterus luscus*) at wind turbines in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research*, 108(1), 223-227. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.11.025>
- Reubens, Jan T., Pasotti, F., Degraer, S., & Vincx, M. (2013). Residency, site fidelity and habitat use of Atlantic cod (*Gadus morhua*) at an offshore wind farm using acoustic telemetry. *Marine Environmental Research*, 90, 128-135. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.07.001>
- Ribeiro, F., Ferreira, P., Araújo, M., & Braga, A. C. (2014). Public opinion on renewable energy technologies in Portugal. *Energy*, 69, 39-50. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.10.074>
- Risberg, K., Cederlund, H., Pell, M., Arthurson, V., & Schnürer, A. (2017). Comparative characterization of digestate versus pig slurry and cow manure – Chemical composition and effects on soil microbial activity. *Waste Management*, 61, 529-538. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.016>
- Robinson Willmott, J., Forcey, G. M., & Hooton, L. A. (2015). Developing an automated risk management tool to minimize bird and bat mortality at wind facilities. *Ambio*, 44(4), 557-571. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0707-z>
- Roeleke, M., Blohm, T., Kramer-Schadt, S., Yovel, Y., & Voigt, C. C. (2016). Habitat use of bats in relation to wind turbines revealed by GPS tracking. *Scientific Reports*, 6(1), 28961. <https://doi.org/10.1038/srep28961>
- Rogers, J. C., Simmons, E. A., Convery, I., & Weatherall, A. (2008). Public perceptions of opportunities for community-based renewable energy projects. *Energy Policy*, 36(11), 4217-4226. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.07.028>
- Roscioni, F., Russo, D., Di Febbraro, M., Frate, L., Carranza, M. L., & Loy, A. (2013). Regional-scale modelling of the cumulative impact of wind farms on bats. *Biodivers Conserv*, 22(8), 1821-1835. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0515-3>
- Royal Haskoning. (2011). *Final_EMP_report_SeaGen.pdf*. https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Final_EMP_report_SeaGen.pdf
- Ruocco, A. M. C., Portinho, J. L., & Nogueira, M. G. (2019). Potential impact of small hydroelectric power plants on river biota : A case study on macroinvertebrates associated to basaltic knickzones. *Brazilian Journal of Biology*, 79(4), 722-734. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.191148>
- Rush, B., Joslin, J., Stewart, A., & Polagye, B. (2014). *Development of an Adaptable Monitoring Package for Marine Renewable Energy Projects Part I : Conceptual Design and Operation*. <https://vttechworks.lib.vt.edu/handle/10919/49228>
- Ryan, N. A., Lin, Y., Mitchell-Ward, N., Mathieu, J. L., & Johnson, J. X. (2018). Use-Phase Drives Lithium-Ion Battery Life Cycle Environmental Impacts When Used for Frequency Regulation. *Environmental Science & Technology*, 52(17), 10163-10174. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02171>
- Rydell, J., Bogdanowicz, W., Boonman, A., Pettersson, S., Suchecka, E., & Pomorski, J. J. (2016). Bats may eat diurnal flies that rest on wind turbines. *Mammalian Biology*, 81(3), 331-339. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2016.01.005>
- Salvador, S., Gimeno, L., & Sanz Larruga, F. J. (2018). The influence of regulatory framework on environmental impact assessment in the development of offshore wind farms in Spain : Issues, challenges and solutions. *Ocean & Coastal Management*, 161, 165-176. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.05.010>
- Sangiuliano, S. J. (2018). Analysing the potentials and effects of multi-use between tidal energy development and environmental protection and monitoring : A case study of the inner sound of the Pentland Firth. *Marine Policy*, 96, 120-132. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.08.017>

- Sá-Oliveira, J. C., Hawes, J. E., Isaac-Nahum, V. J., & Peres, C. A. (2015). Upstream and downstream responses of fish assemblages to an eastern Amazonian hydroelectric dam. *Freshwater Biology*, 60(10), 2037-2050. <https://doi.org/10.1111/fwb.12628>
- Sayed, E. T., Wilberforce, T., Elsaid, K., Rabaia, M. K. H., Abdelkareem, M. A., Chae, K.-J., & Olabi, A. G. (2021). A critical review on environmental impacts of renewable energy systems and mitigation strategies : Wind, hydro, biomass and geothermal. *Science of The Total Environment*, 766, 144505. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144505>
- Schaub, T., Klaassen, R. H. G., Bouten, W., Schlaich, A. E., & Koks, B. J. (2020). Collision risk of Montagu's Harriers *Circus pygargus* with wind turbines derived from high-resolution GPS tracking. *Ibis*, 162(2), 520-534. <https://doi.org/10.1111/ibi.12788>
- Scherer, L., & Pfister, S. (2016). Global water footprint assessment of hydropower. *Renewable Energy*, 99, 711-720. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.07.021>
- Schumacher, K., Krones, F., McKenna, R., & Schultmann, F. (2019). Public acceptance of renewable energies and energy autonomy : A comparative study in the French, German and Swiss Upper Rhine region. *Energy Policy*, 126, 315-332. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.11.032>
- Schuster, E., Bulling, L., & Köppel, J. (2015). Consolidating the State of Knowledge : A Synoptical Review of Wind Energy's Wildlife Effects. *Environmental Management*, 56(2), 300-331. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0501-5>
- Scott, K., Harsanyi, P., & Lyndon, A. R. (2018). Understanding the effects of electromagnetic field emissions from Marine Renewable Energy Devices (MREDs) on the commercially important edible crab, *Cancer pagurus* (L.). *Marine Pollution Bulletin*, 131, 580-588. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.062>
- Searle K R. (2018). *Finding out the Fate of Displaced Birds (FCR/2015/19) : Scottish Marine and Freshwater Science Vol 9 No 8*. <https://doi.org/10.7489/12118-1>
- Sieling, K., Herrmann, A., Wienforth, B., Taube, F., Ohl, S., Hartung, E., & Kage, H. (2013). Biogas cropping systems : Short term response of yield performance and N use efficiency to biogas residue application. *European Journal of Agronomy*, 47, 44-54. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.01.002>
- Sinclair, P., & Löfstedt, R. (2001). The influence of trust in a biomass plant application : The case study of Sutton, UK. *Biomass and Bioenergy*, 21(3), 177-184. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(01\)00020-4](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(01)00020-4)
- Sinha, P., Meader, A., & Wild-Scholten, M. de. (2012). Life cycle water usage in CdTe photovoltaics. 2012 *IEEE 38th Photovoltaic Specialists Conference (PVSC) PART 2*, 1-4. <https://doi.org/10.1109/PVSC-Vol2.2012.6656781>
- Skov, H., Desholm, M., Heinanen, S., Kahlert, J. A., Laubek, B., Jensen, N. E., Zydellis, R., & Jensen, B. P. (2016). Patterns of migrating soaring migrants indicate attraction to marine wind farms. *Biology Letters*, 12(12), 20160804. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2016.0804>
- Smallwood, K. S. (2013). Comparing bird and bat fatality-rate estimates among North American wind-energy projects. *Wildlife Society Bulletin*, 37(1), 19-33. <https://doi.org/10.1002/wsb.260>
- Smallwood, K. S., Bell, D. A., & Standish, S. (2020). Dogs Detect Larger Wind Energy Effects on Bats and Birds. *Jour. Wild. Mgmt.*, 84(5), 852-864. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21863>
- SNIFFER. (2011). *IMPACT OF RUN-OF-RIVER HYDRO-SCHEMES UPON FISH POPULATIONS*. 71.
- Soland, M., Steimer, N., & Walter, G. (2013). Local acceptance of existing biogas plants in Switzerland. *Energy Policy*, 61, 802-810. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.06.111>
- Sonter, L. J., Barrett, D. J., & Soares-Filho, B. S. (2014). Offsetting the Impacts of Mining to Achieve No Net Loss of Native Vegetation. *Conservation Biology*, 28(4), 1068-1076. <https://doi.org/10.1111/cobi.12260>
- Sonter, Laura J., Dade, M. C., Watson, J. E. M., & Valenta, R. K. (2020). Renewable energy production will exacerbate mining threats to biodiversity. *Nat Commun*, 11(1), 4174. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17928-5>
- Souchon, Y., & Nicolas, V. (2011). *Barrages et seuils : Principaux impacts environnementaux*. 29.
- Souza, G. M., Victoria, R. L., Joly, C. A., & Verdade, L. M. (2015). *Bioenergy & sustainability : Bridging the gaps*.
- Stahl, H., Yifaat Baron, & Diana Hay, Andreas Hermann, Georg Mehlhart Laura Baroni, Koen Rademaekers, Rob Williams, Sandeep Pahal. (2018). *Evaluation of the Directive 2006/66/EC on batteries and accumulators and waste batteries and accumulators*.

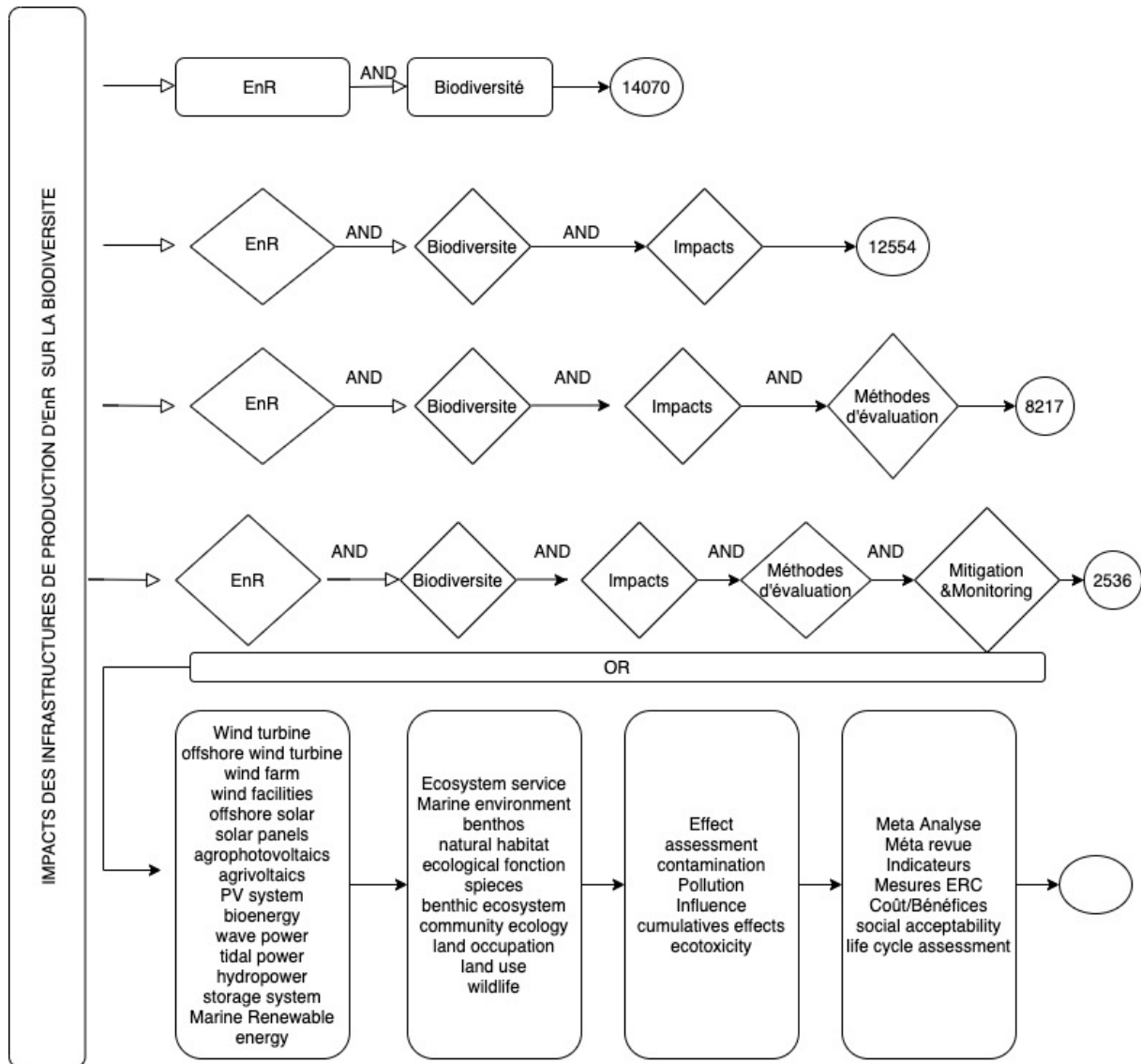
- <https://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/Published%20Supporting%20Study%20Evaluation.pdf>
- Stamp, A., Lang, D. J., & Wäger, P. A. (2012). Environmental impacts of a transition toward e-mobility : The present and future role of lithium carbonate production. *Journal of Cleaner Production*, 23(1), 104-112. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.026>
- Stanley, D. A., & Stout, J. C. (2013). Quantifying the impacts of bioenergy crops on pollinating insect abundance and diversity : A field-scale evaluation reveals taxon-specific responses. *Journal of Applied Ecology*, 50(2), 335-344. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12060>
- Stoms, D. M., Dashiell, S. L., & Davis, F. W. (2013). Siting solar energy development to minimize biological impacts. *Renewable Energy*, 57, 289-298. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2013.01.055>
- Stumpe, B., Werner, S., Jung, R., Heinze, S., Jüschke, E., Strippel, C., & Marschner, B. (2012). *Organic carbon dynamics and enzyme activities in agricultural soils amended with biogas slurry, liquid manure and sewage sludge*. 2012. <https://doi.org/10.4236/as.2012.31014>
- Sumper, A., Robledo-García, M., Villafáfila-Robles, R., Bergas-Jané, J., & Andrés-Peiró, J. (2011). Life-cycle assessment of a photovoltaic system in Catalonia (Spain). *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(8), 3888-3896. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.023>
- Svoboda, N., Taube, F., Kluß, C., Wienforth, B., Kage, H., Ohl, S., Hartung, E., & Herrmann, A. (2013). Crop production for biogas and water protection—A trade-off? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 177, 36-47. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.024>
- Svoboda, N., Taube, F., Wienforth, B., Kluß, C., Kage, H., & Herrmann, A. (2013). Nitrogen leaching losses after biogas residue application to maize. *Soil and Tillage Research*, 130, 69-80. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.02.006>
- Száz, D., Mihályi, D., Farkas, A., Egri, Á., Barta, A., Kriska, G., Robertson, B., & Horváth, G. (2016). Polarized light pollution of matte solar panels : Anti-reflective photovoltaics reduce polarized light pollution but benefit only some aquatic insects. *Journal of Insect Conservation*, 20(4), 663-675. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9897-3>
- Szymanski, P., Deoniziak, K., Losak, K., & Osiejuk, T. S. (2017). The song of Skylarks *Alauda arvensis* indicates the deterioration of an acoustic environment resulting from wind farm start-up. *Ibis*, 159(4), 769-777. <https://doi.org/10.1111/ibi.12514>
- Tabi, A., & Wüstenhagen, R. (2017). Keep it local and fish-friendly : Social acceptance of hydropower projects in Switzerland. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 68, 763-773. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.10.006>
- Taormina, B., Bald, J., Want, A., Thouzeau, G., Lejart, M., Desroy, N., & Carlier, A. (2018). A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment : Knowledge gaps, recommendations and future directions. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 96, 380-391. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.07.026>
- Taormina, B., Laurans, M., Marzloff, M. P., Dufournaud, N., Lejart, M., Desroy, N., Leroy, D., Martin, S., & Carlier, A. (2020). Renewable energy homes for marine life : Habitat potential of a tidal energy project for benthic megafauna. *Marine environmental research*, 161, 105131-105131. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105131>
- Tarroja, B., AghaKouchak, A., & Samuelsen, S. (2016). Quantifying climate change impacts on hydropower generation and implications on electric grid greenhouse gas emissions and operation. *Energy*, 111, 295-305. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.05.131>
- Terhoeven-Urselmans, T., Scheller, E., Raubuch, M., Ludwig, B., & Joergensen, R. G. (2009). CO₂ evolution and N mineralization after biogas slurry application in the field and its yield effects on spring barley. *Applied Soil Ecology*, 42(3), 297-302. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.05.012>
- Thomas, K. A., Jarchow, C. J., Arundel, T. R., Jamwal, P., Borens, A., & Drost, C. A. (2018). Landscape-scale wildlife species richness metrics to inform wind and solar energy facility siting : An Arizona case study. *Energy Policy*, 116, 145-152. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.01.052>
- Thomaz, S. M., Pagioro, T. A., Bini, L. M., & Murphy, K. J. (2006). Effect of reservoir drawdown on biomass of three species of aquatic macrophytes in a large sub-tropical reservoir (Itaipu, Brazil). *Hydrobiologia*, 570(1), 53-59. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0161-9>
- Thompson, P. M., Hastie, G. D., Nedwell, J., Barham, R., Brookes, K. L., Cordes, L. S., Bailey, H., & McLean,

- N. (2013). Framework for assessing impacts of pile-driving noise from offshore wind farm construction on a harbour seal population. *Environmental Impact Assessment Review*, 43, 73-85. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2013.06.005>
- Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R., & Piper, W. (2006). *Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish*. 62.
- Thomson, R. C., Chick, J. P., & Harrison, G. P. (2019). An LCA of the Pelamis wave energy converter. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(1), 51-63. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1504-2>
- Thórhallsdóttir, T. (2007). Environment and energy in Iceland : A comparative analysis of values and impacts. *Environmental Impact Assessment Review*, 27, 522-544. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2006.12.004>
- Todt, O., González, M. I., & Estévez, B. (2010). Conflict in the Sea of Trafalgar : Offshore wind energy and its context. *Wind Energy*, 14(5), 699-706. <https://doi.org/10.1002/we.446>
- Tölle, M. H., Gutjahr, O., Busch, G., & Thiele, J. C. (2014). Increasing bioenergy production on arable land : Does the regional and local climate respond? Germany as a case study. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 119(6), 2711-2724. <https://doi.org/10.1002/2013JD020877>
- Torosian, R., & Elmehag, E. (2013). *Life Cycle Assessment of an Ocean Energy Power Plant : Evaluation and Analysis of the Energy Payback Time with Comparison Between Sweden and Tanzania*. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:his:diva-7253>
- Tougaard, J. (2015). Underwater Noise from a Wave Energy Converter Is Unlikely to Affect Marine Mammals. *PLOS ONE*, 10(7), e0132391. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0132391>
- Tougaard, J., Henriksen, O. D., & Miller, L. A. (2009). Underwater noise from three types of offshore wind turbines : Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 125(6), 3766-3773. <https://doi.org/10.1121/1.3117444>
- Tricas, T., & Gill, A. B. (2011). *Effects of EMFs from Undersea Power Cables on Elasmobranchs and Other Marine Species*. [Report]. <http://dspace.lib.cranfield.ac.uk/handle/1826/7785>
- Tsai, L., Kelly, J. C., Simon, B. S., Chalal, R. M., & Keoleian, G. A. (2016). Life Cycle Assessment of Offshore Wind Farm Siting : Effects of Locational Factors, Lake Depth, and Distance from Shore. *Journal of Industrial Ecology*, 20(6), 1370-1383. <https://doi.org/10.1111/jiec.12400>
- Turney, D., & Fthenakis, V. (2011). Environmental impacts from the installation and operation of large-scale solar power plants. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(6), 3261-3270. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.04.023>
- UICN. (2014). *Développement des énergies marines renouvelables et préservation de la biodiversité*.
- Uihlein, A. (2016). Life cycle assessment of ocean energy technologies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(10), 1425-1437. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1120-y>
- Upreti, B. R. (2004). Conflict over biomass energy development in the United Kingdom : Some observations and lessons from England and Wales. *Energy Policy*, 32(6), 785-800. [https://doi.org/10.1016/S0301-4215\(02\)00342-7](https://doi.org/10.1016/S0301-4215(02)00342-7)
- Upreti, B. R., & van der Horst, D. (2004). National renewable energy policy and local opposition in the UK : The failed development of a biomass electricity plant. *Biomass and Bioenergy*, 26(1), 61-69. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(03\)00099-0](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(03)00099-0)
- Vaissière, A.-C., Levrel, H., Pioch, S., & Carlier, A. (2014). Biodiversity offsets for offshore wind farm projects : The current situation in Europe. *Marine Policy*, 48, 172-183. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.03.023>
- Varun, Prakash, R., & Bhat, I. K. (2012). Life cycle greenhouse gas emissions estimation for small hydropower schemes in India. *Energy*, 44(1), 498-508. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2012.05.052>
- Venus, T. E., Hinzmann, M., Bakken, T. H., Gerdes, H., Godinho, F. N., Hansen, B., Pinheiro, A., & Sauer, J. (2020). The public's perception of run-of-the-river hydropower across Europe. *Energy Policy*, 140, 111422. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2020.111422>
- Verones, F., Saner, D., Pfister, S., Baisero, D., Rondinini, C., & Hellweg, S. (2013). Effects of Consumptive Water Use on Biodiversity in Wetlands of International Importance. *Environmental Science & Technology*, 47(21), 12248-12257. <https://doi.org/10.1021/es403635j>
- Visser, E., Perold, V., Ralston-Paton, S., Cardenal, A. C., & Ryan, P. G. (2019). Assessing the impacts of a

- utility-scale photovoltaic solar energy facility on birds in the Northern Cape, South Africa. *Renewable Energy*, 133, 1285-1294. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.08.106>
- Von Cossel, M., Lewandowski, I., Elbersen, B., Staritsky, I., Van Eupen, M., Iqbal, Y., Mantel, S., Scordia, D., Testa, G., Cosentino, S. L., Maliarenko, O., Eleftheriadis, I., Zanetti, F., Monti, A., Lazdina, D., Neimane, S., Lamy, I., Ciadamidaro, L., Sanz, M., ... Alexopoulou, E. (2019). Marginal Agricultural Land Low-Input Systems for Biomass Production. *Energies*, 12(16), 3123. <https://doi.org/10.3390/en12163123>
- Wade, H. M., Masden, E. A., Jackson, A. C., & Furness, R. W. (2016). Incorporating data uncertainty when estimating potential vulnerability of Scottish seabirds to marine renewable energy developments. *Marine Policy*, 70, 108-113. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.04.045>
- Walker, B. J. A., Wiersma, B., & Bailey, E. (2014). Community benefits, framing and the social acceptance of offshore wind farms : An experimental study in England. *Energy Research & Social Science*, 3, 46-54. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2014.07.003>
- Walston, L. J., Mishra, S. K., Hartmann, H. M., Hlohowskyj, I., McCall, J., & Macknick, J. (2018). Examining the Potential for Agricultural Benefits from Pollinator Habitat at Solar Facilities in the United States. *Environmental Science & Technology*, 52(13), 7566-7576. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00020>
- Walston, L. J., Rollins, K. E., LaGory, K. E., Smith, K. P., & Meyers, S. A. (2016). A preliminary assessment of avian mortality at utility-scale solar energy facilities in the United States. *Renewable Energy*, 92, 405-414. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.02.041>
- Walston, L. J., Rollins, K. E., Smith, K. P., LaGory, K. E., Sinclair, K., Turchi, C., Wendelin, T., & Souder, H. (2015). *A Review of Avian Monitoring and Mitigation Information at Existing Utility-Scale Solar Facilities* (ANL/EVS--15/2, 1176921; p. ANL/EVS--15/2, 1176921). <https://doi.org/10.2172/1176921>
- Wellig, S. D., Nussle, S., Miltner, D., Kohle, O., Glaizot, O., Braunisch, V., Obrist, M. K., & Arlettaz, R. (2018). Mitigating the negative impacts of tall wind turbines on bats : Vertical activity profiles and relationships to wind speed. *Plos One*, 13(3), e0192493. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192493>
- Weselek, A., Ehmann, A., Zikeli, S., Lewandowski, I., Schindele, S., & Högy, P. (2019). Agrophotovoltaic systems : Applications, challenges, and opportunities. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 39(4), 35. <https://doi.org/10.1007/s13593-019-0581-3>
- West, J., Bailey, I., & Whithead, I. (2009). *Stakeholder Perceptions of the Wave Hub Development in Cornwall, UK*. 10.
- Wilding, T. A. (2014). Effects of man-made structures on sedimentary oxygenation : Extent, seasonality and implications for offshore renewables. *Marine Environmental Research*, 97, 39-47. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.01.011>
- Wilhelmsson, D., Malm, T., & Öhman, M. C. (2006). The influence of offshore windpower on demersal fish. *ICES Journal of Marine Science*, 63(5), 775-784. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2006.02.001>
- Williamson, B., Fraser, S., Williamson, L., Nikora, V., & Scott, B. (2019). Predictable changes in fish school characteristics due to a tidal turbine support structure. *Renewable Energy*, 141, 1092-1102. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.04.065>
- Wilson, J. C., Elliott, M., Cutts, N. D., Mander, L., Mendão, V., Perez-Dominguez, R., & Phelps, A. (2010). Coastal and Offshore Wind Energy Generation : Is It Environmentally Benign? *Energies*, 3(7), 1383-1422. <https://doi.org/10.3390/en3071383>
- Wolsink, M. (2007). Planning of renewables schemes : Deliberative and fair decision-making on landscape issues instead of reproachful accusations of non-cooperation. *Energy Policy*, 35(5), 2692-2704. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2006.12.002>
- World Bank. (2018). *Where Sun Meets Water : Floating solar market*. <https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/31880/Floating-Solar-Market-Report.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Yang, L., Gao, X., Lv, F., Hui, X., Ma, L., & Hou, X. (2017). Study on the local climatic effects of large photovoltaic solar farms in desert areas. *Solar Energy*, 144, 244-253. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2017.01.015>
- Zhai, H., Cui, B., Hu, B., & Zhang, K. (2010). Prediction of river ecological integrity after cascade hydropower dam construction on the mainstream of rivers in Longitudinal Range-Gorge Region (LRGR), China.

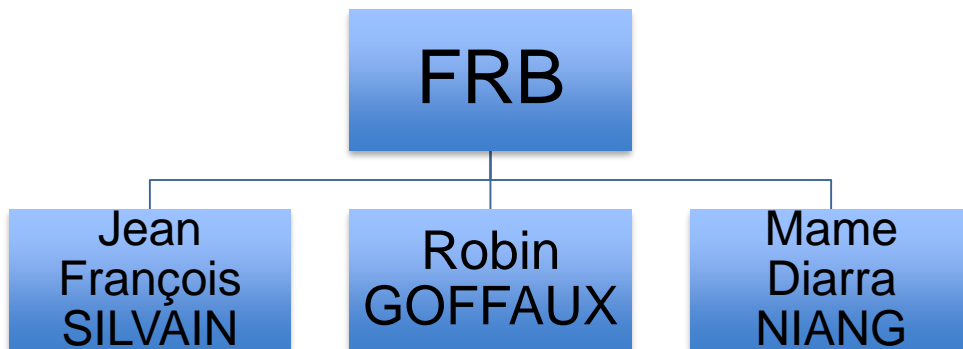
- Ecological Engineering*, 36(4), 361-372. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.10.002>
- Zhai, Q., Zhu, L., & Lu, S. (2018). Life Cycle Assessment of a Buoy-Rope-Drum Wave Energy Converter. *Energies*, 11(9), 2432. <https://doi.org/10.3390/en11092432>
- Zimmer, R., & Welke, J. (2012). Let's go green with hydrogen ! The general public's perspective. *International Journal of Hydrogen Energy*, 37(22), 17502-17508. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2012.02.126>
- Zimmerling, J., Pomeroy, A., d'Entremont, M., & Francis, C. (2013). Canadian Estimate of Bird Mortality Due to Collisions and Direct Habitat Loss Associated with Wind Turbine Developments. *Avian Conservation and Ecology*, 8(2). <https://doi.org/10.5751/ACE-00609-080210>
- Zoellner, J., Schweizer-Ries, P., & Wemheuer, C. (2008). Public acceptance of renewable energies : Results from case studies in Germany. *Energy Policy*, 36(11), 4136-4141. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.06.026>
- Zona, D., Janssens, I. A., Aubinet, M., Gioli, B., Vicca, S., Fichot, R., & Ceulemans, R. (2013). Fluxes of the greenhouse gases (CO₂, CH₄ and N₂O) above a short-rotation poplar plantation after conversion from agricultural land. *Agricultural and Forest Meteorology*, 169, 100-110. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.10.008>
- Zwart, M. C., Dunn, J. C., McGowan, P. J. K., & Whittingham, M. J. (2016). Wind farm noise suppresses territorial defense behavior in a songbird. *BEHECO*, 27(1), 101-108. <https://doi.org/10.1093/beheco/arv128>

ANNEXE



Planning de travail

Tâches					Personnes associées
	Sous tâches				
		Durée (jours)	Date de début	Date de fin	
Cadrage de l'étude	Objectif Périmètre Question de recherche Approche	30	07/09/20	02/10/20	Équipe projet Ressources TotalEnergies
Structuration	Définition des critères de recherche Choix de la méthode d'évaluation	15	15/09/20	30/09/20	Équipe projet Ressources TotalEnergies CS
Collecte des données	Recherche de publications Tri Entretien avec le CS	30	01/10/20	30/10/20	Équipe projet Comité de suivi
Analyse et synthèse des connaissances		100	02/11/20	05/02/21	Équipe projet
Production de livrables		30	08/02/21	05/03/21	Équipe projet
Restitution Finale					



Membre du CS

Jean Louis MOREL
Aimé BOSQ (ENERPLAN)
Sylvie VANPEENE (INRAE)
Yannick AUTRET (ITTECOP)
Bertrand SCHATZ (CEFE-CNRS)
Clémentine AZAM (UICN)
Mathieu ENTRAYGUES (OFB)

