



***Dérangement de l'avifaune :
Synthèse bibliographique et étude de cas en
Marais poitevin***



Illustration : Julie Charrier



***Dérangement de l'avifaune :
Synthèse bibliographique et étude de cas en
Marais poitevin***

2024 | LPO France - OFB

Coordination et rédaction

Chenu Audran

Collaboration

Gueret Jean-Pierre, Gallais Régis, de Bouët du Portal Pierre, Joyeux Emmanuel,
Lagrange Pamela

Consultation

Parc Naturel Marin de l'Estuaire de la Gironde et de la Mer des Pertuis



Réserve Naturelle
BAIE DE L'AIGUILLON



Réserve Naturelle Nationale
«Michel Brosselin»
SAINT-DENIS-DU-PAYRÉ

RESUME

La fragmentation des habitats naturels liée, notamment, à l'accroissement de la population humaine et de ses activités constitue l'une des menaces qui pèse sur la faune sauvage. Dans ce contexte, les zones humides sont devenues de véritables espaces à enjeux pour les activités économiques, touristiques et de loisirs. Dès lors, la cohabitation entre l'humain et les oiseaux d'eau peut donner lieu à une concurrence spatio-temporelle pouvant compromettre la capacité des oiseaux à satisfaire leurs besoins énergétiques.

Sur la base d'études locales et de données empiriques, cette synthèse identifie et documente les principales sources de dérangement rencontrées dans deux réserves naturelles nationales terrestres et littorales du Marais poitevin : la pêche au filet fixe, la pêche à la civelle et les détonations en bordure immédiate des réserves. Alors que de nombreuses espèces d'oiseaux d'eau migrateurs présentent des statuts de conservation défavorable, la communauté scientifique s'accorde sur la nécessité de prendre en compte les effets et les impacts liés au dérangement, en particulier dans les espaces protégés.

Mots-clefs : dérangement, oiseaux d'eau, réserve naturelle, pêche à la civelle, pêche au filet fixe, détonation.

ABSTRACT

Fragmentation of natural habitats, especially linked to the growth of the human population and its activities, is one of the threats to wildlife. In this context, wetlands have become key areas for economic, tourism and leisure activities. As a result, cohabitation between humans and waterbirds can give rise to spatio-temporal competition that can compromise birds' ability to satisfy their energy requirements.

Based on local studies and empirical data, this review identifies and documents the main sources of disturbance encountered in two national terrestrial and coastal nature reserves in the Marais poitevin: set-net fishing, glass eel fishing and detonations at the immediate edge of the reserves. Since many migratory waterbird species have unfavorable conservation statuses, the scientific community agrees on the need to take into account the effects and impacts of disturbance, particularly in protected areas.

Key words: disturbance, waterbirds, nature reserve, glass eel fishing, set-net fishing, detonation.

Citation : CHENU, A. (2024). Dérangement de l'avifaune : Synthèse bibliographique et étude de cas en Marais poitevin. LPO France - OFB, 66 PP.

Sommaire

1. Introduction	1
1.1. Les oiseaux d'eau.....	1
1.2. Pressions et enjeux.....	2
2. Dérangement	4
2.1. Définition et caractérisation du dérangement.....	4
2.2. Les coûts générés	5
• Les effets	5
• Les adaptations.....	7
• Les impacts	7
2.3. Approches méthodologiques	9
2.4. Réponses comportementales et facteurs d'influence	11
3. Le Marais poitevin, cohabitation au sein d'une unité fonctionnelle incontournable pour les oiseaux d'eau	14
3.1. Intérêt des vasières estuariennes et des prairies humides pour les oiseaux d'eau	14
3.2. Écocomplexe du Marais poitevin.....	15
3.3. Présentation des réserves de la baie de l'Aiguillon et de Saint-Denis-du-Payré.....	19
3.4. Dérangement et leviers réglementaires	22
3.5. Description et types de dérangement	23
4. Pêche à la civelle	28
4.1. Contexte halieutique et pratique de pêche.....	28
4.2. Conséquences pour l'avifaune	30
4.3. Observations locales et préconisations	33
5. Pêche au filet fixe sur l'estran vaseux	35
5.1. Description de la pratique.....	35
5.2. Conséquences pour l'avifaune	35
5.3. Observations locales et préconisations	38
6. Détonations et dérangement des oiseaux d'eau	42
6.1. Communautés humaines et gibier d'eau, bref historique.....	42
6.2. Activité cynégétique et dérangement	42
6.3. Détonations en bordure de réserve, des exemples locaux.....	45
• La chasse au gibier d'eau	45
• Répulsifs sonores en milieu agricole	48
6.4. Un périmètre d'atténuation : la « zone tampon »	49
• Mise en œuvre	50
7. Conclusion	52
Bibliographie	53
Annexes	61

1. Introduction

1.1. Les oiseaux d'eau

En raison d'une proximité grandissante avec les activités humaines (Hill *et al.*, 1997 ; Le Corre, 2009), les « oiseaux d'eau » dont l'existence dépend écologiquement des zones humides selon la Convention de Ramsar (Triplet *et al.*, 2019), comptent parmi les taxons les plus exposés au dérangement.

Parmi eux, les **limicoles** (du latin *limus*, « limon », « boue »), des échassiers inféodés aux zones humides et plus particulièrement aux habitats littoraux. Ce groupe compte environ 214 espèces réparties en 14 familles à travers l'ordre des Charadriiformes (Gejl, 2016). Deux d'entre elles englobent de nombreuses espèces observables sur le littoral français : les *Charadriidés* qui comprennent les pluviers, vanneaux, gravelots, se différencient par leur bec court, des *Scolopacidés* avec les bécassines, courlis, barges, chevaliers, bécasseaux. En Europe, si environ 25 espèces fréquentent régulièrement ou ponctuellement les vasières intertidales d'autres, comme le Vanneau huppé *Vanellus vanellus* ou le Pluvier doré *Pluvialis apricaria*, privilégient les milieux agricoles et notamment les prairies humides. Quels que soient leurs mœurs, une grande proportion de limicoles est tributaire des milieux terrestres ouverts au cours des mois de reproduction. En effet, ces grands migrateurs voyagent pour la plupart entre des zones de nidification boréales ou arctiques et des zones d'hivernage tempérées voire tropicales (Svensson *et al.*, 2014 ; Hume *et al.*, 2016). De ce fait, on observe de fortes variations saisonnières d'effectifs et d'espèces. Enfin, leur régime alimentaire varie lui aussi en fonction du cycle annuel et fluctue principalement entre les vers, mollusques, crustacés, insectes et même quelques poissons et végétaux (Svensson *et al.*, 2014 ; Issa & Muller, 2015 ; Gejl, 2016).



Courlis cendré *Numenius arquata* - © Julien Gernigon

Avec environ 160 espèces, les **anatidés** de l'ordre des Anseriformes constituent la famille des canards, oies/bernaches et cygnes. Particulièrement inféodés à l'eau pour s'alimenter et/ou se reposer, les anatidés présentent des schémas de migration semblables à ceux des limicoles bien que de nombreuses espèces se limitent à des aires d'hivernage tempérées. Les régimes alimentaires varient énormément au sein de cette famille et diffèrent selon l'habitat, la saison, l'espèce, l'âge ou encore le sexe (Kear & Hulme, 2005). On distingue par exemple les canards plongeurs (végétariens ou omnivores), qui s'immergent complètement pour atteindre leur nourriture, des canards de surface qui se contentent généralement de végétaux souvent en basculant vers l'avant (Svensson *et al.*, 2014). Les cygnes et les oies, principalement végétariens, peuvent se nourrir dans des prairies humides ou des zones herbeuses et ne regagner

l'eau que pour boire ou se reposer (Kear & Hulme, 2005). Enfin, la grande taille et la valeur cynégétique des anatidés en font un taxon historiquement bien étudié et recensé (Géroutet *et al.*, 1999 ; Madge *et al.*, 2006).

La suite de la synthèse s'intéressera donc aux cas des limicoles et des anatidés. Ce choix s'explique par leur forte valeur patrimoniale, par leurs effectifs considérables en particulier lors de l'hivernage dans l'enceinte du Marais poitevin et par les enjeux de conservation qu'ils soulèvent.

1.2. Pressions et enjeux

Ces taxons qui dépendent majoritairement des habitats agricoles ou des zones humides pour se reproduire font face à des menaces à travers l'Europe et sont globalement en déclin (Ausden *et al.*, 2001 ; BirdLife International, 2015 ; Pearce-Higgins *et al.*, 2017).

Cela s'explique en partie par le changement des pratiques de culture amorcé au cours des dernières décennies privilégiant souvent la productivité aux dépens de la biodiversité (Pe'er *et al.*, 2014 ; Franks *et al.*, 2018). En d'autres termes, l'agriculture intensive s'est répandue et a mené à l'homogénéisation et à l'appauvrissement d'un paysage agricole devenu inadapté pour accueillir des échelons trophiques supérieurs comme les oiseaux (Chamberlain *et al.*, 2000 ; Jóhannesdóttir *et al.*, 2019 ; Busch *et al.*, 2020) d'ailleurs considérés comme de bons indicateurs de la richesse et de la diversité d'un milieu (Kear & Hulme, 2005). Le drainage de grandes surfaces de terres pour la culture (Schmidt *et al.*, 2017), l'utilisation croissante des pesticides (Carvalho, 2017), ou les fauches de plus en plus précoces (Kleijn *et al.*, 2010) sont des exemples qui illustrent l'intensification des pratiques devenues incompatibles avec l'alimentation et la reproduction (nidification au sol, poussins nidifuges) des taxons précédemment décrits. Foley *et al.* (2005) estiment même que 40% des surfaces terrestres seraient des aires de culture ou de pâturage.

Toutefois, l'agriculture n'est pas toujours synonyme d'érosion de la biodiversité. Les modes de production extensifs, plus respectueux de l'environnement, participent au maintien de l'hétérogénéité du paysage et peuvent améliorer la productivité de l'habitat augmentant potentiellement la disponibilité alimentaire pour les espèces présentes (Jóhannesdóttir *et al.*, 2019) (Figure 1).

Les zones humides, quant à elles, concentrent une riche biodiversité et des taux élevés d'endémisme (Kear & Hulme, 2005). La toundra arctique, les tourbières, marais, lacs, rivières, estuaires, deltas et vasières intertidales en sont quelques exemples. Au-delà de leur richesse biologique, elles rendent des services écologiques à travers le stockage et la purification de l'eau, le contrôle des inondations, la stabilisation du littoral ou encore la séquestration du carbone atmosphérique (Chmura *et al.*, 2003 ; Smith, 2003 ; Kear & Hulme, 2005). Malgré cela, les zones humides font face à des pressions d'origine anthropique qui s'additionnent parfois à des phénomènes naturels de rétrécissement. En effet, il arrive que l'accumulation progressive de sédiment entraîne naturellement la fermeture et la végétalisation de ces milieux (ex. mégaphorbiaies, saulaies, prés salés) (Barussaud *et al.*, 2010). Aussi appréciés pour leur cadre de vie, ces habitats connaissent une artificialisation marquée pour répondre à une

fréquentation humaine grandissante à l'image des façades littorales atlantiques et méditerranéennes en France (Durell *et al.*, 2005 ; Maison, 2009 ; Barussaud *et al.*, 2010). Cette artificialisation débute souvent par l'assèchement volontaire des sols pour développer des activités professionnelles et de loisirs. Elles s'accompagnent de nouveaux aménagements (sentiers de randonnée, infrastructures, développement des ports) qui soutiennent de nouveaux usages avec la démocratisation des activités récréatives, sportives et touristiques (Maison, 2009). Ainsi, on estime que 50% des zones humides ont disparu au cours du siècle dernier, le reste étant plus ou moins dégradé par les activités anthropiques (Quan *et al.*, 2002 ; Fraser & Keddy, 2005).

Pourtant, ces habitats productifs sont nécessaires pour de nombreux oiseaux d'eau qui y trouvent des ressources trophiques tout au long du cycle annuel ainsi que des espaces de quiétude en escale migratoire, durant la mue, l'hivernage ou la reproduction (Kear & Hulme, 2005 ; Gejl, 2016).

Si la cohabitation entre les populations humaines et l'avifaune a longtemps été possible dans des milieux naturels suffisamment étendus pour atténuer les pressions anthropiques, le contexte sociétal et environnemental n'est vraisemblablement plus le même qu'il était il y a quelques décennies. Les populations humaines ont augmenté rapidement, les habitats naturels se sont fragmentés et la façade maritime est apparue comme une véritable zone à enjeux pour les activités économiques, touristiques et récréatives (Durell *et al.*, 2005 ; Maison, 2009 ; Tätte *et al.*, 2018 ; Goss-Custard *et al.*, 2020). Dès lors, les habitats littoraux sont devenus le théâtre d'une cohabitation problématique donnant souvent lieu à une concurrence spatio-temporelle entre les activités humaines et une avifaune parfois rare et/ou protégée (Hill *et al.*, 1997 ; Le Corre, 2009). Ainsi le dérangement sur les sites d'hivernage ou d'escale migratoire est apparu comme une nouvelle menace susceptible d'accentuer la diminution des effectifs d'oiseaux d'eau côtiers (Myers *et al.*, 1987 ; Pfister *et al.*, 1992 ; Stillman *et al.*, 2007).

De fait, dans un contexte de déclin généralisé des oiseaux d'eau migrateurs (Lilleyman *et al.*, 2016) mêlé à l'utilisation croissante des espaces naturels par l'homme, la communauté scientifique considère le dérangement comme un sujet majeur et d'actualité pour la conservation (ex. Gill, 2007 ; Lilleyman *et al.*, 2016 ; Goss-Custard *et al.*, 2020), en particulier dans les espaces protégés.

Véritable zone de transition entre les milieux océaniques et terrestres, le Marais poitevin concentre une mosaïque d'habitats attractifs pour les oiseaux d'eau. Associé aux milieux côtiers estuariens ou lagunaires qu'il avoisine, il constitue un éco-complexe d'intérêt international pour les oiseaux d'eau, en particulier pendant l'hivernage (Schmaltz *et al.*, 2020 : Synthèse Wetlands International). Pour cette raison, la zone humide du Marais poitevin englobe désormais un réseau d'espaces protégés qui participent à la préservation du milieu à différentes échelles.

Dans la suite de ce travail, nous nous intéresserons en premier lieu aux **principes généraux du dérangement** à travers ses causes et ses conséquences sur l'avifaune. Ensuite, nous expliquerons en quoi le **Marais poitevin et ses sites côtiers représentent un éco-complexe incontournable** pour les oiseaux d'eau en particulier lors de l'hivernage et de la migration. Nous nous pencherons, par la même occasion, sur **certains dérangements rencontrés**

localement, à l'intérieur ou aux abords des espaces protégés du marais. Puis, nous ferons un état des lieux des mesures envisageables pour atténuer leurs conséquences dans ces zones stratégiques pour des oiseaux aux forts enjeux de conservation.



Figure 1 : Prairie naturelle humide pâturée - © Jean-Pierre Gueret

2. Dérangement

2.1. Définition et caractérisation du dérangement

Tolérance, vigilance, dissimulation ou fuite, tels sont les choix qui s'offrent à la faune sauvage soumise à l'apparition d'un événement perturbateur dans son environnement, d'un dérangement. Malgré l'apparente simplicité de ces options, les phénomènes qui entrent en jeu dans la sélection de l'une d'entre elles sont en réalité plus complexes et ne sont jamais anodines pour la survie et la reproduction des individus.

Alors que le terme « perturbation » couvre un large éventail d'atteintes aux milieux et aux espèces, le « dérangement » (fréquemment rencontré dans la littérature scientifique et proche du terme anglais « disturbance ») fait référence à une modification du comportement induite par l'activité humaine ou par la présence d'un prédateur (Collop *et al.*, 2016 ; Triplet *et al.*, 2019).

Dans la suite de ce travail nous utiliserons la définition de Fox & Madsen (1997) adoptée par les signataires de l'African-Eurasian Waterbirds Agreement (AEWA 2015) : « *Toute activité imputable à l'homme qui constitue un stimulus (équivalent à une menace de prédation) suffisant pour déranger les activités normales ou bien la répartition des oiseaux d'eau en comparaison avec la situation en l'absence de cette activité* ».

Toutefois, d'autres auteurs tels que Triplet & Schricke (1998) ont aussi proposé une définition et décrivent le dérangement comme « *tout événement généré par l'activité humaine qui provoque une réaction (l'effet) de défense ou de fuite d'un animal, ou qui induit directement ou*

non, une augmentation des risques de mortalité (l'impact) pour les individus de la population considérée ou, en période de reproduction, une diminution du succès reproducteur ».

Ainsi, par ses activités, l'humain peut générer des dérangements qui engendrent une modification du comportement chez les oiseaux d'eau. Toutefois, si l'existence du dérangement fait consensus dans la communauté scientifique, il reste en pratique difficile à caractériser et à quantifier selon les sites et les activités considérées (ex. Gill, 2007).

Dans l'histoire évolutive, Frid & Dill (2002) expliquent que les proies ont développé des mécanismes de fuite déclenchés par des *stimuli* associés à la prédation tels que des bruits forts, des objets s'approchant rapidement ou de grandes silhouettes. De cette façon, une proie ne réagit pas à son prédateur en tant que tel mais au comportement qu'il adopte et à ce qu'elle perçoit de lui. Ainsi, un dérangement d'origine anthropique qui imite ces *stimuli* de prédation fera appel aux mêmes compromis dans les décisions d'évitement, même s'il s'agit la plupart du temps d'un danger non-mortel dans l'immédiat, la chasse faisant figure d'exception (ex. Madge, 2006 ; Hansey, 2022). Pour ces raisons, l'activité humaine est souvent associée à une menace potentielle et les coûts générés, similaires à ceux de la prédation, peuvent compromettre la survie et la reproduction des individus dérangés (Gill *et al.*, 2001 ; Frid & Dill, 2002).

Selon le référentiel pour la gestion dans les sites Natura 2000 en mer, le dérangement résulte de deux principaux facteurs (Maison, 2009). Il peut être :

- de nature visuelle par la présence d'objets en mouvement ou par des changements rapides d'intensité lumineuse. Cela concerne, par exemple, le passage de promeneurs, la présence de chiens ou de véhicules, le rapprochement en direction du groupe d'oiseaux ou le déplacement rapide des engins.
- de nature sonore par l'émergence d'un son indésirable ou turbulent pouvant interférer avec l'utilisation de l'ouïe pour se nourrir, communiquer, se reproduire, se reposer ou détecter un danger.

2.2. Les coûts générés

Les conséquences sont multiples pour les oiseaux dérangés. Cependant, une distinction doit être faite selon leur temporalité. En effet, il est d'usage de distinguer les **effets** immédiats relatifs aux changements de comportement des **impacts** liés à une baisse de la condition physique, à la mortalité ou à la chute du succès reproducteur souvent observables sur le long terme (Fox & Madsen, 1997 ; Triplet *et al.*, 2003).

- ***Les effets***

Le schéma classique des effets liés au dérangement débute par l'interruption de l'activité en cours, qu'il s'agisse d'une période d'alimentation, de repos, de soin aux jeunes ou d'accouplement (Bellefleur *et al.*, 2009). S'en suit l'adoption d'un comportement d'alerte souvent associé à une forte vigilance (position relevée et totalité de l'attention rivée sur la source de dérangement). Si l'intru progresse, l'oiseau tendra à s'éloigner d'abord par la marche ou par

la nage (Triplet *et al.*, 2019). Enfin, une fois la limite de tolérance franchie, il prendra son envol (Le Corre, 2009).

Sur le plan physiologique, non-observable, le dérangement s'illustre par l'augmentation du rythme cardiaque (Weimerskirch *et al.*, 2002 ; Ackerman *et al.*, 2004 ; Jarvis, 2005), des hormones de stress telles que la corticostérone (Fowler, 1999 ; Walker *et al.*, 2005), ou encore de la température corporelle de l'individu (Regel & Pütz, 1997) qui génèrent des dépenses énergétiques non-négligeables.

Sur le plan comportemental, les réponses de fuite sont les plus **énergivores** pour les oiseaux dérangés et en particulier l'envol et le vol (Kear & Hulme, 2005 ; Borgmann, 2011).

De plus, les oiseaux disposent d'une plage temporelle limitée pour s'alimenter au cours de la journée. Ils adoptent alors un rythme nyctéméral dépendant du jour et de la nuit (ex. canards de surface) ou bien tidal comme c'est le cas pour de nombreux limicoles (et quelques anatidés) dont l'alimentation est restreinte par les horaires de marée sur les vasières estuariennes (Goss-Custard *et al.*, 1991 ; Kear & Hulme, 2005 ; Lilleyman, 2016 ; Sexton, 2017). Ainsi, lorsqu'un dérangement se produit, l'individu est contraint de cesser son activité (ex. alimentation ou repos) au profit du **temps** passé en état d'alerte, de vol ou encore d'attente forcée (Flamant *et al.*, 2005 ; Borgmann, 2011 ; Collop *et al.*, 2016 ; Triplet *et al.*, 2019).

Enfin, la présence humaine réduit l'habitat disponible et entre directement en concurrence pour **l'espace** avec les oiseaux (Gill, 2007 ; Bellefleur *et al.*, 2009). A ce sujet, il est d'usage de différencier le dérangement actif du dérangement passif. Le premier désigne une source de dérangement qui pénètre dans la zone de présence de l'oiseau et conduit à son envol tandis que le second désigne une présence humaine déjà installée qui empêche la libre exploitation d'un site (Triplet *et al.*, 2019). Dans les deux cas, le dérangement provoque une perte nette d'habitat (Kirby *et al.*, 1993) qui engendre, de fait, une perte d'accès à la ressource sur des sites qui auraient pu être profitables. En définitive, la présence de dérangement réduit la qualité du site perçue par les oiseaux (Gill, 2007 ; Koch & Paton, 2014).

On remarque alors que les conséquences directes du dérangement sont triples avec une perte subite d'énergie, de temps et d'espace particulièrement délétère pour des oiseaux soumis à des rythmes nyctéméraux et tidaux (Triplet *et al.*, 2000 ; Burton *et al.*, 2002).



Bécasseau variable *Calidris alpina* en alimentation à marée basse - © Thierry Guyot

- ***Les adaptations***

Face à ces contraintes, les oiseaux sont dans l'obligation de compenser le déficit énergétique et font appel à leur plasticité comportementale. Cela s'illustre, par exemple, par une alimentation plus longue après un épisode de dérangement (Triplet *et al.*, 2019) ou par une augmentation du taux d'ingestion comme cela a pu être observé chez l'Huîtrier pie (*Haematopus ostralegus*) (Swennen *et al.*, 1989). Dans d'autres cas, les individus peuvent décider d'effectuer des reports provisoires sur des sites adjacents lorsqu'ils sont disponibles réduisant localement et ponctuellement les effectifs ou la diversité spécifique (Burton *et al.*, 2002 ; Triplet *et al.*, 2003 ; Bellefleur *et al.*, 2009 ; Sexton, 2017). Néanmoins, un dérangement trop soutenu conduit à des conséquences plus lourdes comme un abandon total des zones préférentielles d'alimentation ou de repos (Cayford, 1993 ; Triplet *et al.*, 2003 ; Borgmann, 2011) au profit d'autres sites parfois moins appropriés (superficie réduite, pauvre en nourriture, risque de prédation) mais plus calmes (Marchegay & Tesson, 1999).

- ***Les impacts***

Il est habituellement plus facile de quantifier les effets, visibles immédiatement, que les impacts observables à plus ou moins long terme (Triplet *et al.*, 2019). En effet, de par la multitude de facteurs pouvant entrer en compte, la responsabilité du dérangement sur la mortalité ou le succès reproducteur est souvent difficile à démontrer (Bellefleur *et al.*, 2009) en particulier pour les oiseaux migrateurs aux grandes aires de répartition (Goss-Custard & Stillman, 2007). Pourtant, cette question est essentielle puisqu'elle traduit le coût des adaptations comportementales sur la dynamique des populations d'oiseaux d'eau (Gill *et al.*, 2007 ; Stillman *et al.*, 2007 ; Borgmann, 2011 ; Goss-Custard *et al.*, 2020). Ainsi, les études menées sur le sujet reposent davantage sur des concepts théoriques (*détails Partie 2.3.*).

Néanmoins, les oiseaux migrateurs doivent répondre à leurs besoins durant les phases cruciales qui constituent leur cycle annuel : l'hivernage, la migration printanière, la reproduction, la migration automnale (Faaborg *et al.*, 2010). Alors, en hiver (et pendant les migrations), les oiseaux d'eau se concentrent sur des sites sécurisés, riches en ressources alimentaires et avec des sites de remise adaptés (Madsen, 1998a ; Faaborg *et al.*, 2010). A cette saison, ils doivent accumuler suffisamment d'énergie sous forme de graisse pour survivre, et ces besoins augmentent par temps froid (Kear & Hulme, 2005 ; Goss-Custard *et al.*, 2020). La saison d'hivernage est donc sensible surtout pour les espèces migratrices qui doivent, en plus, accumuler suffisamment de réserves pour la migration printanière (Owen, 1977 ; Tamisier *et al.*, 2003 ; Faaborg *et al.*, 2010 ; Goss-Custard *et al.*, 2020).

En effet, les trajets migratoires sont épuisants notamment à l'automne lorsque les oiseaux viennent d'achever une reproduction énergivore qui affecte souvent leur état physique (Sergio *et al.*, 2019). Ces longs déplacements peuvent en plus les exposer à des conditions météorologiques hostiles et à un large éventail de risques d'origine anthropique (Faaborg *et al.*, 2010 ; Sergio *et al.*, 2019). Les sites d'escales migratoires et/ou d'hivernage sont donc indispensables pour maintenir l'intégrité physique des individus (Schmaljohann *et al.*, 2022),

assurer la mue de nombreux oiseaux vulnérables pendant cette phase (Leu & Thompson, 2002) et entamer la reproduction dans les meilleures conditions.

En effet, la capacité des oiseaux à accumuler des réserves énergétiques sur ces sites conditionne le succès reproducteur (Madsen, 1995 ; Goss-Custard *et al.*, 2020) puisque la survie des poussins dépend de la quantité d'énergie placée dans l'œuf et investie dans les soins parentaux (Alisauskas & Ankney, 1992 ; Madsen & Fox, 1995).

Seulement, avec le dérangement, le déplacement des effectifs sur les zones de substitution tend à concentrer les oiseaux et augmente par la même occasion la concurrence interspécifique et la compétition intraspécifique (Triplet *et al.*, 2003). De plus, il est important de souligner que ces zones sont souvent moins riches en ressources alimentaires et/ou moins adaptées aux exigences écologiques que les sites initialement privilégiés (Klein *et al.*, 1995 ; Gill *et al.*, 1996 ; Quan *et al.*, 2002 ; Tamisier *et al.*, 2003 ; Frid & Dill, 2002).

Alors, combinée à l'interruption des activités d'alimentation ou de repos et aux efforts de fuite (envols répétés), la privation des zones préférentielles au cours des périodes clés du cycle annuel peut être à l'origine d'une dette énergétique difficile à compenser. De cette manière, le report sur des sites alternatifs moins intéressants peut avoir des impacts sur la survie et la reproduction (Gill, 2007). Il apparaît donc essentiel de respecter les différentes étapes du cycle annuel de la population d'une espèce et de ses sites stratégiques pour maintenir son bon état de conservation.

A cela s'ajoutent les impacts du dérangement directement sur les sites de reproduction. Les exemples sont nombreux et vont du piétinement de la couvée à la dispersion des poussins lié au stress en passant par les chocs thermiques brusques subits par la progéniture lorsque les parents interrompent subitement la couvaison ou la simple désertion des nids (Gillett *et al.*, 1975 ; Blackmer *et al.*, 2004 ; Jeffery & Scott, 2005 ; Le Corre, 2009). D'autres auteurs tels que Finney *et al.* (2005) montrent que les pluviers dorés nicheurs (*Pluvialis apricaria*) évitent les sentiers utilisés par les humains réduisant la surface disponible en reproduction. Une baisse des soins parentaux, un ralentissement de la croissance ou une augmentation de la mortalité des poussins par manque de nourriture sont aussi mentionnés suite au dérangement sur les sites de reproduction (Verhulst *et al.*, 2001 ; Müllner *et al.*, 2004).

La pression de prédation peut également croître avec le dérangement. D'une part, sur les sites d'hivernage lorsque les oiseaux dérangés sont contraints de se déplacer sur des sites alternatifs moins sûrs (Hilton *et al.*, 1999), d'autre part, sur les sites de reproduction lorsque les prédateurs profitent de l'absence des parents dérangés pour s'attaquer aux poussins (Ahlund & Götmark, 1989). En règle générale, rappelons aussi qu'un oiseau en mauvaise condition physique suite à un dérangement sera aussi plus vulnérable.

Enfin, si certains auteurs considèrent que des études approfondies doivent être menées pour évaluer l'impact des changements physiologiques (Walker *et al.*, 2005), d'autres suggèrent qu'un stress prolongé du au dérangement serait susceptible d'occasionner un ralentissement de la croissance des jeunes oiseaux, une augmentation des risques de parasitismes associée à un affaiblissement du système immunitaire, un dérèglement du comportement social et territorial

de l'oiseau, un blocage des fonction hormonales reproductives voire même une perte neuronale (Jarvis, 2005 ; Le Corre, 2009).

Ainsi, la littérature s'accorde à dire que **le dérangement récurrent peut s'avérer délétère pour les oiseaux d'eau en compromettant aussi bien leur capacité de survie que leur aptitude à se reproduire : deux paramètres démographiques qui régissent la taille d'une population** (Stillman *et al.*, 2007 ; Goss-Custard *et al.*, 2020). Ce phénomène, généré par l'activité humaine, est d'autant plus néfaste l'hiver et sur les couloirs de migration puisqu'il implique une privation d'espace ainsi que des réactions comportementales (coûteuses en transit et par temps froid) **généralisées sur des individus regroupés** (Madsen, 1998a ; Tamisier & Dehorter, 1999 ; Goss-Custard *et al.*, 2006 ; Lilleyman *et al.*, 2016). A ces périodes, les oiseaux sont contraints de se rassembler sur des zones accessibles et appropriées peu nombreuses (Burger, 1986). L'ampleur du dérangement est donc exacerbée pouvant mener à l'accumulation d'une dette énergétique qui détériore la condition physique d'un groupe, son aptitude à se reproduire et modifie, par extension, la dynamique des populations (Gill, 2007 ; Borgmann, 2011 ; Goss-Custard *et al.*, 2020).

2.3. Approches méthodologiques

Il existe, selon Triplet *et al.* (2003) et Gill (2007), plusieurs échelles d'analyse lorsque l'on s'intéresse aux impacts du dérangement sur l'avifaune. Les auteurs évoquent l'importance des études menées au niveau de l'individu ou du site mais surtout à l'échelle des populations qui conditionnent l'état de conservation de l'espèce.

Le concept de « capacité d'accueil » a longtemps été considéré comme l'unique outil pour étudier les liens de cause à effet entre le dérangement et les dynamiques de population (Platteeuw & Henkens, 1997). Régie par de nombreux facteurs tels que la disponibilité de nourriture, les niveaux de compétition ou encore le nombre d'individus (Cayford, 1993), cette notion intègre le dérangement comme une concurrence pour l'espace dans la mesure où il limite la surface et donc les ressources disponibles (Madsen, 1995 ; Platteeuw & Henkens, 1997).

Plus récemment Goss-Custard & Stillman (2008) sont partis du principe qu'une autre façon de mesurer l'impact du dérangement sur les populations était de modéliser les taux de survie et de reproduction des oiseaux plutôt que d'effectuer des recensements sur le terrain (dont les conclusions peuvent être biaisées par des facteurs inconnus). Comme évoqués précédemment, ces deux paramètres sont susceptibles d'être influencés par (1) des coûts énergétiques supplémentaires générés par le vol et par la perte de temps d'alimentation (Borgmann, 2011) ; (2) l'exclusion des zones d'alimentation préférées vers des zones moins adaptées (Gill, 2007), avec des risques de prédation plus élevés (Hilton *et al.*, 1999) et/ou avec de plus forts taux de compétition (Triplet *et al.*, 2003). Toutefois, il s'agit d'informations difficiles à obtenir nécessitant des moyens importants.

Ainsi, Goss-Custard & Stillman (in press) ont développé le concept de « seuil de dérangement » relatif au point de bascule théorique au-delà duquel la population d'une espèce serait négativement impactée par le dérangement. Ce seuil prendrait aussi en compte la proportion d'individus de l'espèce dérangée et le temps de dérangement. Pour intégrer tous ces paramètres

et pour connaître avec plus d'exactitude la responsabilité du dérangement dans les variations démographiques, Stillman *et al.* (2007) ont mis au point une technique de modélisation intitulée « Individual-Based Model » (IBM). Ce modèle simule les décisions prises par des « oiseaux modèles » et intègre d'autres paramètres comme les variations spatio-temporelles de nourriture, les régimes des marées (pour les estuaires) ou les besoins énergétiques dépendants de la température (Goss-Custard *et al.*, 2020). Pour le dérangement, il prend en compte la superficie théorique de l'habitat dérangé (basée sur les distances de fuite), le temps total passé en vol, l'énergie dépensée ou encore la durée nécessaire à l'oiseau avant de revenir sur son site initial (Stillman *et al.*, 2007).

Goss-Custard *et al.* (2020) précisent que si les IBMs sont pertinents pour étudier les impacts du dérangement à l'échelle des populations, leur mise en pratique est laborieuse et nécessite de connaître de nombreux paramètres parfois mal renseignés selon les sites ou les espèces.

Par conséquent, il est possible d'utiliser des approches alternatives, moins exigeantes dans leur mise en œuvre, basées sur les observations comportementales des oiseaux en réponse au dérangement. Par exemple, Smit & Visser (1993) ou Gill *et al.* (1996) ont calculé la part d'espace théoriquement utilisable mais inaccessible pour l'alimentation lors d'un dérangement.

Alors, sans avoir recours à des techniques de modélisation sophistiquées, on remarque qu'il est envisageable de s'appuyer sur les comportements pour déceler des phénomènes néfastes pour l'espèce. Ainsi, plusieurs études utilisent les réponses aux dérangements pour faire évoluer les mesures de gestion (Goss-Custard *et al.*, 2020).

Les distances d'approche sont des outils souvent utilisés dans la littérature pour développer des mesures d'atténuation souvent traduites par l'établissement d'une distance minimale au-delà de laquelle une activité sera susceptible de modifier le comportement de l'oiseau (Figure 2). La distance initiale (DI) correspond à la distance à laquelle un humain ou son activité n'affecte pas le comportement de l'oiseau. Elle englobe d'autres distances telles que (1) la distance de détection (DD) distance à partir de laquelle l'oiseau détecte le dérangement, (2) la distance d'initiation physiologique (DIP) à partir de laquelle l'oiseau déclenche des réactions physiologiques induites par un stress, (3) la distance d'alerte (DA) limite à laquelle il déclenche un comportement d'alerte, (4) la distance de fuite (DF) distance initiatique d'un comportement de fuite (Weston *et al.*, 2012 ; Livezey *et al.*, 2016).

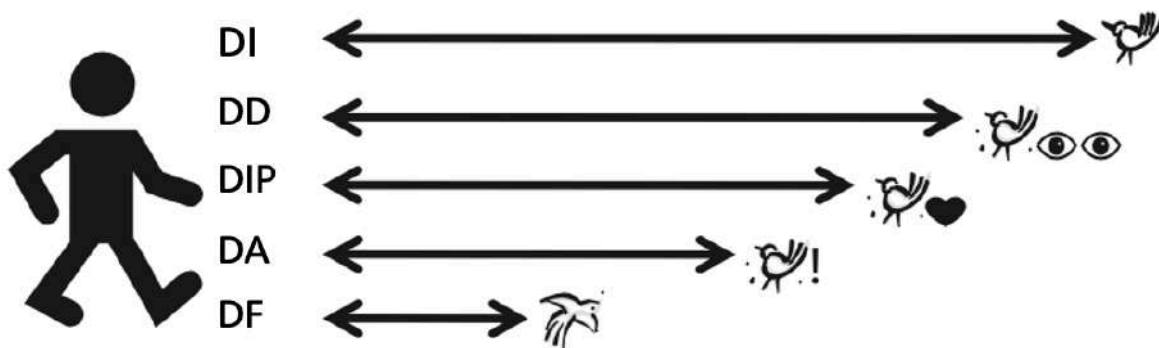


Figure 2 : Représentation schématique des distances de référence (d'après Weston *et al.*, 2012).

Si Stillman *et al.* (2007) expliquent que ces distances d'approche ne sont pas systématiquement représentatives de la fragilité ou de la vulnérabilité d'un groupe d'individus, il s'agit, selon

Triplet *et al.* (2019), d'un des moyens les plus accessibles pour estimer le poids du dérangement sur une population. Ces distances font d'ailleurs souvent figures de référence et renseignent sur les limites spatiales au-delà desquelles une activité est susceptible de modifier le comportement d'un oiseau et donc d'avoir d'éventuelles répercussions nocives sur l'individu ou les populations (Lilleyman *et al.*, 2016 ; Livezey *et al.*, 2016 ; Sexton, 2017 ; Tätte *et al.*, 2018). La distance d'envol est alors souvent retenue comme indicateur de sensibilité propre à chaque espèce (Blumstein *et al.*, 2003 ; Triplet *et al.*, 2003). Localement, elle constitue un bon indice puisqu'elle traduit les compromis intrinsèques à un individu ou une population. Elle permet d'estimer la distance à laquelle un oiseau considère qu'il est plus risqué/coûteux de rester que de partir (Jolkkonen *et al.*, 2023). Pour plus d'exactitude, Collop *et al.* (2016) croisent ces observations avec le temps perdu et l'énergie supplémentaire nécessaire par jour pour compenser les coûts induits par le dérangement.

En résumé, les distances d'approche peuvent servir d'outil pour estimer le poids du dérangement sur un individu ou son groupe. Toutefois, l'interprétation de ces données doit prendre en compte d'autres facteurs propre à l'individu ou à son environnement qui peuvent influencer les réponses comportementales.

2.4. Réponses comportementales et facteurs d'influence

Les réactions déclenchées par un événement dérangent ne sont pas génériques et dépendent de nombreux facteurs tels que l'espèce et sa taille corporelle (Burger, 1981 ; Klein *et al.*, 1995 ; Rodgers & Schwikert, 2002 ; Blumstein *et al.*, 2005 ; Collop *et al.*, 2016). En effet, **toutes les espèces d'oiseau ne réagissent pas de la même façon face au dérangement** (Triplet *et al.*, 2003). Il y a aussi l'âge de l'individu (Bellefleur *et al.*, 2009 ; Koch & Paton, 2014), son statut migratoire (Klein *et al.*, 1995), la composition du groupe dans lequel il se trouve (Lilleyman *et al.*, 2016), son activité (Blumstein *et al.*, 2003), le site (Blumstein *et al.*, 2003), la disponibilité en ressources (Goss-Custard *et al.*, 2006), la distance aux autres sites favorables (Dias *et al.*, 2006), la distance d'approche et de détection (Blumstein *et al.*, 2003 ; Triplet *et al.*, 2007), les conditions météorologiques (Collop *et al.*, 2016), le moment de la journée (Agness, 2006), la fréquence et le type de dérangement (Thomas *et al.*, 2003 ; Pease *et al.*, 2005, Glover *et al.*, 2011), la vitesse de l'élément dérangent (Frid & Dill, 2002 ; Bellefleur *et al.*, 2009), la météo et la température (Borgmann, 2011 ; Goss-Custard *et al.*, 2020) ou encore la pression de chasse (Laursen *et al.*, 2005) (liste non-exhaustive).

La réaction d'un oiseau varie donc selon l'espèce considérée. Il s'agit probablement d'un des facteurs prédominant dans l'explication des différences de comportement observées. Si des similitudes sont parfois attendues entre des espèces proches (Bellefleur *et al.*, 2009), les réponses varient sensiblement entre les taxons (Burger, 1981). Le degré de spécialisation d'une espèce peut expliquer ces différences. Les espèces généralistes (ex. *covidés*) qui gagnent à explorer de nouveaux habitats ont tendance à être moins néophobes que les espèces spécialistes (ex. *limicoles*, *anatidés*) (Vernelli, 2013). De plus, les oiseaux migrateurs seraient plus sensibles que les espèces résidentes familiarisées avec les dérangements locaux (Bowles, 1995). Il se peut aussi que d'autres facteurs sous-jacents comme la pression cynégétique modifie le degré de

sensibilité des espèces ciblées (Laursen *et al.* 2005). Ainsi, les oiseaux d'eau (migrateurs et chassés) tels que les canards de surface, les oies ou les limicoles seraient parmi les plus réceptifs au dérangement (Madsen et Fox, 1995).

D'autres facteurs peuvent être à l'origine de variations dans les effets comportementaux observés. L'interprétation de ces derniers peut être difficile et même parfois contre-intuitive. Parmi eux, la taille du groupe d'oiseaux dérangés. En effet, des auteurs considèrent qu'un grand groupe d'oiseaux est susceptible de s'envoler plus tôt face à un dérangement (Owen, 1977 ; Bélanger & Bédard, 1989). Au contraire, d'autres pensent qu'un regroupement important permet aux oiseaux de prolonger leur activité et de repousser le moment de la fuite (Lilleyman *et al.*, 2016). Selon Frid & Dill (2002), prédire la réaction d'un groupe d'oiseaux en fonction du nombre d'individus est une tâche difficile. Ils ajoutent que certaines espèces peuvent opter pour la stratégie de dilution (diminution de la probabilité de se faire prédater dans un grand groupe) tandis que d'autres seront régies par le nombre d'organes sensoriels et donc par la probabilité de détection. Ainsi, deux groupes de même taille de deux espèces différentes peuvent réagir différemment. Quel que soit le processus, la fuite d'un premier individu conditionne souvent l'envol du reste du groupe chez les espèces grégaires d'oiseaux d'eau (Owen, 1977 ; Borgmann, 2011 ; Lilleyman *et al.*, 2016).

La condition physique joue aussi un rôle déterminant dans le comportement adopté par un individu (Stillman & Goss-Custard, 2002 ; Zimmer *et al.*, 2010). Une espèce avec une vive réaction face au dérangement (ex. envol précoce) n'est pas systématiquement plus fragile (Stillman *et al.*, 2007), contrairement à ce que l'on pourrait penser. Effectivement, une réponse de fuite prématurée pourrait traduire l'existence d'autres sites de repli adaptés ou d'une condition physique suffisamment bonne pour pouvoir abandonner une zone d'alimentation favorable. À l'inverse, un individu faisant le choix de rester pourrait être forcé de s'alimenter en raison d'une condition physique détériorée (ex. migration, température froide) ou de son statut d'espèce spécialiste, inféodée à un habitat particulier (Gill *et al.*, 2001). Ainsi, un oiseau qui décide de rester n'est pas nécessairement plus tolérant au dérangement. Régi par des compromis, il peut trouver plus urgent de se nourrir plutôt que de fuir l'obligeant à rester plus longtemps avant de s'envoler (Stillman & Goss-Custard, 2002).

Enfin, des phénomènes d'habituation ont aussi été renseignés (Webb & Blumstein, 2005 ; Ramli & Norazlimi, 2017). L'habituation ou accoutumance correspond, selon Triplet *et al.* (2019), à une atténuation de la réponse comportementale face à un dérangement récurrent pour limiter les coûts générés. Toutefois, l'observateur peut avoir l'impression que les individus sont habitués à l'activité humaine alors qu'ils peuvent y rester sensibles mais sont contraints de rester s'alimenter à cause d'une mauvaise condition physique ou de l'absence de site de repli (Gill *et al.*, 2001). De la même façon, il se peut que les individus naturellement craintifs d'une population donnée évitent les sites dérangés donnant la fausse impression que l'espèce n'est pas farouche. La frontière entre un individu resté par accoutumance ou par nécessité de s'alimenter est donc souvent difficile à déceler. Frid & Dill (2002) et Sexton (2017) ajoutent enfin que l'habituation demeure souvent partielle. Ils complètent leur propos en expliquant que

des expositions répétées à de forts dérangements peuvent parfois même exacerber les comportements d'évitement.

On observe alors que les changements comportementaux dépendent d'une multitude de paramètres. Ces derniers agissent de façon simultanée dans des compromis qui conditionnent eux même la conduite d'un individu, d'une espèce dans l'espace et dans le temps.



Envol d'un groupe de Courlis cendrés *Numenius arquata* - © Thierry Guyot

3. Le Marais poitevin, cohabitation au sein d'une unité fonctionnelle incontournable pour les oiseaux d'eau

3.1. Intérêt des vasières estuariennes et des prairies humides pour les oiseaux d'eau

Les zones humides sont prisées par de nombreuses espèces qui y trouvent des habitats variés et des ressources abondantes (Weller, 1988). Les vasières estuariennes comptent parmi les écosystèmes les plus productifs de la planète (Costanza *et al.*, 1997) en partie grâce à l'apport d'éléments nutritifs issus du bassin versant qui stimule les premiers échelons de la chaîne trophique. En milieu tempéré, ces vasières présentent de nombreuses zonations floristiques productives (bien que souvent peu diversifiées) avec des prés salés bordant communément les zones de vase nue (Dyer *et al.*, 2000). Ces habitats spécifiques accueillent de grands cortèges d'oiseaux, parfois d'importance internationale, qui viennent s'y abriter, se reposer et s'alimenter hors période de reproduction (Wright *et al.*, 2010 ; Koch & Paton, 2014 ; Martins *et al.*, 2015 ; Sexton, 2017). Mollusques bivalves (ex. *Scrobicularia plana*), tellines (ex. *Macoma baltica*), hydrobies (ex. *Peringia ulvae*), petits crustacés ou vers (ex. *Hediste diversicolor*) font partie du régime alimentaire des limicoles ou des tadornes par exemple (Rousselle, 2006 ; Verger & Ghirardi, 2009). De leur côté, oies et bernaches préfèrent la Puccinellie maritime *Puccinellia maritima* sur les prés salés ou les herbiers de Zostère naine *Zostera noltii* sur la vasière. Vasières et prés salés servent également de nourricerie et d'aire d'alimentation pour l'ichtyofaune (Dyer *et al.*, 2000).

Les prairies humides, comme définies dans Ausden & Treweek (1995), sont des prairies inondées d'eau douce de façon saisonnière, souvent parcourues par un réseau de canaux et traditionnellement utilisées pour le pâturage et pour la production de foin. Préservées des pesticides et des engrais inorganiques, elles peuvent présenter une riche biodiversité et un intérêt marqué pour la conservation (Benstead *et al.*, 1997). En effet, ces habitats se sont raréfiés à cause du drainage et de leur conversion en terre cultivable (Williams & Hall, 1987) et souffrent de fauches toujours plus précoces (destinées à la production de fourrages) (Kleijn *et al.*, 2010) qui compromettent la nidification de nombreuses espèces.

Les prairies humides ont aussi souffert de la modification des réseaux hydrauliques adjacents pour prévenir des inondations (interruption des inondations saisonnières) et de la pollution issue des terres agricoles voisines (pesticides, pollution azotée) (Benstead *et al.*, 1999). Elles souffriront aussi probablement du dérèglement climatique (qui devrait engendrer une réduction de la disponibilité en eau) ainsi que de l'élévation du niveau de la mer qui pourrait menacer certains sites côtiers (Nicholls *et al.*, 1999 ; Thompson *et al.*, 2009). Les parcelles encore préservées sont donc régulièrement classées ou protégées (Mason, 2019). De plus, les prairies humides sont des habitats attractifs pour les oiseaux d'eau qui profitent des inondations superficielles pour se nourrir de la végétation (ex. oies) et des invertébrés endogés, volants ou aquatiques (ex. limicoles) en reproduction mais également en hivernage (Ausden & Treweek, 1995). Green (1986) a d'ailleurs montré que les macroinvertébrés endogés étaient plus aisément accessibles dans ces sols humides et meubles expliquant, de surcroît, l'attractivité de ces milieux.

3.2. *Écocomplexe du Marais poitevin*

Illustration parfaite de la complémentarité entre ces deux habitats, le Marais poitevin s'étend sur près de 1000 km² sur la façade atlantique en faisant l'une des plus vastes zones humides de France (Figure 3). Environ 58% de sa superficie est couverte par le réseau européen Natura 2000. Il constitue une plaine étendue composée de marais mouillés (lits majeurs inondables des cours d'eau) et desséchés (étendues conquises sur le marais et endiguées) qui correspond à l'emplacement d'un ancien golfe marin : le golfe des Pictons (Verger & Ghirardi, 2009). Il ne subsiste de cette époque ancienne que la baie de l'Aiguillon, les vasières bordant le Lay et la pointe sablo-vaseuse d'Arcay.

Malgré des difficultés pour concilier les intérêts portés par les exploitants agricoles et la préservation de l'environnement, le Marais poitevin est classé Parc Naturel Régional dès 1979. A présent, par la complémentarité des habitats qu'elle présente, la zone humide du Marais poitevin associée à ses baies et lagunes limitrophes constituent un écosystème d'intérêt international pour les oiseaux d'eau, en particulier pendant l'hivernage et la migration (Schmaltz *et al.*, 2020 : Synthèse Wetlands International).

Son périmètre englobe désormais une mosaïque de parcelles à vocations environnementales allant des zones de protections spéciales (ZPS) aux réserves de chasse et de faune sauvage (RCFS) en passant par un réseau de réserves naturelles nationales (RNN) et régionales (RNR) (Figure 3).

Parmi ces dernières, les réserves naturelles de la baie de l'Aiguillon, de Saint-Denis-du-Payré – Michel Brosselin, de la Ferme de Choisy, de la Belle Henriette, du marais de la Vacherie et du marais communal du Poiré-sur-Velluire ne représentent qu'environ 2,85% du parc naturel régional du Marais poitevin. Elles se situent, de fait, sur l'un des plus importants couloirs de migration de l'avifaune au monde, l'axe Est-Atlantique (Moussy *et al.*, 2022) (Figure 4). Cet axe relie les aires de reproduction majoritairement boréales et arctiques aux zones d'hivernage tempérées ou tropicales (Svensson *et al.*, 2014 ; Hume *et al.*, 2016 ; Moussy *et al.*, 2022). Chaque année, ce sont des millions d'oiseaux qui empruntent cette route balisée d'un large réseau de zones humides dont font partie les réserves susmentionnées (Moussy *et al.*, 2022 : Synthèse Wetlands International) (Figure 5). Ils y trouvent habituellement de quoi hiverner, se reposer en migration et s'alimenter grâce à des ressources suffisantes tout au long de leurs cycles annuels.

Si les déplacements de l'avifaune entre les réserves du Marais poitevin sont difficiles à mettre en évidence, les contenus stomacaux et les localisations GPS récemment analysés dans le cadre du projet LIFE baie de l'Aiguillon par Lagrange (2022) prouvent l'utilisation complémentaire des prés salés et des prairies humides, au moins pour les anatidés. Cela confirme, par exemple, l'hypothèse selon laquelle le Canard colvert *Anas platyrhynchos* s'alimentent la nuit sur les prairies humides du Marais poitevin et se repose le jour dans la baie de l'Aiguillon (Verger & Ghirardi, 2009). Une autre étude menée dans les alentours de Rochefort (30km plus au Sud) par Guillemain *et al.* (2002) a montré que les canards pouvaient effectuer des déplacements entre les sites protégés mettant en lumière leur interdépendance.

Le Marais poitevin et ses sites côtiers doivent donc être considérés comme un écosystème d'intérêt international pour les oiseaux d'eau migrateurs et hivernants (Duncan *et al.*, 1999 ;

Schmaltz *et al.*, 2020 ; Lagrange, 2022). Face à ce postulat, les réserves naturelles du Marais poitevin ont un rôle à jouer pour préserver l'avifaune des pressions potentielles telles que le dérangement.

En effet, dans le nord-ouest de l'Europe, les activités récréatives et de tourisme ainsi que les apports d'origine agricole issus des bassins versants augmentent et menacent certains sites stratégiques (Le Corre, 2009 ; Moussy *et al.*, 2022). Plus au sud, ce sont plutôt les activités liées à l'exploitation des ressources naturelles qui posent problème avec notamment la pêche, la collecte de coquillages, la chasse ou l'agriculture (Moussy *et al.*, 2022).

Le Marais poitevin et ses sites côtiers cumulent ces problématiques avec une situation géographique attractive pour les visiteurs, la présence de cultures exploitées de manière intensive et la chasse traditionnellement pratiquée au même titre que la pêche professionnelle ou amatrice. Observées de façon plus ou moins simultanée au cours de l'année, ces activités sont susceptibles d'occasionner du dérangement pour l'avifaune, en particulier pendant les périodes d'hivernage et de migration. Le phénomène a d'ailleurs été documenté et étudié localement lors de travaux antérieurs (ex. Marchegay & Tesson, 1999 ; Guillemain, 2000 ; Fritz *et al.*, 2002 ; Modéran, 2005 ; Trille, 2005 ; Rousselle, 2006 ; Blancher, 2011, Leprince *et al.*, 2024).

Rappelons que l'état de conservation des populations dépend directement des conditions rencontrées sur les sites utilisés à chaque phase du cycle annuel (Moussy *et al.*, 2022). Comme évoqué, de mauvaises conditions d'hivernage et de migration peuvent compromettre la capacité d'une population à survivre, migrer et à s'impliquer en période de reproduction (Madsen, 1995 ; Tamisier & Dehorter, 1999 ; Stillman *et al.*, 2007 ; Goss-Custard *et al.*, 2020) (*détails Partie 2*). C'est à ces moments précis que les dérangements initiés par l'homme seraient les plus délétères pour les oiseaux d'eau souvent grégaires au cours de l'hiver (ex. Tamisier & Dehorter, 1999).

Par les modes de gestion qu'elles adoptent les réserves jouent donc un rôle décisif dans le maintien des populations. Pour atteindre cet objectif, il apparaît cohérent et nécessaire de synchroniser les efforts de conservation en particulier lorsque les réserves rencontrent des problématiques communes à l'image du dérangement.

De par la complémentarité des habitats et des types de dérangements qu'elles présentent, la **réserve naturelle nationale de la baie de l'Aiguillon** ainsi que la réserve **naturelle nationale du marais communal de Saint-Denis-du-Payré – Michel Brosselin** nous serviront d'illustrations dans la suite de ce travail (Figure 3).

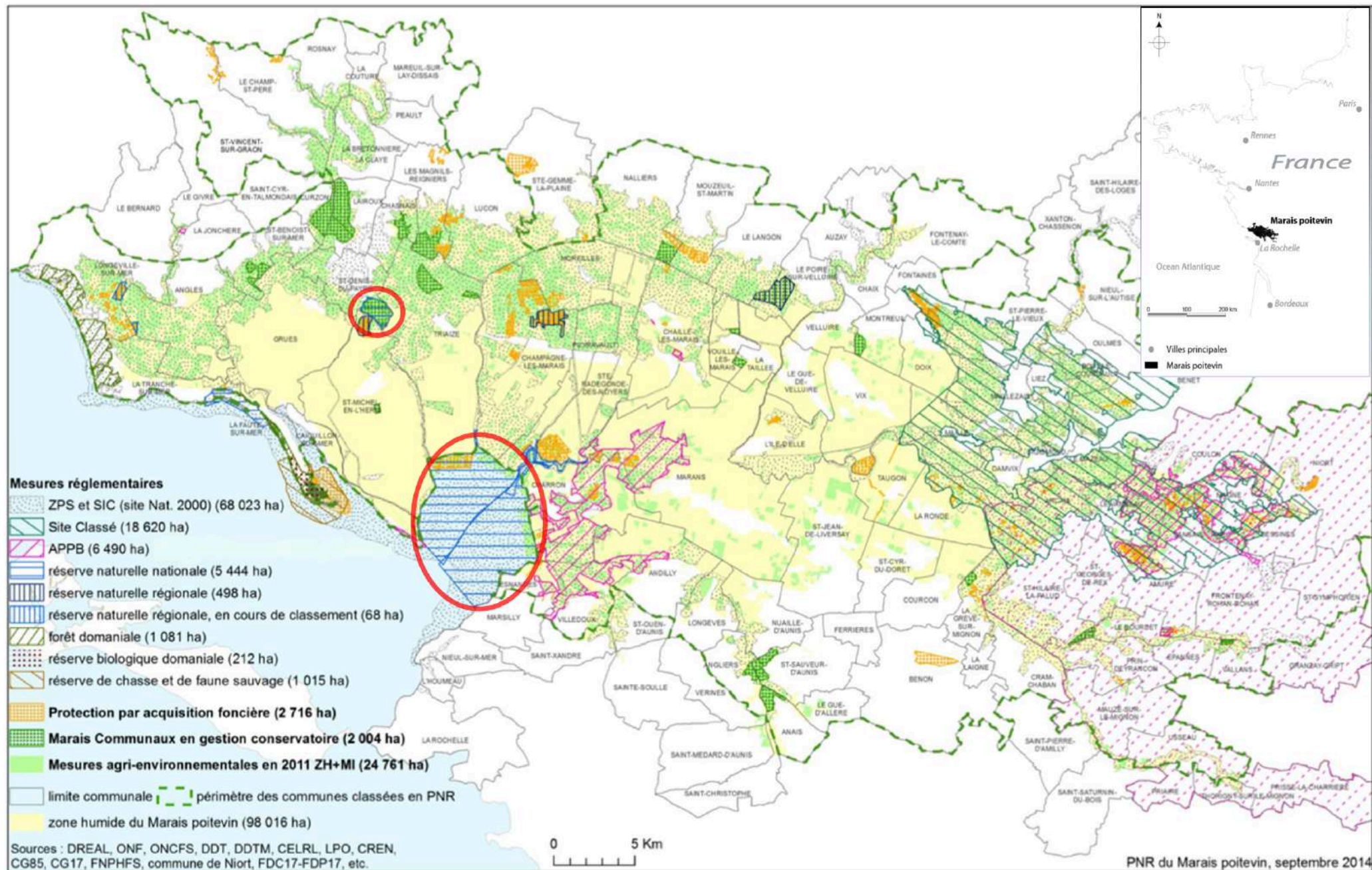


Figure 3 : Cartographie du Marais poitevin et de ses différentes parcelles à vocation environnementale en 2014 (d'après le PNR du Marais poitevin). Les cercles rouges indiquent les réserves de la baie de l'Aiguillon (grand) et de Saint-Denis-du-Payré (petit).

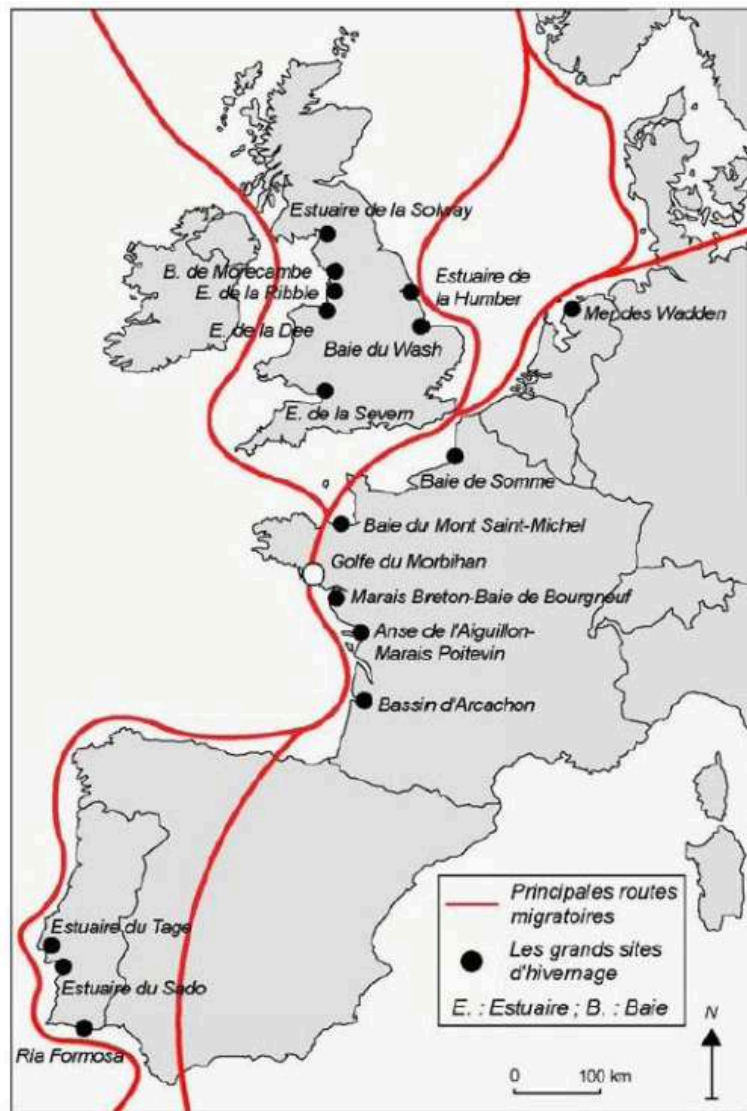


Figure 4 : Axes de migration aviaire Est-Atlantique et principaux sites d'hivernage d'Europe de l'ouest (d'après Chadenas, 2003).

533 sites
comptés régulièrement

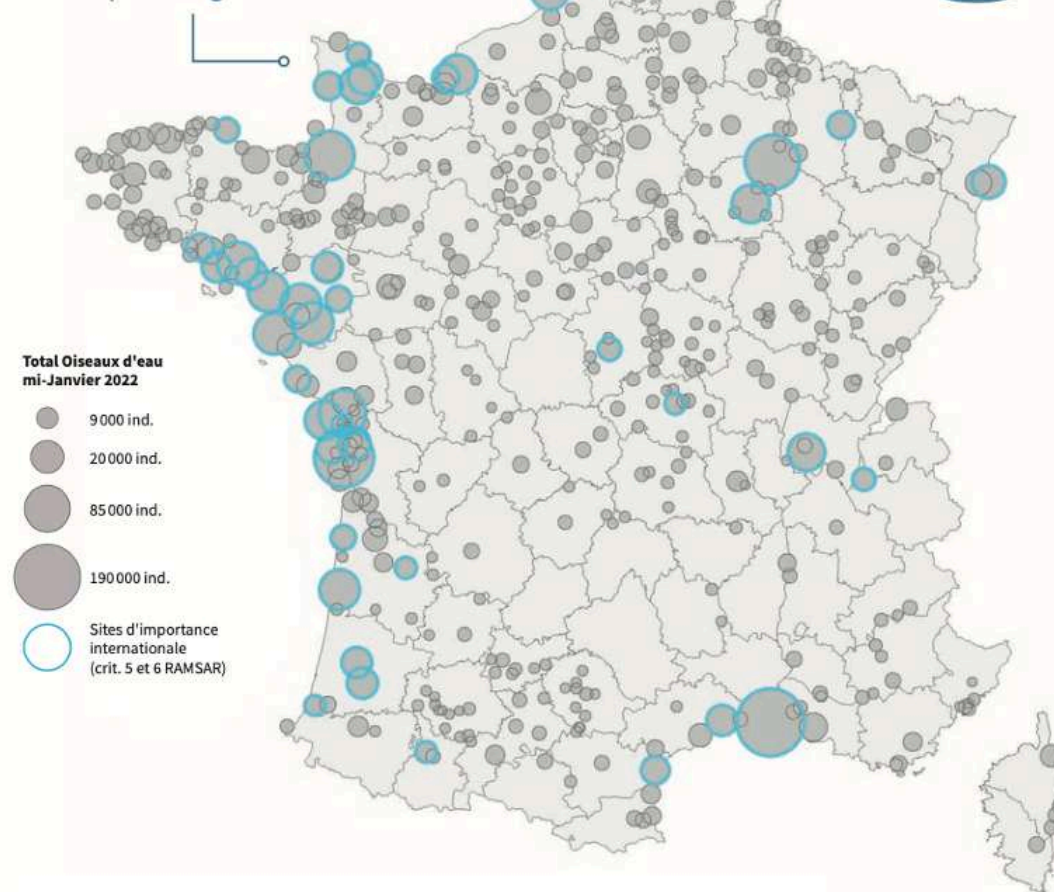


Figure 5 : Sites du réseau de comptage « Wetlands International » de la mi-janvier 2022, totaux des effectifs d'oiseaux d'eau dénombrés et identification des zones humides d'importance internationale (cercle bleu ; moyennes 2018-2022) (d'après Moussy *et al.*, 2022).

3.3. Présentation des réserves de la baie de l'Aiguillon et de Saint-Denis-du-Payré

La réserve naturelle nationale de la baie de l'Aiguillon (RNN BA), située en aval du Marais poitevin sur la façade atlantique, s'étend sur 4900 ha et couvre un vaste ensemble naturel majoritairement composé de vasières estuariennes et de prés salés. Partagée entre la Charente-Maritime et la Vendée, elle est diamétralement traversée par la Sèvre Niortaise qui marque la limite entre les deux départements (Figure 6). Officiellement, cette position géographique hybride la divise en deux réserves naturelles nationales accolées créées en 1996 et 1999 respectivement pour la partie vendéenne et la partie charentaise. Ainsi, la gouvernance du site est scindée entre l'OFB (gestionnaire de la partie vendéenne au nord de la Sèvre Niortaise et co-gestionnaire de la partie charentaise) et la LPO (co-gestionnaire de la partie charentaise au sud de la Sèvre Niortaise), la direction globale étant assurée par l'OFB. Dans les faits, la gestion s'effectue de façon parfaitement conjointe, sans distinction départementale avec un plan de gestion commun pour l'ensemble du site. Il est donc d'usage de parler de LA réserve de la baie de l'Aiguillon.

En plus de son statut de réserve naturelle nationale, elle s'inscrit dans un ensemble d'espace protégés et d'appellations à l'échelle locale, régionale nationale et même internationale.

Localement, elle s'insère dans le réseau d'espaces protégés du Marais poitevin constitué de réserves naturelles nationales (Saint-Denis-du-Payré, casse de la Belle-Henriette) et régionales (ferme de Choisy, marais de la Vacherie, marais communal du Poiré-sur-Velluire), de la pointe d'Arcay (forêt domaniale et réserve de chasse et de faune sauvage) et de la pointe de l'Aiguillon pouvant être considérée comme un prolongement de la réserve grâce à un arrêté préfectoral de protection des habitats naturels APHN (Figure 3).

Au niveau régional, elle s'additionne aux autres réserves littorales à savoir Lilleau des Niges sur l'île de Ré, le marais d'Yves et le marais de Moëze-Oléron sur le complexe Charente-Seudre. Elle fait aussi partie intégrante du parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis (PNM EGMP), une aire marine protégée de 6500km² créé en 2015.

A l'échelle nationale, elle s'ajoute aux nombreuses réserves naturelles qui bordent la façade maritime et qui, ensemble, couvrent des points stratégiques d'hivernage ou d'escale migratoire notamment sur l'axe Manche-Atlantique. La baie est considérée d'importance nationale notamment pour l'**Oie cendrée** *Anser anser*, le **Canard colvert** *Anas platyrhynchos*, le **Courlis cendré** *Numenius arquata* et la **Barge rousse** *Limosa lapponica* (Moussy *et al.*, 2022 : Synthèse Wetlands International) (Annexe I). Elle est également classée Zone Naturelle d'Intérêt Écologique, Floristique et Faunistique (ZNIEFF) de type 1 : « espaces homogènes écologiquement, définis par la présence d'espèces, d'associations d'espèces ou d'habitats rares, remarquables ou caractéristiques du patrimoine naturel régional. Ce sont les zones les plus remarquables du territoire ».

Enfin, au niveau européen et international, elle se classe comme Zone d'Importance pour la Conservation des Oiseaux (ZICO) et est définie, par extension, comme Zone de Protection Spéciale (ZPS) en application de l'article 4 de la Directive européenne 2009/147/CE dite « Directive Oiseaux ». Elle est également Zone Spéciale de Conservation (ZSC) (=Site d'Importance Communautaire (SIC)) au titre de la Directive européenne 92/43/CEE dite « Directive Habitats » grâce à la présence de vasières et de prés salés.

Elle est identifiée comme zone humide d'importance internationale selon les critères de la convention de RAMSAR de 1971. En effet, la baie présentait des effectifs $\geq 20\ 000$ oiseaux d'eau en moyenne à la mi-janvier sur la période 2018-2022 correspondant au critère 5 de la convention de RAMSAR (Moussy *et al.*, 2022 : Synthèse Wetlands International). Elle validait également le critère 6 ($\geq 1\%$ de la population biogéographique d'une espèce ou sous-espèce) pour la **Bernache cravant** *Branta bernicla*, le **Tadorne de Belon** *Tadorna tadorna*, le **Canard pilet** *Anas acuta*, l'**Avocette élégante** *Recurvirostra avosetta*, le **Pluvier argenté** *Pluvialis squatarola*, la **Barge à queue noire** *Limosa limosa*, le **Bécasseau maubèche** *Calidris canutus* et le **Bécasseau variable** *Calidris alpina* (Moussy *et al.*, 2022 : Synthèse Wetlands International) (Annexe I).

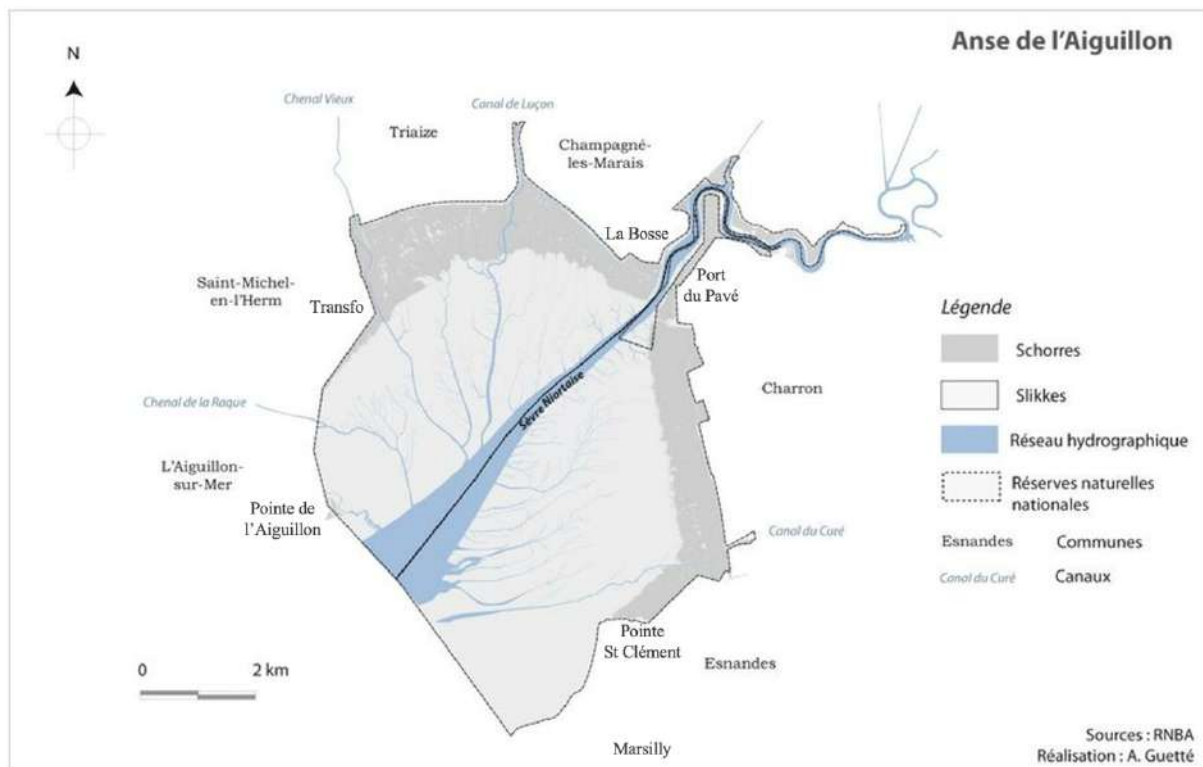


Figure 6 : Cartographie de la réserve naturelle nationale de la baie de l'Aiguillon, de sa topographie, communes adjacentes et de son réseau hydrographique (d'après Guetté, 2014).

La réserve naturelle nationale « Michel Brosselin » Saint-Denis-du-Payré (RNN SDP) a été classée dès 1976 à l'initiative de Michel Brosselin, ingénieur agronome, ornithologue distingué et précurseur de la protection de la nature en France.

Il s'agit d'un marais communal traditionnellement pâturé de façon extensive et constitué de prairies humides d'environ 207 ha situées au cœur du Marais poitevin au sud de la Vendée (Figure 7). La réserve jouxte la rive du chenal Vieux qui se jette dans la baie de l'Aiguillon et marque, par la même occasion, la limite avec la réserve naturelle régionale de la ferme de Choisy aussi composée de prairies humides sur 80 ha.

Les prairies mésophiles, mésohygrophiles et hygrophiles marquent la singularité de la réserve et permettent l'accueil d'un cortège avifaunistique emblématique tel que le **Vanneau huppé** *Vanellus vanellus*, le **Pluvier doré** *Pluvialis apricaria*, le **Courlis cendré** *Numenius arquata*

ainsi que de nombreux anatidés souvent présents en remise tels que le **Canard colvert** *Anas platyrhynchos*, le **Canard pilet** *Anas acuta*, le **Canard siffleur** *Mareca penelope*, le **Canard souchet** *Anas clypeata*, la **Sarcelle d'hiver** *Anas crecca* ou encore l'**Oie cendrée** *Anser anser*. Tout comme la baie de l'Aiguillon, elle est désignée ZNIEFF de type 1 depuis 1987 et ZICO depuis 1991. Puis, elle est intégrée en 1998 aux 51 850 ha classés ZPS et aux 49 000 ha classés ZSC à travers le Marais poitevin.

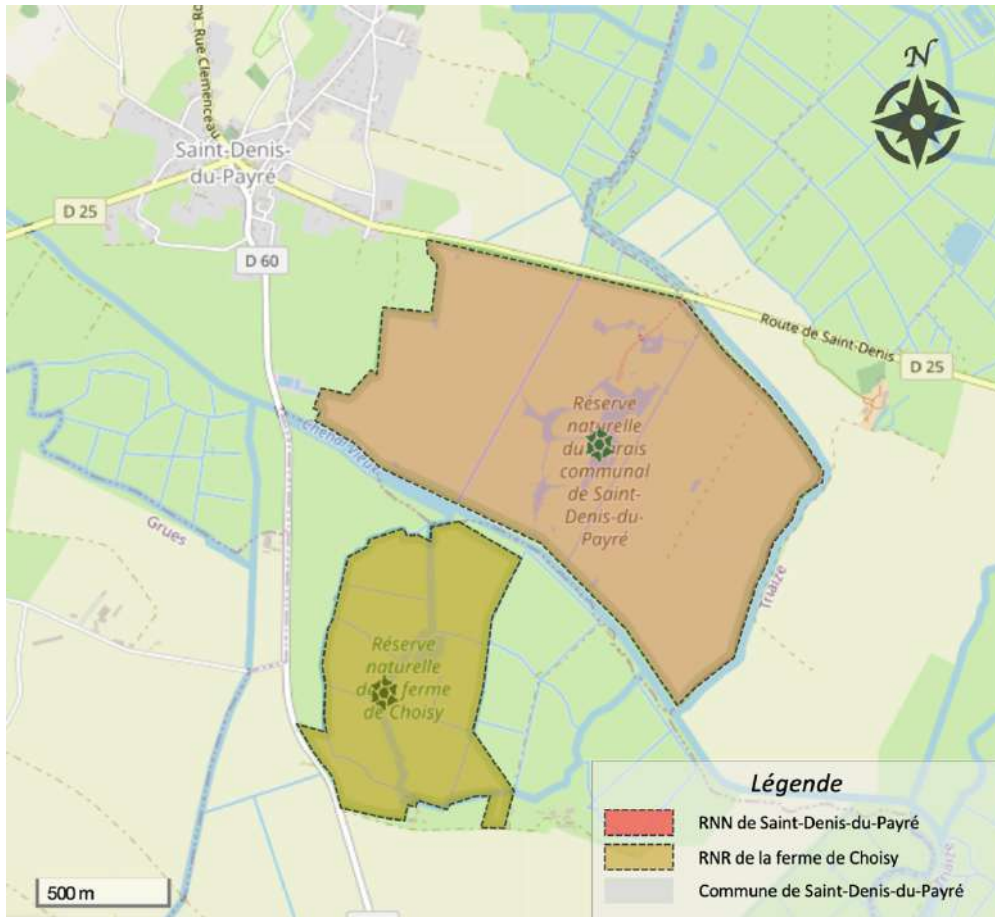


Figure 7 : Cartographie des réserve naturelles de Saint-Denis-du-Payré et de la ferme de Choisy.

3.4. Dérangement et leviers réglementaires

Plusieurs textes réglementaires préviennent le dérangement dans les zones Natura 2000 notamment avec l'article 6 de la « Directive Habitats » qui mentionne que « *Les États membres prennent les mesures appropriées pour éviter, dans les zones spéciales de conservation, la détérioration des habitats naturels et des habitats d'espèces ainsi que les perturbations touchant les espèces pour lesquelles les zones ont été désignées* » faisant référence aux oiseaux d'eau dans notre cas de figure.

Dans cette même idée, l'article 4 de la « Directive Oiseaux » mentionne que « *Les États membres prennent les mesures appropriées pour éviter, dans les zones de protection [...], la pollution ou la détérioration des habitats ainsi que les perturbations touchant les oiseaux, pour autant qu'elles aient un effet significatif eu égard aux objectifs du présent article* ».

L'article 3 de la même directive ajoute que « *les États membres prennent toutes les mesures nécessaires pour préserver, maintenir ou rétablir une diversité et une superficie suffisantes d'habitats pour toutes les espèces d'oiseaux visées à l'article 1er* » à savoir « *toutes les espèces d'oiseaux vivant naturellement à l'état sauvage* ».

Pour la baie de l'Aiguillon, le dérangement de l'avifaune est également contraire à l'article 5 du décret n°96-613 du 9 juillet 1996 portant création de la réserve côté Vendée : « *Il est **interdit de troubler ou de déranger les animaux** par quelque moyen que ce soit.* » et à l'article 6 du décret n°99-557 du 2 juillet 1999 portant création de la réserve côté Charente-Maritime : « *Il est interdit de porter atteinte de quelque manière que ce soit aux animaux d'espèces non domestiques ainsi qu'à leurs œufs, couvées, portées ou nids, ou de les emporter hors de la réserve, **de déranger ces animaux** par quelque moyen que ce soit, sauf pour des prélèvements à des fins scientifiques autorisés par le préfet, après avis du comité consultatif.* »

Pour la réserve de Saint-Denis-du-Payré, le dérangement de l'avifaune est également contraire à l'article 5 du décret n° 2002-868 du 3 mai 2002 portant création de la réserve : « *Il est **interdit de troubler ou de déranger les animaux** par quelque moyen que ce soit, sous réserve des dispositions prévues à l'article 7, ou sauf autorisation délivrée à des fins scientifiques par le préfet après avis du comité consultatif.* ».

3.5. Description et types de dérangement

Sur la base des données empiriques et des études locales précédemment menées (Marchegay & Tesson, 1999 ; Guillemain, 2000 ; Fritz *et al.*, 2002 ; Modéran, 2005 ; Trille, 2005 ; Rousselle, 2006 ; Blancher, 2011, Leprince *et al.*, 2024) ainsi que des plans de gestion, nous énumérerons les types de dérangements rencontrés dans les réserves et évaluerons les pressions qu'ils représentent pour l'avifaune afin d'identifier les activités à enjeux (Tableau 1).

Tableau 1 : Nature des activités rencontrées à l'intérieur et/ou aux abords des réserves naturelles nationales de la baie de l'Aiguillon et de Saint-Denis-du-Payré, pressions de dérangement associées et saisonnalité.

Types d'activités		Pression de dérangement RNN BA	Pression de dérangement RNN SDP	Saisonnalité
Promeneurs				Annuelle
Promeneurs avec chien				Annuelle
Pêche à pied	Pêche aux coquillages/appâts			Annuelle
	Surfcasting			Annuelle
	Filet fixe			Annuelle
	Carrelet à main Balance			Annuelle
Détonations	Chasse			Fin août à fin janvier
	Répulsifs sonores			avril à juin
Aéronefs	Avions de ligne			Annuelle
	Avions militaires			Annuelle
	Petits avions			Annuelle
	ULM / Autogire			Annuelle
	Hélicoptères			Annuelle
	Drones			Annuelle
Navigation	Conchyliculture			Annuelle
	Pêche civelle			1 ^{er} décembre 30 avril
	Plaisance			Annuel
Véhicules terrestres	Tracteurs			Estivale : fauche Annuelle : mise à l'eau embarcations
	Voitures			Annuelle
	Quads			Annuelle
Entretien des chenaux (baccage)				novembre à mars
Sports nautiques	Planche à voile Kitesurf			Annuelle
Activités des réserves				Annuelle

 Faible intensité	 Intensité modérée	 Forte intensité
--	---	---

Le Tableau 1 propose une vision globale et indicative de la pression de dérangement générée par les activités humaines à l'échelle des réserves. Cependant, **ces pressions peuvent fluctuer localement et périodiquement selon l'activité considérée**. Dans la suite de cette partie, nous décrirons donc chacune des activités humaines rencontrées afin d'en saisir toutes les particularités spatiales et temporelles ainsi que les potentialités de dérangement qu'elles représentent.

En baie de l'Aiguillon, le groupe des **promeneurs** est plutôt hétérogène et se compose aussi bien des randonneurs que des ornithologues amateurs qui peuvent s'aventurer plus loin dans la réserve pour s'approcher des oiseaux. Il s'agit, selon la majorité des rapports locaux, de l'activité la plus pratiquée en particulier au printemps et en été. Cependant, le caractère vaseux et l'absence de sentiers dans la baie de l'Aiguillon dissuadent et limitent le nombre d'intrusions. Alors, les promeneurs s'avancent de préférence sur les pointes Saint Clément et de l'Aiguillon plus facilement accessibles et circulent parfois sur les digues qui bordent la réserve. Ici, le dérangement peut s'avérer important notamment l'hiver lorsque de grands groupes d'oiseaux se replient sur les reposoirs de marée haute situés, pour la plupart, dans les prés salés (proches des digues) ou sur la pointe sableuse de la pointe de l'Aiguillon. Sur cette dernière, l'afflux conséquent de promeneurs en été peut aussi gêner les effectifs reproducteurs de gravelot à collier interrompu *Charadrius alexandrinus*.

Dans la réserve de Saint-Denis-du-Payré, l'observatoire ainsi que le sentier protégé dissimulent la présence des visiteurs par ailleurs accompagnés. De ce fait, ils ne s'approchent pas des grands regroupements d'oiseaux. Les promeneurs présentent alors des taux de réponse nuls liés à la présence d'infrastructures prévues à cet effet.

Bien qu'en infraction avec le règlement de la réserve, des **promeneurs accompagnés de chiens** sont parfois observés dans l'enceinte de la baie de l'Aiguillon. Les sites proches des agglomérations en Charente-Maritime tels que Charron ou Esnandes sont occasionnellement fréquentés par des personnes promenant leur chien. Les pointes Saint Clément et de l'Aiguillon restent les sites les plus concernés par cette problématique. Toutefois, si la présence d'un chien peut provoquer de vives réactions de la part des oiseaux, les rapports montrent de faibles taux d'occurrence (ex. Fritz *et al.*, 2002).

En revanche, **la pêche à pied** est autorisée sur tout le périmètre de la RNN BA. Si d'usage le terme fait localement référence à la pêche aux coquillages, il désigne aussi le ramassage d'appâts (vers), la pêche au filet fixe/calé, celle au carrelet à main et à la balance mais aussi le surfcasting (pêche à la ligne depuis l'estran). Dans leur ensemble, ces activités sont surtout pratiquées à partir du printemps, durant l'été et au début de l'automne avec des pics lors des marées de vives eaux. Toutefois, elles se distinguent par le nombre de pratiquants mais surtout par les zones investies dans la baie. En effet, la pêche au carrelet à main s'effectue principalement le long des falaises de Marsilly au sud de la réserve (Figure 6). A l'inverse, la pêche aux coquillages/appâts se pratique presque exclusivement autour de la pointe de l'Aiguillon (où le substrat sablo-vaseux est plus propice à la pratique) au même titre que le surfcasting. Enfin, la pêche au filet fixe se distingue des autres types de pêche à pied en investissant régulièrement le cœur de la réserve jusque sur la vasière par l'intermédiaire des

prés salés. Elle chevauche ainsi l'aire d'alimentation et de reposoir d'une large gamme d'espèces d'anatidés et limicoles. En 2021, cette pêche comptait 69 pratiquants sur la partie Charentaise-Maritime (entre Charron et Esnandes) et 3 pratiquants sur la partie Vendéenne de la réserve.

Les **détonations** constituent aussi une source de dérangement dans l'enceinte des deux réserves. La chasse y est interdite mais demeure autorisée et pratiquée aux limites même de ces dernières. L'activité génère ainsi des détonations qui résonnent jusque dans les espaces protégés. Ce type de dérangement continue d'être constaté aux abords de la RNN BA mais l'étendue de la réserve associée aux digues, aux bassins tampons et à la diminution globale de la pratique depuis le début des années 2000 en réduisent les effets sur l'avifaune.

A l'inverse, la RNN SDP, de taille plus modeste, pâtit d'une pression cynégétique soutenue (en particulier lors de l'ouverture de la chasse) d'août à janvier ayant des conséquences notables sur le comportement des oiseaux présents avec des vols répétés. De la même façon, l'effet des répulsifs sonores disposés dans les parcelles agricoles au moment des semis se répercute jusque dans les réserves.

Les survols d'**aéronefs** sont également constatés. Le terme englobe de nombreux types d'engins allant des avions de ligne aux hélicoptères en passant par les avions militaires, les petits avions de tourisme, les ULMs/autogires et les drones. La plupart d'entre eux proviennent des aéroports et aérodromes situés à une quinzaine de kilomètres de la baie de l'Aiguillon. Ils passent à n'importe quel moment du cycle journalier des oiseaux et à des altitudes variables. Le dérangement généré est différent selon l'engin et l'altitude. Ainsi, les avions de ligne qui traversent le paysage lointain n'occasionnent pas de dérangement tandis que les petits aéronefs peuvent être plus dérangeants. En effet, certains d'entre eux transgressent la limite basse de 300m d'altitude définie par les décrets de création des réserves (avions militaires autorisés). Contrairement à un dérangement terrestre localisé, les survols d'aéronefs traversent et dérangent de larges surfaces. Ils apparaissent de façon brutale/rapide et surprennent les oiseaux qui s'envolent massivement. Les rapports locaux les considèrent ainsi comme une source de dérangement majeure avec des taux de réponse élevés. Toutefois, comme l'usage des drones, l'activité fait déjà l'objet de mesures réglementaires pour limiter le dérangement. Désormais, les efforts doivent se concentrer sur le contrôle des infractions.

Les dérangements liés à la **navigation** se déclinent en deux catégories : les activités nautiques professionnelles et de plaisance. L'activité nautique professionnelle est essentiellement constituée de la conchyliculture et de la pêche à la civelle. Pratiquées dans la réserve naturelle de la baie de l'Aiguillon, ces deux activités se distinguent par la pression de dérangement qu'elles exercent sur les oiseaux.

Premièrement, les conchyliculteurs travaillent toute l'année et rejoignent les bouchots et parcs à huîtres au moment de la marée basse lorsque les oiseaux disposent d'une grande surface de vasière. Aussi, de par l'envasement progressif de la baie, les exploitations tendent à se concentrer à distance de l'embouchure de la Sèvre Niortaise (en limite de réserve) et n'utilisent, par conséquent, qu'une superficie réduite de la réserve naturelle. Ces zones d'exploitation peu découvertes à marée basse concentrent des vases molles moins avantageuses pour

l'alimentation des oiseaux. De plus, le déplacement des embarcations (entre 40 et 60) se limite essentiellement à l'axe de la Sèvre Niortaise et dans une moindre mesure sur celui du canal du Curé. Elles n'effectuent le plus souvent qu'un aller/retour par jour depuis le Port du Pavé. Ainsi, par les zones exploitées et par la régularité des déplacements, la conchyliculture ne semble pas compromettre la capacité des oiseaux à s'alimenter/se reposer et permet un certain degré d'accoutumance. Elle ne semble pas très dérangeante pour les oiseaux de la baie de l'Aiguillon. La pêche à la civelle se pratique quant à elle de décembre à avril. Elle se déroule principalement de nuit à marée montante sur la Sèvre Niortaise. En remorquant des tamis destinés à piéger les alevins, les embarcations effectuent des allers/retours répétés au plus proche de la berge. Elles effectuent aussi des passages dans les chenaux secondaires (en particulier sur le chenal Vieux et le canal de Luçon) (Figure 6), parfois à vive allure entre les opérations de pêche. En plus de leur silhouette imposante, les navires sont à l'origine d'un dérangement sonore (et lumineux de nuit) chronique qui chevauche le domaine vital des oiseaux (alimentation et reposoirs) en période d'hivernage. Ainsi la pêche à la civelle est susceptible d'exercer une pression de dérangement non-négligeable en hiver sur les zones d'alimentation en bordure de chenaux dans la RNN BA.

Enfin, les bateaux de plaisance interviennent de façon marginale dans la baie et n'exercent pas une forte pression de dérangement.

Dans leur ensemble, les **véhicules terrestres** n'occasionnent qu'une faible pression de dérangement sur les réserves puisqu'ils circulent la plupart du temps en dehors de leurs limites. En baie de l'Aiguillon, les tracteurs n'entrent sur les prés salés qu'au moment de la fauche annuelle ou sur la calle de la pointe Saint Clément pour mettre à l'eau des bateaux (conchyliculteurs). Pour la fauche, ces intrusions restent ponctuelles et n'occasionnent du dérangement qu'en été lorsque les concentrations d'oiseaux sont faibles. Au niveau de la calle de la pointe Saint Clément, les effectifs réduits d'oiseaux permettent d'éviter des envols massifs même si le faible nombre d'individus pourrait être la résultante d'un dérangement passif (*détails Partie 2.2.*) induit par une activité globalement plus soutenue à cet endroit. Les véhicules circulent aussi sur le port du Pavé mais, comme autour de la calle de la pointe Saint Clément, il n'y a pas de grands regroupements d'oiseaux. Toutefois, il est courant d'observer quelques petits groupes d'oiseaux (courlis cendrés, pluviers argentés, avocettes élégantes...) sur les vasières adjacentes pouvant traduire ici un certain degré d'habituation.

Les véhicules terrestres n'entrent pas dans le périmètre de la RNN SDP. Mais, le passage de véhicules (ex. quads) le long des clôtures de la réserve occasionne parfois des dérangements pouvant provoquer des envols.

L'**entretien des chenaux** (baccage) en baie de l'Aiguillon a lieu de novembre à mars, par fort coefficient à marée basse. En moyenne sur cette période, 3 jours de baccage sont nécessaires sur le chenal de la Raque, 4 sur le chenal Vieux et une dizaine sur le canal de Luçon. Ces opérations, bien qu'indispensables, peuvent causer de manière ponctuelle des dérangements à proximité des zones de remise exploitées par les anatidés tandis que les limicoles exploitent la vasière au moment de la marée basse.

Les **sports nautiques** (planche à voile / kitesurf) sont connus pour déranger les oiseaux mais sont rares dans la RNN BA.

Enfin, les **activités menées par les réserves** dans le cadre des suivis scientifiques, des opérations de restauration, d'entretien ou de missions de police ne doivent pas être omises. Toutefois, il ne s'agit que de dérangements ponctuels (à l'image des comptages mensuels d'oiseau d'eau) nécessaires pour suivre l'évolution des effectifs d'oiseaux et atteindre les objectifs de conservation fixés par le plan de gestion. Ces activités sont d'ailleurs naturellement prévues par les décrets de création des réserves.

Alors que la littérature met souvent l'accent sur des types de dérangement plus largement rencontrés (ex. présence de promeneurs, activité de plaisance, pêche aux coquillages ou appâts, trafic routier ou aérien) nous documenterons dans cette synthèse les activités susceptibles de poser problème localement comme le montrent les rapports locaux, les données empiriques ainsi que les plans de gestion. Seront donc traitées dans la suite de ce travail, les problématiques de dérangement associées à :

- **La pêche à la civelle** et au **filet fixe** sur le périmètre de la réserve naturelle nationale de la baie de l'Aiguillon.
- **Les détonations** produites par les fusils de chasse ou les canons agricoles en limite des réserves nationales de la baie de l'Aiguillon et de Saint-Denis-du-Payré.

4. Pêche à la civelle

4.1. Contexte halieutique et pratique de pêche

La pêche à la civelle (stade alevin de l'Anguille européenne *Anguilla anguilla* (Figure 8)) s'effectue en France de la mer du Nord à la frontière espagnole (Barreto & Cytowicz, 2022) du 1^{er} décembre au 30 avril sous réserve de l'atteinte des quotas.

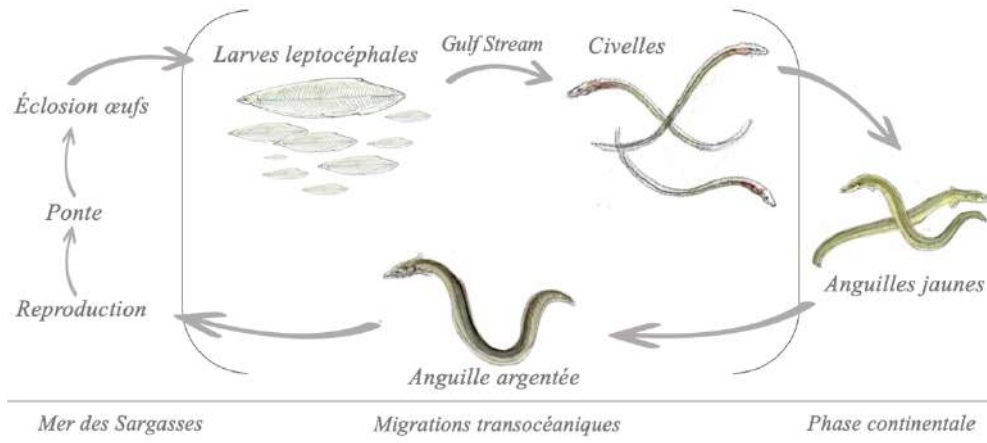


Figure 8 : Schéma des différents stades de développement de l'Anguille européenne *Anguilla anguilla* – Illustrations : Benoît Perrotin

La baie de l'Aiguillon et l'estuaire du Lay s'inscrivent dans l'Unité de Gestion Anguille (UGA) Loire, côtiers vendéens et Sèvre Niortaise (Figure 9). Ils dépendent du Comité régional des pêches maritimes et des élevages marins (CRPMEM) des Pays de la Loire ayant obtenu 149 droits de pêche spécifique « civelle » correspondant à 36,4% des licences maritimes nationales délivrées pour la saison 2022-2023. Pour cette même saison, les marins pêcheurs de l'UGA Loire, côtiers vendéens et Sèvre Niortaise ont ciblé 27 611 kg de civelles (consommation et repeuplement) représentant 54% du quota maritime national.

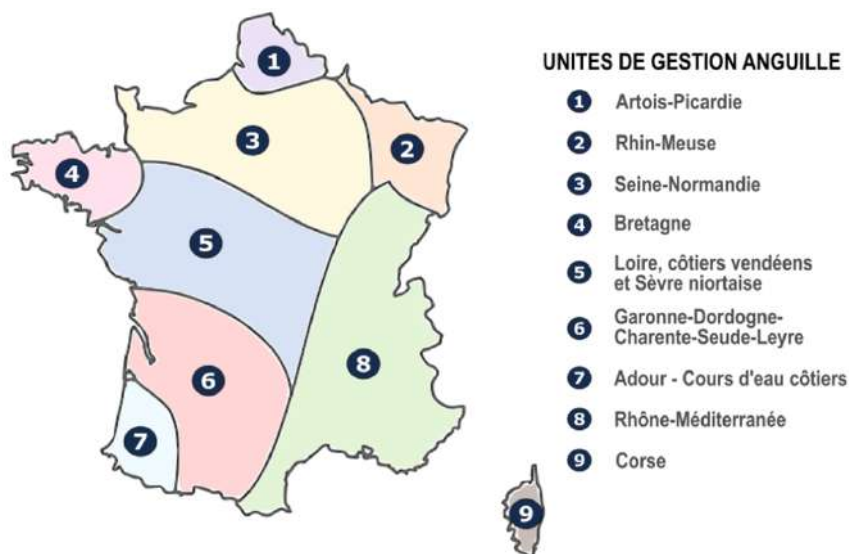


Figure 9 : Répartition des différentes unités de gestion anguille (UGA) à l'échelle du territoire métropolitain (d'après www.op-estuaires.fr).

D'après l'organisation de producteurs OP Estuaires et le COREPEM, 42 pêcheurs travaillent en baie de l'Aiguillon (30 appartenant au CDPMEM Charente-Maritime et 12 appartenant au CDPMEM Vendée) et 18 dans l'estuaire du Lay. Pour 2022-2023, cela représente environ 33% de la flotte civellière maritime de l'UGA et donc environ 9 111 kg de civelles pêchées (si l'on part du principe que les quotas sont uniformément répartis) soit environ 17,8% du quota maritime national. A raison de 2 900 à 3000 individus en moyenne par kilogramme (www.douane.gouv.fr), cela représente plus de 25 millions d'individus matures potentiels. A ces chiffres s'ajoute la forte pression de braconnage qui s'exerce sur l'espèce (www.corepem.fr ; www.ofb.gouv.fr).

En France, l'arrivée des civelles dans les embouchures estuariennes a principalement lieu au cours de l'hiver (Cantrelle, 1981). Plusieurs facteurs environnementaux ont été étudiés quant à leur importance sur la migration des civelles. Ainsi, selon Elie & Rochard (1994), le rythme tidal ou encore les coefficients de marée sont unanimement considérés comme moteurs dans leurs déplacements. Les civelles profiteraient d'un transport pélagique plutôt passif induit par les courants de marée lors du flot et nageraient activement près du fond lors du jusant, parfois jusqu'à s'enfouir dans le sédiment par courant fort (McCleave & Kleckner, 1982 ; Gascuel, 1987). L'écrasante majorité de la communauté scientifique valide également le rôle joué par le débit fluvial, le vent ou rythme nyctéméral dans les dynamiques de déplacement de ces alevins (Elie & Rochard, 1994).

C'est donc en toute logique que les pêcheurs s'adaptent au cycle des civelles. Alors, la pêche s'effectue préférentiellement de nuit et débute quelques heures avant la marée montante (Bardonnnet et al., 2003 ; www.corepem.fr). Pratiquée à bord d'un navire de moins de 12m (généralement inférieur à 10m), elle consiste à tracter des tamis (de différente forme selon les estuaires) à vitesse réduite entre 0,5 et 4 nœuds (en moyenne 3 nœuds) pendant 5 à 15 minutes (en moyenne 8 minutes) (www.corepem.fr ; www.op-estuaires.fr) (Figure 10). Le gabarit réduit de certaines embarcations leur permet, en outre, de travailler dans les affluents adjacents (chenaux, canaux) au cours d'eau principal. Selon le Comité régional des pêches et des élevages marins (COREPEM) des Pays de la Loire, un unique bateau peut effectuer de 10 à 40 traits (manœuvre de pêche) par marée (sortie de pêche).

A l'échelle de la baie de l'Aiguillon (42 pêcheurs civelliers) cela représente entre 420 et 1 680 traits par marée si chaque bateau décide de travailler. Multiplié par 8 minutes (par trait) en moyenne, cela représente de 56 à 224 heure de dérangement potentiel cumulé lors d'une seule nuit propice à la pêche.



Figure 10 : 1) Pêcheur et tamis à civelles (ou pibalour) ; 2) Civelles

4.2. Conséquences pour l'avifaune

La civelle étant majoritairement pêchée de nuit, le dérangement occasionné sur les oiseaux est alors difficilement quantifiable et expliquerait le nombre réduit de documents traitant le sujet.

Localement, les chiffres mettent non seulement en lumière la pression de pêche qui s'exerce sur la civelle d'Anguille européenne (espèce en danger critique d'extinction) exploitable dans la RNN de la baie de l'Aiguillon mais illustrent surtout une activité halieutique soutenue au cours de l'hiver avec autant de dérangements potentiels simultanément avec la période d'accueil d'importants effectifs en hivernage ou migration. Cette période d'accueil correspond pourtant à l'un des enjeux majeurs de la réserve naturelle.

Pour l'avifaune côtière majoritairement dépendante du rythme tidal et donc active la nuit (Granadeiro *et al.*, 2006 ; Lilleyman, 2016), la pêche à la civelle peut représenter une source de dérangement prolongée et bruyante. Les moteurs ou les pots d'échappement qui émettent du bruit en hauteur sont les principales sources d'émission sonore (Bernardini *et al.*, 2019). Les mêmes auteurs évoquent d'ailleurs des similitudes avec le trafic routier dans les zones fortement fréquentées par les navires. Dans leur étude, les bateaux de pêche de petite et moyenne taille qui circulent à vitesse réduite (4,7-4,9 nœuds, comparable aux bateaux civelliers) étaient responsables de niveaux sonores compris entre 80 et 85 dB à 7,5 m. Ils couvraient une large gamme de fréquences sonores avec toutefois une dominance pour les basses fréquences connues pour se propager plus loin (Ortega, 2012). Mansi *et al.* (2019) présentent des niveaux sonores comparables et ajoutent que le bruit augmente lors des manœuvres de pêche tels que le remorquage ou au moment de virer le filet. De plus, la pêche à la civelle s'effectue à contre-courant dans les estuaires et cours d'eau secondaires nécessitant plus de puissance en pratique pour le bateau et donc potentiellement plus de bruit.

Ainsi, en sachant que l'atténuation géométrique du son atténue le niveau sonore de 6,02 dB lorsque la distance à la source double, un unique bateau de pêche à la civelle qui émet 85 dB(A) à 7,5m produira 65 dB(A) à 50m ou encore 58,98 dB(A) à 100m. De plus, puisqu'un navire travaille rarement seul dans un estuaire ou dans un chenal, l'addition d'un deuxième bateau revient à ajouter 3 dB au niveau sonore initial si l'on prend en compte l'échelle logarithmique des décibels (dB). Aussi, l'ajout d'un troisième bateau reviendra à ajouter 5 dB au niveau sonore initiale. Alors, par exemple, 2 bateaux travaillant simultanément au même endroit émettront 68 dB(A) à 50m et 61,98dB(A) à 100m. Rappelons qu'une augmentation du niveau sonore de 6 dB en l'absence d'interférence dans l'environnement revient à doubler la perception du volume d'un son (Ortega, 2012). A titre comparatif, Dooling & Popper (2007) suggèrent de maintenir des niveaux sonores inférieurs à 50-60 dB afin d'éviter de potentiels effets nocifs associés à une exposition chronique au bruit.

En pratique, les pêcheurs tendent à longer les berges des chenaux pour maximiser leurs probabilités de capture (comm. pers.). De cette façon, les allers-retours répétés et prolongés au cours d'une marée vers l'amont et l'aval d'un estuaire pourraient exposer de grandes surfaces de berges et/ou vasières à des niveaux sonores aversifs pour l'avifaune. Cette tendance serait

exacerbée dans les cours d'eau secondaires (canaux, chenaux) étroits et traversants de grandes étendues exploitables pour le remisage (repos) ou l'alimentation. Warren *et al.* (2006) soutiennent aussi l'idée que le son est mieux porté dans les habitats dégagés dépourvus de végétation bien que d'autres paramètres entrent en compte comme l'humidité, le type de sol ou le vent (Bowles, 1995). De plus, les limicoles en alimentation proches de la limite d'eau y seraient plus sensibles qu'ailleurs sur la vasière (approches à pied réalisées par Collop *et al.*, (2016)).

Les oiseaux détectent généralement une gamme de fréquences plus étroite que celle des humains (Dooling & Popper, 2007) comprise entre 20 Hz et 20 000 Hz. Leur sensibilité auditive varie d'ailleurs selon les fréquences et l'espèce considérée (Dooling *et al.*, 2000 ; Dooling & Popper, 2007). Toutefois, les oiseaux non-passériformes généralement plus grands, tendent à être plus sensible aux basses et moyennes fréquences (Bowles, 1995 ; Bouteloup *et al.*, 2011) comparables à celles émises par les bateaux de pêche. A ce sujet, Korschgen *et al.* (1985) décrit le dérangement sonore émis par les bateaux et les avions comme particulièrement répulsifs surtout lorsqu'ils sont proches des oiseaux. Marsh *et al.* (1991) ajoutent que plus un véhicule s'approche et est bruyant, plus la proportion d'oiseaux prenant la fuite risque d'être importante. Si de nombreux paramètres entrent en compte pour expliquer les différences de réaction face au bruit (espèce, expérience de l'individu, exposition à la prédation, condition physique), Bowles (1995) explique cependant que les oiseaux d'eau migrateurs et en particulier les oies et les bernaches y sont particulièrement sensibles. Par conséquent, Wang *et al.* (2022) ajoutent que les oiseaux d'eau hivernants sont facilement dérangés par le bruit des navires dans les zones humides.

Alors, on assiste depuis plusieurs années à une prise de conscience grandissante concernant le bruit anthropique et ses conséquences sur les populations animales en particulier dans les espaces protégés (Brumm & Slabbekoorn, 2005 ; Barber *et al.*, 2010 ; Wright *et al.*, 2010). Chez les oiseaux, un dérangement sonore chronique peut provoquer une augmentation de la production d'hormones de stress, une perte d'audition ou un recouvrement des signaux acoustiques produits par les congénères (Slabbekoorn & Ripmeester, 2008 ; Bouteloup *et al.*, 2011 ; Curry *et al.*, 2018). Il peut aussi altérer le comportement de l'individu le forçant à être plus souvent en alerte pour compenser la perte d'information auditive (Quinn *et al.*, 2006). **Dès lors, de la même façon que les autres sources de dérangement, le stress généré par la pollution sonore peut réduire le temps alloué à l'alimentation pouvant à terme détériorer la condition physique voire compromettre la survie et/ou la reproduction** (Blickley & Patricelli, 2010).

Toutefois, le bruit émis par les bateaux de pêche pourrait n'être qu'un facteur responsable de la fuite des oiseaux d'eau. En effet, l'action conjointe de la silhouette du navire (Bowles, 1995 ; Frid & Dill, 2002), de sa vitesse d'approche (Maison, 2009), de son puissant spot de lumière utilisé pour manœuvrer la nuit (Santerre, 2006) et de la pollution sonore qu'il occasionne (Bernardini *et al.*, 2019) pourraient s'additionner et mener à la fuite des oiseaux dans un rayon défini.

On sait que l'anthropisation des zones côtières engendre un éclairage fixe croissant sur les estrans dont peuvent tirer avantage les limicoles lors de leurs phases d'alimentation nocturne (Santos *et al.*, 2010 ; Dwyer *et al.*, 2013 ; Davies *et al.*, 2014). Ces conditions, proches de celles rencontrées lors des nuits de pleine lune, profiteraient à de nombreuses espèces passant d'une détection tactile des proies dans l'obscurité (basée sur la sensibilité du bec) à une détection visuelle plus confortable (Santos *et al.*, 2010 ; Dwyer *et al.*, 2013). Alors, certaines espèces s'approcheraient des zones de vase éclairée pour optimiser leur taux d'ingestion comme l'a observé Jourdan (2021).

Toutefois, ces études ne discutent pas des risques de prédation perçus par l'oiseau lui-même lorsqu'il s'expose en milieu éclairé. En effet, les prédateurs nocturnes disposent généralement d'une acuité visuelle plus performante par faible luminosité et seraient par conséquent avantagés de nuit (Martin, 2009). Si en pratique le risque de prédation sur la vase reste mince, il se pourrait que les proies soient contraintes d'augmenter leur niveau de vigilance en milieu éclairé et d'autant plus dans les prés salés. Alors que de nombreuses études se sont intéressées à l'influence des différents types de dérangement sur les oiseaux d'eau, les connaissances sur le rôle joué par l'intensité lumineuse dans les réponses de fuite restent minces.

Une récente étude publiée par Jolkkonen *et al.*, (2023) a tenté de combler cette lacune en s'intéressant au risque perçu par le Courlis cendré *Numenius arquata* et à ses réponses de fuite sur la vase en hiver dans différentes conditions d'éclairage. L'approche humaine, censée représenter un danger, a été utilisée et leurs résultats ont montré que les distances de fuites augmentaient avec l'intensité lumineuse, en particulier lorsque la lumière était artificielle. De plus, les réactions s'intensifiaient à mesure que l'on s'écartait de l'heure de la marée basse puisque les opportunités d'alimentation diminuaient. Cela suggère que les limicoles pourraient s'enfuir lors du flot à l'approche des bateaux équipés de spot de lumière puissants et mouvants (contrairement aux éclairages fixes décrits dans les études précédentes).

Rappelons que l'alimentation nocturne nécessaire pour les limicoles dépend du régime des marées (Lourenço *et al.*, 2008). Elle serait même avantageuse puisque les invertébrés présents dans la vase sont plus actifs et accessibles de nuit (Esser *et al.*, 2008) permettant aux oiseaux de satisfaire plus facilement leurs besoins énergétiques durant l'hiver (Jourdan, 2021).

Le dérangement généré par les bateaux civilliers en hiver pourrait donc impacter négativement les populations d'oiseaux d'eau actives de nuit et plus particulièrement les espèces présentes sur les chenaux (ex. anatidés) ou sur la ligne de montée des eaux telles que les barges, avocettes, chevaliers et autres grands limicoles.

4.3. Observations locales et préconisations

En baie de l'Aiguillon, le dérangement des activités de pêche à la civelle sur l'avifaune a été renseigné à plusieurs reprises. Si la majorité des opérations de pêche à la civelle reste dans l'embouchure de la Sèvre Niortaise (Marchegay & Tesson, 1999), les observations menées de septembre à avril 2005/2006 par Rousselle (2006) au site « Transfo » mentionnent huit apparitions de bateau de pêche à la civelle dans le chenal Vieux au cours de 19h d'observation effectuées en journée (Figure 11). Il s'agissait de la plus grande source de dérangement à cet endroit de la baie. L'étude précise que dans 75% des cas, les oiseaux s'envolaient à l'approche du bateau de pêche sans donner plus de précision concernant l'état d'alerte de ceux ayant décidé de rester. Le site « Transfo » est relativement avancé dans la baie et offre un point de vue stratégique au croisement entre chenal Vieux, prés salés et vasière (Figure 4). Loin de la pointe de l'Aiguillon et de celle de Saint Clément, il est le plus représentatif de ce qui se passe au cœur de la réserve, proche du « reposoir principal ». A cet endroit, les perturbations qui traversent la baie, telles que la pêche à la civelle, sont à l'origine de plus grands dérangements avec des taux de réponses élevés (Rousselle, 2006).

Marchegay & Tesson (1999) ajoutent que le passage d'embarcations proches des canards et des bernaches provoque des vols massifs (plusieurs milliers d'oiseaux) et longs (en moyenne 3 minutes). Ses observations concordent avec les propos tenus par Bowles (1995) qui faisaient état d'une plus grande sensibilité de la part des bernaches. Marchegay & Tesson (1999) et Joyeux & Corre (2013) évoquent ces dérangements dans le chenal Vieux mais également dans le canal de Luçon, proches des zones de remise des canards de surface (Figure 11). Ils ajoutent que le bruit des moteurs et la présence d'embarcations proches des vasières obligent les oiseaux à rester éveillés et en alerte au lieu de se reposer comme l'évoque aussi Maison (2009). Dans la baie de l'Aiguillon, les dérangements impliquant la pêche sont quasiment tous liés à la pêche à la civelle (Marchegay & Tesson, 1999) probablement puisque les embarcations pénètrent dans les cours d'eau secondaires et ainsi dans les zones d'alimentation et de reposoir utilisés par les oiseaux.

En baie de l'Aiguillon, on estime que 853,23ha seraient concernés par le dérangement sonore des embarcations civellières (Figure 11). Cette surface a été mesurée à marée basse en projetant 100m de part et d'autre des transects situés au centre des cours secondaires et à une vingtaine de mètres des rives de la Sèvre Niortaise. Cette distance permet de visualiser la surface exposée à des niveaux sonores supérieurs à ceux recommandés par Dooling & Popper (2007) (*détails Partie 4.4.*). La distance de 50m aux ouvrages hydrauliques a été considérée. Il s'agit donc d'une superficie théorique, donnée à titre indicatif, qui fluctue naturellement en fonction du flot et de l'effort de pêche.

En 2013 déjà, le plan de gestion de la réserve naturelle (Joyeux & Corre, 2013) soulevait des interrogations quant à la fermeture de cette pêche dans le périmètre de la réserve. Au regard du statut de conservation de l'Anguille européenne (en danger critique d'extinction selon la liste rouge des espèces menacées de l'IUCN) et de la conservation de l'avifaune (motivation initiale du classement de la baie), il convient de s'interroger sur la compatibilité de cette pratique avec les enjeux de conservation de la réserve naturelle nationale de la baie de l'Aiguillon.



Figure 11 : Identification des zones de dérangement potentielles par l'activité des bateaux civelliers.

5. Pêche au filet fixe sur l'estran vaseux

5.1. Description de la pratique

La pêche au filet fixe dans la zone de balancement des marées ou « filet calé » est une technique de pêche à pied pratiquée sur les estrans. A marée basse, le ou les pêcheurs installent un filet fixé au fond à l'aide de piquets. Il s'élève grâce à une ralingue flottante lorsque la marée monte (Figure 12). Le filet long d'une cinquantaine de mètres reste donc immobile, capture de façon passive, et est par conséquent considéré comme engin dormant. Deux bouées doivent signaler en surface sa présence et renseigner les informations correspondantes au propriétaire et à son autorisation (délivrée à la suite d'une demande émise chaque année auprès de la Direction Départementale des Territoires et de la Mer (DDTM)). Le pêcheur effectue ensuite une relève à la marée basse suivante (environ 12h plus tard) et décide généralement de laisser l'engin sur place pour un certain nombre de cycle tidaux.

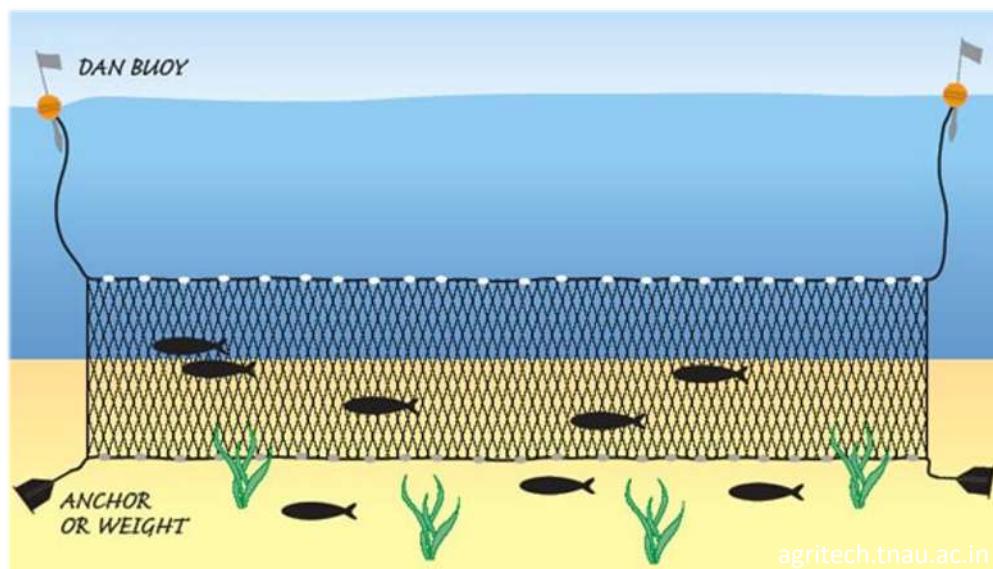


Figure 12 : Représentation schématique de la disposition d'un filet fixe.

5.2. Conséquences pour l'avifaune

Comme les autres types de pêche à pied, la pêche au filet fixe a une incidence sur l'activité des oiseaux côtiers (Adam, 2020). En effet, elle nécessite de pénétrer sur l'estran, parfois à plusieurs pêcheurs, contrairement aux promeneurs qui restent plutôt en périphérie sur les sentiers (Le Corre, 2009). Sur ce point, la pêche au filet fixe présente des ressemblances à quelques exceptions.

En effet, une séquence de pêche au filet fixe est longue puisqu'elle dure, par défaut, 12h environ contre 1h30 en moyenne pour un épisode de pêche à pied (aux coquillages) (Adam, 2020). Cependant, le temps de présence sur l'estran n'est que de 2h environ et comprend l'arrivée au site (parfois difficile d'accès comme c'est le cas pour les vasières), l'installation ou la relève du filet, le démaillage des prises ou encore le nettoyage du filet (Adam, 2020) même si d'autres observations en baie de l'Aiguillon précisent que les pêcheurs restent sur place parfois plus longtemps jusqu'à ce que la marée monte (Rousselle, 2006). Aussi, contrairement aux autres

types de pêche à pied pratiquées aux pointes Saint Clément et de l'Aiguillon, **la pêche au filet fixe s'effectue au cœur de la baie et nécessite ainsi de faire des allers-retours sur les digues, à travers les prés salés et sur la vasière multipliant les potentialités de dérangement proche des principaux regroupements d'oiseaux.**

Dans son étude menée hors période de reproduction sur les vasières et prés salés de la lagune de Venise, Scarton (2018) a effectué plusieurs approches seul à pied ou en bateau en direction de 9 espèces de limicoles (aussi présentes en baie de l'Aiguillon) pour observer leurs comportements et leurs distances de fuite (DF). Les moyennes (DF) s'étendaient de 28m (Bécassine des marais) à 140m (Courlis cendré) lorsque l'approche s'effectuait à pied. Chose intéressante, les distances de fuite des espèces approchées à pied étaient comparables aux approches par bateau (aucune différence significative), conclusion partagée par Mayo *et al.* (2015). La masse de l'espèce ainsi que la taille des regroupements étaient également positivement corrélés avec les DF. L'auteur ajoute que les DF observées à Venise sont inférieures à ce qui a été observé ailleurs en Europe lors d'approches à pied similaires (cf. Smit & Visser, 1993 ; Laursen *et al.*, 2005 ; Collop *et al.*, 2016). Il émet l'hypothèse que les oiseaux seraient moins habitués aux activités humaines sur les autres sites. Cela montre que des intrusions répétées peuvent être compromettantes pour la quiétude et l'attractivité d'un site pour les oiseaux hivernants ou en escale. En conclusion de son étude, Scarton (2018) s'interroge quant aux possibles conséquences du dérangement sur la baisse de la fitness individuelle des oiseaux et, ainsi, sur la réduction des effectifs à l'échelle des populations, en particulier dans les zones avec peu de sites alternatifs.

Une étude britannique menée dans le Wash (mer du Nord) par Collop *et al.* (2016) précise ces observations. Menée dans un milieu estuarien composé de vasières et prés salés, elle adopte une méthodologie similaire à celle de Scarton (2018) en approchant à pied 10 espèces de limicoles (aussi présentes en baie de l'Aiguillon). Comme attendu, les DF étaient plus élevées que dans la lagune de Venise et étaient en moyenne supérieures de 46,17m pour les espèces communes entre les deux études (moyenne de 340m pour le Courlis cendré). Les résultats montraient aussi que les réponses comportementales étaient positivement corrélées entre elles (DF, durée de vol, temps de latence, temps total perdu) à l'exception du temps d'alerte. L'ampleur de ces réponses différait significativement selon l'espèce et augmentait avec la taille. De plus, les conditions météorologiques difficiles (ex. froid) tendaient à faire diminuer l'intensité des comportements liés au dérangement. En effet, de telles conditions obligent les oiseaux à économiser leur énergie pour espérer atteindre leurs besoins journaliers. Enfin, les réponses comportementales étaient plus importantes proche de la limite d'eau et dans les sites difficiles d'accès où l'apparition d'un dérangement est plus inhabituelle. Si l'étude montre que la fréquence des dérangement locaux ne semble pas être suffisante pour affecter significativement les oiseaux du Wash, elle explique que les conditions météorologiques, les réponses physiologiques ou la disponibilité en sites alternatifs sont d'autres paramètres à prendre en compte dans l'étude du dérangement.

D'autres approches à pied dans la réserve naturelle nationale de la baie de Somme (milieu estuarien similaire à celui de la baie de l'Aiguillon) ont été effectuées par Triplet *et al.* (2007) en direction de 14 espèces d'oiseaux limicoles, anatidés et laridés. L'expérience a montré que

la distance d'envol était positivement liée à la distance de détection pour huit d'entre elles (espèces avec suffisamment de données pour les analyses statistiques). Ces résultats confortent ceux de Blumstein (2003). Un oiseau qui détecte à l'avance un prédateur potentiel se dirigeant dans sa direction augmente ses chances de survie en s'envolant plus tôt. De plus, il n'y avait pas de différence significative dans les distances d'envol selon le statut de protection de l'espèce. Triplet *et al.* (2007) explique qu'il pourrait y avoir un effet d'entraînement. Les espèces les plus farouches (chassées en dehors de la réserve) entraîneraient dans leur fuite les autres espèces. Toutefois, une différence avait été mentionnée en Mer des Wadden par Laursen *et al.* (2005) dans différents sites qui n'étaient pas tous protégés.

En Irlande, Sexton (2017) s'est intéressé à trois espèces typiques de la région : le Courlis cendré *Numenius arquata*, la Barge à queue noire *Limosa limosa* et la Sarcelle d'hiver *Anas crecca*. L'étude menée sur deux sites estuariens (vaseux et sablo-vaseux) a montré que les intrusions à pied forçaient le Courlis cendré et la Sarcelle d'hiver à quitter le site d'alimentation dans 58.82% et 25% des cas respectivement. La Barge à queue noire ne s'envolait jamais à plus de 50m traduisant possiblement l'absence de site alternatif. L'auteur ne donne pas plus de détails concernant les taux de réponse (ex. proportion d'alerte) pour chacun des deux sites. Toutefois, il précise que l'estuaire vaseux présentait une plus faible proportion d'intrusions humaines vraisemblablement due à la difficulté d'accès. Cela pourrait limiter la capacité d'habituation des individus. De façon générale, les espèces étudiées adoptaient une attitude typique face au dérangement en cessant de s'alimenter au profit des comportements de vigilance ou de fuite. L'auteur a d'ailleurs constaté une diminution des effectifs d'oiseaux sur le site le plus dérangé.

Ainsi la similitude entre la pêche à pied et au filet fixe évoquée par Adam (2020) peut sembler hâtive. Cette comparaison s'appuie sur une étude menée par Munier (2019) qui identifie pour chaque activité humaine six facteurs de dérangement pour l'avifaune : le bruit, la vitesse, le piétinement des habitats, la prévisibilité de la trajectoire, la taille et la forme de l'espace utilisé. Cependant, ces critères ne s'intéressent qu'à la source de dérangement en tant que telle et ne considèrent pas la sensibilité propre à chaque espèce/individu, les exigences écologiques et les habitats stratégiques utilisés par les oiseaux. En d'autres termes, la pêche au filet fixe n'aura pas les mêmes effets sur un estran rocheux que sur une vasière ou des prés salés d'importance internationale pour l'avifaune comme la baie de l'Aiguillon (*détails Partie 3.2.*).

C'est donc surtout la manière dont les pêcheurs utilisent l'espace qui est déterminante (Le Corre, 2009). Par exemple, un petit nombre de pêcheurs peut occasionner beaucoup de dérangement s'il utilise une zone habituellement fréquentée par les oiseaux. De surcroît, les pêcheurs aux filets fixes adoptent logiquement des trajectoires perpendiculaires aux prés salés et à la vasière pour rejoindre rapidement le filet fixe. Cette approche directe vers les regroupements d'oiseaux peut faire croître les réponses de fuite (Frid & Dill, 2002). A l'inverse, les pêcheurs à pied se déplaçant peu et lentement permettraient une accoutumance progressive pour les oiseaux (Smit & Visser, 1993) dans une certaine limite de fréquentation. A cela s'ajoute la silhouette de l'humain qui est habituellement associée à un danger mortel pour de nombreuses espèces historiquement chassées (Frid & Dill, 2002 ; Sexton, 2017).

Selon Richardson & Miller (1997), toute mesure de gestion doit prendre en compte les espèces en question, l'habitat, la saison et la source de dérangement. Ainsi, la protection des sites d'alimentation (et de repos) stratégiques pour les oiseaux côtiers migrateurs est une question fondamentale pour la conservation, surtout lors de l'hivernage et des escales migratoires (Sexton, 2017).

En partant de ce postulat, la pêche au filet fixe responsable d'intrusions répétées sur les vasières et prés salés de la réserve naturelle nationale de la baie de l'Aiguillon peu compromettre la quiétude et l'alimentation des oiseaux de la réserve.

5.3. Observations locales et préconisations

La pêche au filet fixe est plutôt restreinte en Vendée avec 80 autorisations annuelles et seulement 3 dans l'enceinte de la réserve. A l'inverse la pratique est populaire en Charente-Maritime qui comptabilisait 1900 autorisations dont 68 dans le périmètre de la réserve en 2021 (DDTM 17). Elle répond à une réglementation propre à chaque département qui est par conséquent différente sur les deux parties de la baie.

La pêche au filet fixe se pratique donc essentiellement depuis la pointe Saint Clément jusqu'au Port du Pavé, au sud de la réserve (Figure 13). A titre d'exemple, Rousselle (2006) dénombre 9 événements de pêche au filet fixe pour 20h d'observation entre la pointe Saint Clément et le canal du Curé (cf. Figure 6). Au total dans la baie de l'Aiguillon, il mentionne 11 événements de pêche au filet fixe contre 13 événements de pêche à pied (au cours de 60h d'observation). Si ces chiffres semblent comparables, les deux pratiques sont à distinguer. D'une part, la pêche au filet fixe suscite plus de dérangement que la pêche à pied (64% de réponse contre 38% respectivement). D'autre part, la pêche à pied s'effectue presque exclusivement à la pointe de l'Aiguillon tandis que la pêche au filet fixe s'observe davantage en profondeur dans la réserve. Cela expliquerait les taux de réponse divergents. Ainsi, contrairement à la pêche à pied, la pêche au filet fixe occasionne un dérangement chronique à proximité des zones d'alimentation et des repaires de marée haute stratégiques pour l'avifaune. En effet, la pratique nécessite souvent de traverser les prés salés de la baie de l'Aiguillon jusqu'aux sites de pêche et provoque des envols massifs sur un large éventail d'espèces contraintes de quitter la zone qui demeure occupée par le pêcheur (Marchegay & Tesson, 1999). Des observations similaires sont rapportées par Jomat & Guenneteau (2011) dans la réserve naturelle nationale de Moëze-Oléron où ils décrivent des envols et un déplacement des oiseaux tout au long du déplacement des pêcheurs à leur arrivée et lors de leur départ. Ils ajoutent qu'une fois sur la zone de pêche, les oiseaux restent à distance variable selon l'espèce considérée.



Figure 13 : Principales zones de pêche au filet fixe dans le périmètre de la réserve naturelle nationale de la baie de l’Aiguillon.

La pêche au filet fixe est autorisée toute l’année mais se pratique plus intensément de fin mars à octobre lorsque les coefficients de marée sont suffisants (à partir de 70-80) et que la météo devient plus clémente (Rousselle, 2006). Pourtant, au printemps et à l’automne les interactions entre pêcheurs et avifaune sont problématiques puisqu’elles correspondent grossièrement aux périodes de migration des oiseaux. Sur ces phases du cycle annuel, les dérangements répétés peuvent être compromettants pour la condition physique voire la reproduction des oiseaux (*détails Partie 2*). Marchegay & Tesson (1999) ajoutent que l’activité s’intensifie le week-end et pendant les vacances scolaires. Aux beaux jours, elle se matérialise, par exemple, par une douzaine de pêcheurs présents simultanément entre le « Transfo » et la « Bosse » selon les anciens conservateurs de la réserve (cf. Figure 6). Ce type d’observation (en Vendée) suggère que certains pratiquants exercent sans autorisation. Les missions de police confirment cette idée en enregistrant chaque année des infractions. Ainsi, il reste difficile de quantifier avec précision la pression de dérangement propre à cette activité. Il est donc possible que le travail de Rousselle (2006) effectué au cours de l’hiver 2006/2007 et la plupart du temps en semaine renseigne des chiffres *a minima*.

Plus récemment, une étude menée par le Parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis (PNM EGMP) a permis d'identifier les activités humaines pratiquées sur la pointe Saint Clément de février 2020 à avril 2023 et d'évaluer l'effet de ces dernières sur l'effectif et le comportement des oiseaux d'eau côtiers. A raison de 4,5 jours de suivi par mois en moyenne, la pêche au filet fixe était la 4^{ème} activité la plus observée sur le site (Leprince *et al.*, 2024). Notons par ailleurs que seules les actions de pose ou de relève de filet ont été notées au cours de cette étude. Il est donc possible que la présence de filets tendus certains jours de suivi n'ait pas été relevée si aucun pêcheur n'est venu sur la plage horaire de présence de l'observateur.

La présence de pêcheurs dans la zone étudiée (Figure 14) n'a pas présenté d'effets notables sur la quantité d'oiseaux observés sur le site. Toutefois, une dizaine d'espèces ont montré un taux de vigilance-immobilité et d'envol plus important en leur présence (Leprince *et al.*, 2024). L'étude mentionne aussi la traversée des prés salés par les pêcheurs au filet fixe et préconise de porter un regard sur la réglementation de cette pratique.



Figure 14 : Zone d'observation (en orange) utilisée au cours de l'étude menée par le PNM EGMP à la pointe Saint Clément.

En Charente-Maritime, d'autres réserves naturelles nationales présentent sur le domaine public maritime ont pris des mesures pour limiter le dérangement (Figure 15). C'est le cas notamment des réserves de Moëze-Oléron et de Lilleau des Niges au sein desquelles la pêche au filet fixe est interdite toute l'année. Ailleurs, certaines zones stratégiques interdisent la pêche au filet fixe en juillet et en août.

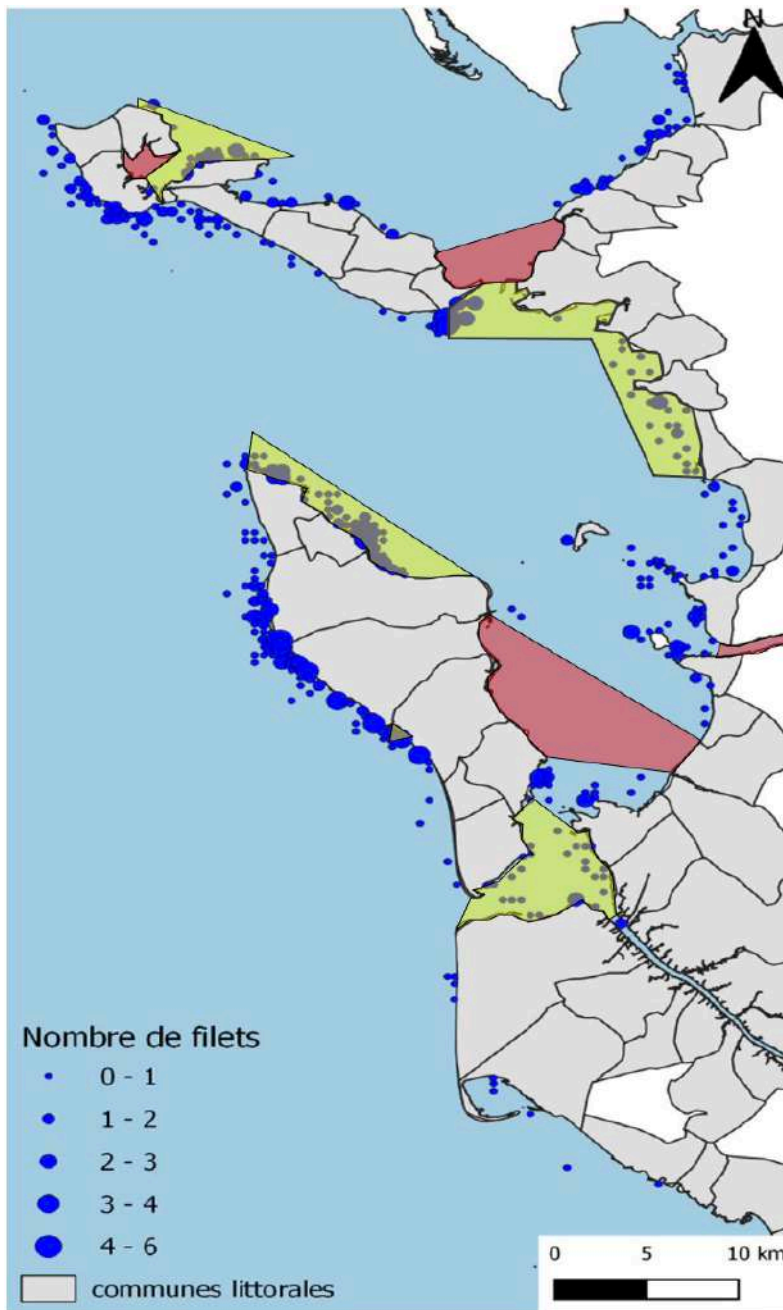


Figure 15 : Répartition des zones de pêche au filet fixe en Charente-Maritime. Les zones rouges correspondent à des zones d'interdiction permanente. Les zones jaunes correspondent à des zones d'interdiction ponctuelle du 1^{er} Juillet au 31 août (d'après le PNM estuaire de la Gironde mer des Pertuis ; OFB ; DDTM 17).

6. Détonations et dérangement des oiseaux d'eau

6.1. Communautés humaines et gibier d'eau, bref historique

Historiquement, bon nombre de communautés humaines se sont installées à proximité des zones humides où la présence d'eau répondait à un besoin fondamental et où les ressources animales telles que les poissons et/ou les oiseaux constituaient une part cruciale de l'alimentation (Kear & Hulme, 2005). C'est donc à travers une dimension très primaire que s'est établie la relation entre l'homme et les oiseaux d'eau (Chadenas, 2003).

Aujourd'hui la chasse demeure répandue dans les zones humides européennes (Madsen & Fox, 1995) mais correspond davantage à la perpétuation d'une tradition où l'homme chasse à la recherche de plaisir plutôt qu'à une pratique vitale. Devenue passion plutôt que besoin, elle peut être pratiquée, selon les personnes, pour la proximité qu'elle offre avec la nature, pour l'engagement physique ou l'habileté, pour l'activité de groupe, la recherche de solitude ou encore pour la relation avec le chien de chasse, etc...

Il était inutile de réglementer la chasse il y a plusieurs siècles puisque le rapport entre le nombre de chasseurs et la ressource disponible était vraisemblablement plus faible (Tamisier & Dehorter, 1999). Ce même rapport est aujourd'hui plus déséquilibré (Tamisier & Dehorter, 1999) avec une amélioration des armes et une forte dégradation de l'état de conservation des oiseaux d'eau (*détails Partie 1.2.*) qui oblige à fixer des limites à l'activité cynégétique.

6.2. Activité cynégétique et dérangement

Pour l'avifaune, les conséquences de la chasse sont doubles. Elles se composent, d'une part, des **prélèvements** qui traduisent la mort des individus directement suite au coup de feu, et d'autre part du **dérangement**, conséquence des détonations produites (Madsen & Fox, 1995 ; Tamisier & Dehorter, 1999). Les prélèvements constituent seulement la partie visible des impacts induits par la chasse et ont longtemps été privilégiés dans les études au détriment des questions liées au dérangement (Tamisier & Dehorter, 1999). Pourtant, les deux aspects sont susceptibles d'affecter la dynamique des populations (Fox & Madsen, 1997 ; Tamisier *et al.*, 2003) et sont complémentaires pour étudier le rôle joué par la chasse sur le fonctionnement des communautés d'oiseaux d'eau.

Dans la suite de ce chapitre, nous nous pencherons sur les conséquences du dérangement induit par les détonations et autres dérangements sonores ponctuels.

A travers l'Europe, la chasse constitue l'une des principales sources de dérangement au cours des mois d'automne et d'hiver (Fox & Madsen, 1997). Selon Tamisier *et al.*, 2003, le dérangement qui y est associé peut être décliné en plusieurs *stimuli* comprenant les mouvements humains avec ou sans chien, les coups de feu, l'association des deux ou déclenché par l'envol de quelques individus provoquant l'envol du reste du groupe. Sachant qu'il faut en moyenne trois coups de fusil pour tuer et que la silhouette humaine peut être associée à la mort ou la blessure, la chasse devient un dérangement certain pour les espèces ciblées et l'est aussi (mais probablement dans une moindre mesure) pour celles qui ne le sont pas (Bowles, 1995 ; Tamisier & Dehorter, 1999 ; Laursen *et al.*, 2005). En effet, les espèces protégées se mélangent souvent

aux espèces chassables et sont, par conséquent, soumises aux mêmes sources de dérangement (Madsen, 1988). Ainsi, l'association entre présence humaine et danger montre qu'une faible pression de chasse (présence moyenne d'un chasseur par km² ou moins de 50 coups de feu/heure en soirée) suffit pour faire fuir d'un site la quasi-totalité des canards de surface comme ont pu l'observer Frikke & Laursen (*in* Fox & Madsen, 1997). De ce fait, les oiseaux d'eau sont particulièrement sensibles aux dérangements cynégétiques (Madsen et Fox, 1995) qui modifient leurs comportements et leurs distributions (Casas *et al.*, 2009).

En effet, les **interruptions de comportement** provoquées par les détonations peuvent durer plusieurs dizaines de minutes (Tamisier & Dehorter, 1999). Madsen *et al.*, (1992) évoquaient déjà une multiplication du délai nécessaire à la reprise du comportement initial en cas de réplique. Au Royaume-Uni, par exemple, Bell *et al.* (1991) ont montré que la Bernache cravant *Branta bernicla* et le Canard siffleur *Mareca penelope* perdent en moyenne 14% de leur budget temporel quotidien dédié à l'alimentation en dehors des limites d'un espace protégé contre 7% dans le périmètre de ce dernier. Ces proportions peuvent s'élever à 25% pour le Canard siffleur sur un site fortement chassé (Madsen & Fox, 1995).

De plus, la littérature montre que le dérangement induit par la chasse modifie presque systématiquement la **distribution géographique** des oiseaux d'eau qui finissent par privilégier les sites non-chassés (Tamisier *et al.*, 2003 ; Casas *et al.*, 2009) ou par quitter l'aire géographique. En effet, la densité d'oiseaux présents sur les sites non chassés est multipliée par rapport aux sites chassables selon les localités (Madsen, 1998b ; Evans & Day, 2002). Cette tendance concorde avec l'augmentation significative des effectifs observée dans 80% des cas (n=18) après la création d'une réserve (Madsen & Fox, 1995). En Camargue aussi, un glissement des effectifs de canards vers les réserves a pu être mentionné (Tamisier & Dehorter, 1999), conclusion récemment partagée dans l'Hérault après l'ouverture de la chasse (Tronel, 2023). Toutefois, cette redistribution sur les sites protégés rime aussi avec privation ou sous-exploitation des ressources trophiques présentes sur les sites chassés (Tamisier *et al.*, 2003 ; Tronel, 2023) puisque la sélection d'un habitat traduit le compromis entre le risque lié à la chasse et la disponibilité en ressources trophiques (Palumbo *et al.*, 2019).

Une étude américaine menée par Dooley *et al.* (2010) s'est intéressée à la réponse des canards colvert *Anas platyrhynchos* exposés à des approches à pied avec ou sans détonations. Elle révèle que les canards colverts exposés aux détonations avaient une distance moyenne de vol après dérangement plus grande en septembre-novembre (4,58km) qu'en décembre-février (3,04km). Ces distances étaient néanmoins supérieures de 35 % et 17 % respectivement par rapport aux individus approchés sans détonations. Ces résultats concordent avec ceux d'autres études qui montrent que les réactions comportementales liées à la chasse sont généralement plus importantes que pour les autres types d'activités humaines (Madsen, 1998b ; Béchet *et al.*, 2004). De plus, quel que soit le type d'approche, les individus dérangés présentaient une probabilité de retour sur site inférieure aux individus témoins non-dérangés. Toutefois, il n'y avait pas de différence sur les taux de retour entre les deux types de dérangement.

L'activité cynégétique peut aussi être à l'origine d'une augmentation du taux de renouvellement (« turnover ») sur les sites d'escale migratoire (Tamisier *et al.*, 2003). En effet, Väänänen (2001) a montré que l'ouverture de la chasse sur un ensemble de sites finlandais anticipait la migration automnale des oiseaux.

A l'inverse, Guillemain *et al.* (2021) ont montré que la fermeture de la chasse (et du dérangement associé) à la fin de l'hiver en Camargue favorisait l'utilisation des habitats et donc l'exploitation prolongée des ressources avant la migration printanière.

Des **modifications de l'activité** diurne ont aussi été largement renseignées. Au Royaume-Uni ainsi qu'au Danemark, le Canard siffleur habituellement actif en gagnage de jour, s'alimentait préférentiellement de nuit en dehors des espaces protégés (Owen & Williams, 1976 ; Madsen, 1988). En Grèce, un phénomène comparable a été observé chez le Canard souchet *Spatula clypeata*, le Canard pilet *Anas acuta* et la Foulque macroule *Fulica atra* ayant cessés leur activité d'alimentation en journée lorsque la pression de chasse devenait trop importante (Joensen & Madsen, 1985). Des changements de distribution entre le jour et la nuit sont aussi mentionnés par Dooley *et al.* (2010) chez les canards colvert dérangés par des détonations. Le dérangement par la chasse influence aussi les horaires de vols crépusculaires entre les sites de remise et de gagnage. Ces déplacements plus nocturnes rendent les canards moins vulnérables et traduisent l'adaptation des oiseaux d'eau aux pressions cynégétiques locales. En Camargue par exemple, ces vols ont lieu entre 40 et 80 minutes après ou avant le coucher/lever du soleil selon s'il s'agit du soir ou du matin (Tamisier *et al.*, 2003).

Ainsi, l'action conjointe des envols répétés, de la privation de site d'alimentation potentiels et de la compétition pour la ressource sur les sites protégés peuvent provoquer une augmentation non-négligeable des **dépenses énergétiques** quotidiennes. Les coûts du dérangement sont d'ailleurs particulièrement néfastes au début et à la fin de la saison de chasse lorsque les besoins énergétiques sont accentués (Tamisier & Dehorter, 1999). Ces périodes correspondent au retour sur les sites d'hivernage après une reproduction (et une migration automnale) énergivore ainsi qu'à la phase d'accumulation de réserves qui précède le départ vers les sites de reproduction à la fin de l'hiver et au début du printemps. Pour les espèces qui nécessitent de s'alimenter sur de longues périodes, il est difficile de compenser les coûts générés (Madsen & Fox, 1995 ; Tamisier & Dehorter, 1999).

Sur les rives du fleuve Saint-Laurent au Canada, il a été montré que les oies des neiges *Anser caerulescens atlanticus* qui s'alimentent presque toute la journée de l'appareil végétatif des plantes, étaient incapables de compenser la perte de temps d'alimentation provoquée par la chasse (Bélanger & Bédard, 1990). Chez cette espèce, le dérangement cynégétique a d'ailleurs provoqué un accroissement moyen de 31% des dépenses énergétiques quotidiennes similaires aux opérations d'effarouchement à destination des bernaches cravants *Branta bernicla* sur les cultures de l'Essex (Angleterre) (White-Robinson, 1982 ; Bélanger & Bédard, 1990 ; Madsen & Fox, 1995). Dans les faits, cela conduit à une diminution des réserves de graisse abdominale (entre 29 et 48%) et à une perte de masse musculaire (entre 5 et 11%) lors des années de chasse comparativement aux années non-chassées (Féret *et al.*, 2003). En outre, Mainguy *et al.* (2002) ont montré que la chasse influençait négativement les effectifs reproducteurs d'oies des neiges. En effet, leur étude montre que seulement 28% des femelles parvenaient à leurs aires de reproduction lors des années chassées contre 85% lors des années sans chasse et qu'une plus faible proportion d'entre elles nichait (9% contre 56% respectivement).

Alors, le dérangement par la chasse est susceptible d'affecter la condition physique et, par extension, la capacité à se reproduire ayant des répercussions sur la taille des populations (Madsen & Fox, 1995 ; Tamisier & Dehorter, 1999 ; Mainguy *et al.*, 2002) (*détails Partie 2*). Cependant, l'évaluation des impacts liés à la chasse demeure souvent complexe pour les oiseaux migrateurs capables de sélectionner leurs sites d'escale et d'adapter leurs déplacements selon la pression cynégétique (Béchet *et al.*, 2003 ; Grzegorzczuk *et al.*, 2024).

En résumé, le dérangement lié à la chasse est particulièrement répulsif pour les oiseaux d'eau. Il altère le comportement, la distribution et les budgets d'activité réduisant les possibilités d'alimentation. Par conséquent, les sites soumis aux pressions de chasse limitent leur capacité d'accueil en termes de surface disponible, d'effectifs et de durée de séjour (Madsen & Fox, 1995 ; Tamisier & Dehorter, 1999).

6.3. Détonations en bordure de réserve, des exemples locaux

Dans ce contexte, les réserves naturelles exemptes d'activité cynégétique jouent un rôle de refuge indispensable pour les oiseaux migrateurs ou hivernants puisqu'elles atténuent les effets du dérangement (Casas *et al.*, 2009). Toutefois, il convient de s'interroger sur l'efficacité de ces zones refuges lorsque des détonations (ou autres bruits soudains) retentissent en bordure immédiate des sites en question. En effet, comme l'expliquent Fox & Madsen (1997), les détonations émises depuis les bordures d'une réserve auront des conséquences directes dans l'enceinte même de cette dernière dans un rayon minimum d'une fois la distance de fuite (DF) propre à chaque espèce compromettant ainsi leur fonctionnalité. De nombreux espaces non chassés sont concernés par cette problématique.

- **La chasse au gibier d'eau**

C'est ce qu'a remarqué localement Marchegay & Tesson (1999) sur la partie nord de la réserve de la **baie de l'Aiguillon** entre les communes de Traize et Puyravault. Faisant référence à la chasse à la passée souvent pratiquée « *aux limites mêmes de la réserve* », ils reconnaissent que « *l'influence de la chasse est remarquée lors des mouvements crépusculaires (matin et soir) principalement pour les canards* » et que « *les détonations et la recherche d'oiseaux (tirés) à l'aide de lampes torches occasionnent des dérangements sur les oiseaux en gagnage sur la partie haute des prés salés* » notamment sur les anatidés herbivores ou granivores. Enfin, Marchegay & Tesson (1999) parlent d'une dizaine de chasseurs postés en moyenne le soir et le matin aux abords de la réserve tandis qu'une cinquantaine de pratiquants pouvaient être présents lors des tempêtes, des fortes marées ou des pics migratoires connus pour déclencher de nombreux déplacements d'oiseaux.

Fritz *et al.* (2004) complètent ces informations et répertorient 175 coups de feu proches de la digue de Champagné-les-Marais et environ de 290 proches de celle de Triaize pour 87h et 90h d'observation respectivement. Toutefois, ils expliquent que la proportion de coups de feu de moyenne à faible intensité (tirés de loin) était de 69,8% pour Champagné et de 71,5% pour Triaize. On en déduit alors qu'en moyenne 0,9 coup de feu de forte intensité était tiré chaque heure pour Triaize et environ 0,6 pour Champagné aux abords de la réserve. Cela pourrait porter atteinte à un certain périmètre dans la réserve pourtant chargée de préserver du « dérangement »

ou des « perturbations » les oiseaux d'eau comme le prévoient les décrets de création de la réserve ainsi que la Directive Oiseaux. Cependant, les dernières données empiriques montrent que la pression de chasse a diminué au cours des dernières années, probablement en lien avec la diminution des effectifs d'oies hivernantes sur ces sites (comm. pers.).

Ce type de dérangement n'a logiquement pas la même répercussion sur une grande réserve comme celle de la baie de l'Aiguillon que sur une réserve de taille plus modeste (Tamisier *et al.*, 2003).

C'est le cas notamment de la réserve naturelle nationale de **Saint-Denis-du-Payré**. Située au cœur du Marais poitevin, elle se démarque localement des réserves littorales par l'habitat d'eau douce qu'elle prodigue aux oiseaux et par son statut de sanctuaire historique. Malgré sa superficie restreinte à l'échelle du parc naturel régional, il n'est pas rare de comptabiliser plus de 10 000 anatidés et limicoles confondus qui viennent s'y réfugier au cours de l'hiver (des Touches, 2020) soulignant l'importance du site. La chasse à la passée s'y déroule de fin août à fin janvier depuis des postes et des affûts (Figure 16) répartis en bordure immédiate de la réserve (des Touches, 2020). Pratiquée traditionnellement, elle cible les oiseaux en vol à l'aube ou au crépuscule lors de leurs allées et venues entre les zones de gagnage et la réserve (zone de remise). Localement, cette pression cynégétique modifie la richesse spécifique et la répartition des limicoles/anatidés plus d'un tiers de l'année (du 21 août au 30 janvier). Le rapport d'activité 2019-2020 de la réserve naturelle mentionnait 1781 anatidés le 17 août. Après l'ouverture de la chasse (21 août), ce chiffre chutait à 166 individus le 27 août. En 2023, entre 700 et 1000 détonations ont été comptabilisées aux environs de la réserve naturelle le jour de l'ouverture de la chasse au gibier d'eau. De ce fait, il convient de s'interroger sur la fonction de refuge proposée par la réserve en période de chasse. La réserve naturelle régionale de la ferme de Choisy qui jouxte l'autre rive du chenal Vieux fait face aux mêmes problématiques.



Figure 16 : Exemple de poste de chasse à la passée.

En Angleterre, Wright *et al.* (2010) ont réalisé une étude expérimentale sur les réactions de quatre espèces d'oiseaux (Courlis cendré, Pluvier doré, Vanneau huppé, Goéland cendré) en reposoir de marée haute suite à l'activation soudaine d'une corne de brume (114 dB(A)). Leurs résultats montrent qu'il devient plus probable d'observer un changement de comportement (état d'alerte ou alarme) à partir de 65,5 dB(A) et un abandon total du site à partir de 72,2 dB(A). Ils précisent aussi qu'une réaction d'envol (plus coûteuse en énergie) devient plus probable à partir de **69,9 dB(A)**, valeur que nous utiliserons comme seuil de référence pour étudier l'étendue géographique du dérangement occasionnée par les coups de feu. On considérera au minimum à

130 dB le niveau sonore produit à 1m par un fusil de chasse de calibre 12 bien que certains auteurs évoquent des niveaux sonores pouvant atteindre 160 dB (Murphy & Tubbs, 2007). Ainsi, en considérant un modèle simplifié ne prenant en compte que l'atténuation géométrique du son (-6,02 dB lorsque la distance à la source double) il faudra au minimum 1000m avant que le niveau sonore bascule sous 69,9db(A) pour que la probabilité que l'oiseau ne s'envole pas soit plus élevée. Un coup de feu sera donc susceptible d'occasionner un dérangement plus coûteux en énergie dans un rayon de 1000m correspondant à un cercle d'environ 314,16ha (Figure 17). En théorie, cette surface pourrait s'étendre à 1256,64ha (rayon d'incidence de 2000m) si l'on considère l'état d'alerte comme étant déjà dérangeant (seuil 65,5 dB(A)) (détails Partie 2.2). Ainsi, l'estimation de des Touches (2015) selon laquelle un tiers de la réserve protégée de Saint-Denis-du-Payré serait dérangée par les détonations périphériques en automne/hiver serait en réalité un strict minimum.

Toutefois, ces valeurs sont à nuancer : (1) les valeurs ne prennent pas en compte l'orientation du tir, les conditions météorologiques, le relief, la nature du sol ou le couvert végétal ; (2) la détonation est souvent produite par un *stimuli* visuels, facteur pouvant favoriser l'envol (Frid & Dill, 2002 ; Wright *et al.*, 2010) ; (3) les calculs considèrent un unique poste de tir ; (4) la sensibilité d'un oiseau croît aussi avec le bruit ambiant et le risque de prédation (naturel ou lié à la chasse) (Hilton *et al.*, 1999 ; Laursen *et al.*, 2005 ; Quinn *et al.*, 2006) et d'autres facteurs d'influence (détails Partie 2.4).

En utilisant la même méthode de calcul, le niveau sonore émis par une circulation automobile dense (de l'ordre de 80 dB selon l'association de la Journée Nationale de l'Audition) basculera sous le seuil des 69,9 dB après seulement 4m. De plus, notons qu'à la différence des détonations, la circulation génère un bruit chronique et que la route qui borde la réserve naturelle nationale de Saint-Denis-du-Payré n'est pas densément empruntée. S'il existe, le dérangement généré par cet axe routier serait davantage d'ordre visuel pour l'avifaune.

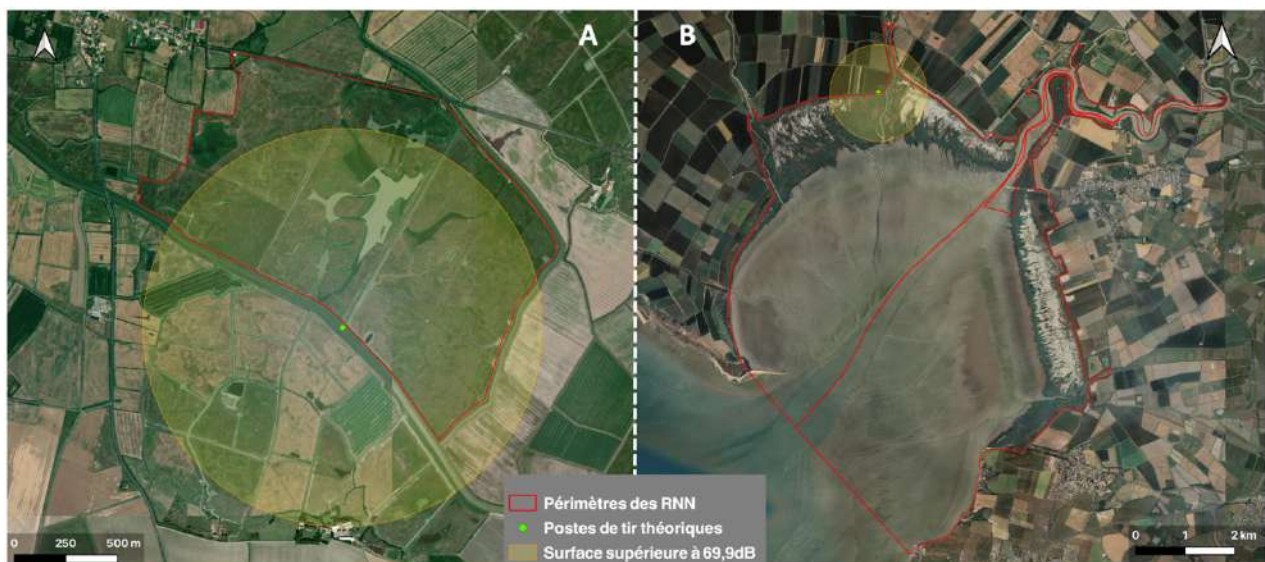


Figure 17 : Représentation spatiale théorique de la surface soumise à un niveau sonore >69,9dB ($r=1000m$) lors de l'émission d'un bruit soudain à 130dB (ici une détonation) et comparaison de son incidence sur les réserves naturelles nationales de Saint-Denis-du-Payré (A) et de la baie de l'Aiguillon (B).

Ainsi, le bruit des détonations résonne jusqu'au cœur de la réserve inhibant le stationnement et le sommeil diurne des oiseaux et provoquant des envols répétés. C'est ce qu'a mis en évidence

Gauthier-Clerc *et al.* (2000) en montrant que le dérangement induit par la chasse obligeait les canards à interrompre plus souvent leurs phases de sommeil pour accroître leur vigilance au lieu d'économiser l'énergie dont ils ont besoin en hiver.

Dans le département des Deux-Sèvres, les travaux de Casas *et al.* (2009) ont abouti à la même conclusion en montrant que la probabilité d'envol et le temps passé en vigilance augmentaient lors des jours de chasse chez le Vanneau huppé *Vanellus vanellus* et le Pluvier doré *Pluvialis apricaria* et altéraient les phases de repos.

De plus, la pratique réduit la superficie d'accueil du site. En d'autres termes, les oiseaux évitent généralement les bordures d'une réserve quand celles-ci sont chassées comme le montre l'étude menée sur l'Oie à bec court *Anser brachyrhynchus* privée d'un tiers d'un site d'escale pourtant protégé (Madsen, 1980).

- **Répulsifs sonores en milieu agricole**

Les canons agricoles (Figure 18) sont aussi des sources de dérangement lorsqu'ils sont disposés à proximité d'un site protégé. Destinés à effaroucher les espèces qui viennent s'alimenter dans les cultures, ils produisent des détonations similaires à celles des coups de fusils (Bishop *et al.*, 2003). Pour éviter les phénomènes d'accoutumance, la plupart des appareils peuvent faire varier la fréquence des détonations (nombre/heure). Selon les constructeurs, ces dispositifs émettent généralement des détonations de 120 dB(A) à 1m et doivent être orientés dans le sens du vent dominant pour améliorer la portée.



Figure 18 : Canon agricole en fonctionnement relié à une bouteille de gaz.

En utilisant la même méthode de calcul basée sur l'étude de Wright *et al.* (2010), il faudra au minimum 320m avant que le niveau sonore bascule sous 69,9db(A) pour que la probabilité que l'oiseau ne s'envole pas soit plus élevée. Ainsi, un canon agricole sera susceptible d'occasionner un dérangement plus coûteux en énergie dans un rayon de 320m correspondant à un cercle de 32,17ha. En théorie, cette surface pourrait s'étendre à 88,25ha si l'on considère l'état d'alerte comme étant déjà dérangeant (seuil 65,5 dB(A)) (*détails Partie 2.2*). Une nouvelle fois, ces valeurs sont à nuancer : (1) les dispositifs ne sont pas systématiquement équipés d'un système de rotation automatique ; (2) ces calculs ne considèrent qu'un unique appareil ; (3) les valeurs ne prennent pas en compte les conditions météorologiques, le relief, la nature du sol ou le couvert végétal ; (4) ici, la détonation est produite sans *stimuli* visuels, facteur pouvant favoriser l'envol (Frid & Dill, 2002) ; (5) la sensibilité d'un oiseau croît aussi avec le bruit ambiant et le risque de prédation (naturel ou lié à la chasse) (Hilton *et al.*, 1999 ; Laursen *et al.*, 2005 ; Quinn *et al.*, 2006) et d'autres facteurs d'influence (*détails Partie 2.4*).

Les écarts de superficie observés entre nos calculs et les caractéristiques techniques mentionnées par les fournisseurs trouveraient leur origine dans l'usage auquel est destiné un canon agricole. En effet, selon les constructeurs, la superficie protégée ne serait que de 4ha et

correspondrait davantage au champ d'action efficace de l'appareil dans lequel la probabilité de faire fuir un oiseau est très élevée (ici 113m).

De la même manière, des « répulsifs à ultrasons » sont parfois utilisés pour protéger les cultures des oiseaux. Le système fonctionne à l'aide d'alarmes stridentes et puissantes (1kHz à 5kHz ; 120dB) émises de façon irrégulière pendant plusieurs secondes. Comme pour les canons agricoles, ces types de répulsifs sont susceptibles d'occasionner du dérangement dans l'enceinte des réserves s'ils sont positionnés trop proche.

Alors, les détonations et autres bruits soudains émis en bordure immédiate d'une réserve altèrent les budgets d'activité et réduisent la superficie exploitable des oiseaux d'eau qui la fréquente. Les objectifs de conservation fixés sont par conséquent difficiles voire impossibles à atteindre. Pour ces raisons, il est primordial de minimiser le bruit dans l'enceinte des espaces protégés (Wright *et al.*, 2010).

6.4. Un périmètre d'atténuation : la « zone tampon »

Des solutions pour limiter le dérangement existent. L'une d'entre elles, la plus étudiée dans la littérature scientifique, consiste en la mise en place d'une zone « tampon », jouxtant le périmètre d'un site pour réduire au maximum le dérangement et optimiser la conservation des oiseaux d'eau (ex. Rodgers & Smith, 1997 ; Blumstein *et al.*, 2003 ; Fernández-Juricic *et al.*, 2005 ; Borgmann, 2011 ; Koch & Paton, 2014 ; Livezey *et al.*, 2016) en particulier dans les réserves de petite taille plus touchées (Tamisier *et al.*, 2003). L'augmentation de la taille et du nombre d'espaces protégés pour réduire les impacts du dérangement sont aussi des solutions envisagées (Casas *et al.*, 2009). D'autres méthodes comme la chasse par intermittence (heures ou jours précis d'ouverture) sont aussi mentionnées mais jugées moins efficaces pour limiter le dérangement puisque le retour à la normale des effectifs s'effectue généralement sur une longue période (Fox & Madsen, 1997). Borgmann (2011) explique que la communication et l'explication de la notion de dérangement, de ses effets et de ces impacts est aussi une solution à part entière.

Plusieurs facteurs entrent en jeu lorsque l'on cherche à définir le périmètre d'une zone tampon. Ainsi, la première étape consiste à identifier formellement la source du dérangement (Fernández-Juricic *et al.* 2005) pour ensuite définir le seuil d'acceptabilité de ce dernier (Livezey *et al.*, 2016) et ajuster les mesures adoptées. Ainsi, différentes méthodes sont utilisées pour définir ces périmètres de protection, mais la plupart des études utilisent les distances de fuites (DF) (ex. Blumstein *et al.*, 2003 ; Livezey *et al.*, 2016 ; Scarton, 2018 ; Mayer *et al.*, 2019). Il arrive que des auteurs incrémentent dans leur système les distances d'alerte (DA) pour définir une distance d'approche minimale considérant que ce comportement est déjà une perte de temps d'alimentation (voire d'énergie induit par le stress) pour l'individu (Fernández-Juricic *et al.*, 2001 ; Rodgers & Schwikert, 2002) (*détails Partie 2*).

Il est à noter que les oiseaux d'eau adaptent leurs distances d'alerte et de fuite en fonction de la pression cynégétique rencontrée localement. Par exemple, Owen (1977) a montré que les DF de la Bernache cravant *Branta bernicla* étaient plus élevées lorsqu'elles s'alimentaient sur des prés salés fréquentés par des chasseurs (>500m) que sur les vasières adjacentes (150m). Chez cette même espèce, Madsen (1988) a montré que les DF passaient de 211m au mois de septembre à 367m à la fin du mois d'octobre après une intensification de l'effort de chasse.

Gerdes & Reepmayer (1983) (*in* Fox & Madsen, 1997) ont, quant à eux, mis en évidence la diminution des DF passant de 500m à 200m après la fermeture de la chasse chez l'Oie des moissons *Anser fabalis*. Des observations similaires chez les oies à bec court *Anser brachyrhynchus* ont été mentionnées avec des DF passant de 500m à 350m (Madsen, 1985). Enfin, les études faites sur les canards de surface suggèrent que l'activité cynégétique fait croître la méfiance et par conséquent les DF à l'égard des promeneurs (Arctander *et al.*, 1984 (*in* Fox & Madsen, 1997)). En règle générale, la chasse augmente les DF chez les espèces chassées et non-chassées avec toutefois des envols plus précoces chez les oiseaux ciblés (Laursen *et al.*, 2005). Ces chiffres soulignent la nécessité de prendre en compte les fluctuations de sensibilité associées à la chasse lors de l'établissement des zones tampons.

- **Mise en œuvre**

Comme expliqué plus tôt, la fuite d'un premier individu conditionne souvent l'envol du reste du groupe chez les espèces grégaires d'oiseaux d'eau (*détails Partie 2.4.*) (Owen, 1977 ; Borgmann, 2011 ; Lilleyman *et al.*, 2016). Ainsi, plusieurs auteurs s'accordent à dire que la DF ou DA utilisée pour définir une zone tampon doit faire référence à l'espèce la plus sensible (Fox & Madsen, 1997 ; Rodgers & Smith, 1997 ; Whitfield *et al.*, 2008) dont la protection du domaine vital profitera aux autres espèces (espèce parapluie). Dans les méthodes qui suivront, les DF devront faire référence à l'espèce la plus sensible localement.

Concernant les oiseaux d'eau, différentes méthodes sont proposées pour établir une distance d'approche minimale :

- Fox & Madsen (1997) considèrent que la taille d'un site protégé doit être au minimum de 3 x moyDF pour proposer un site suffisamment large et limiter le dérangement.
- Aussi, Laursen *et al.* (2005) estiment que les DF finissent souvent par adopter une distribution normale permettant d'utiliser la moyenne de la DF mais aussi l'écart-type associé. De ce fait, les auteurs préconisent l'utilisation de moyDF + 2 σ pour calculer un périmètre de conservation efficace. Selon eux, cela permet de préserver du dérangement entre 84 et 98% d'un regroupement d'une espèce dont la DF est connue. Scarton (2018) a d'ailleurs opté pour cette formule dans son étude sur le dérangement des limicoles dans la lagune de Venise.
- Une autre méthode, plus mathématique, proposée par Rodgers & Schwikert (2002) prend en compte la DF, son écart-type ainsi que la distance d'alerte (DA). Selon eux, une façon d'estimer la distance tampon idéale commence par observer au minimum 10 DF pour une espèce en question. La formule qu'ils appliquent ensuite est la suivante :

$$\text{Distance tampon} = e(\bar{\mu} + Z_{0,95} * \bar{\sigma}) + A$$

$\bar{\mu}$: moyenne des distances de fuite (X_i) transformées au logarithme telles que $Y_i = \ln(X_i)$.

$\bar{\sigma}$: écart-type de $\bar{\mu}$

$Z_{0,95}$: 95^{ème} centile d'une loi normale centrée réduite : $Z_{0,95} = 1,6495$

A : écart observé entre la DA et DF au 95^{ème} centile (exclusion des 5% restants, les plus élevés, potentiellement outliers ; Figure 19).

Cette équation a ensuite été utilisée dans une étude californienne menée par Evans (2009) où l'auteur préconise une distance tampon de 250m autour des zones préférentiellement exploitées par les oiseaux. Sa conclusion s'appuie sur le type de dérangement rencontré localement (embarcations non-motorisées) et serait probablement différente dans le Marais poitevin où la chasse génère des dérangements accrus à plusieurs centaines de mètres. Cette distance a d'ailleurs été reprise par Borgmann (2011) à l'issue d'un travail de synthèse sur les impacts des activités humaines sur les oiseaux d'eau.

- D'autres études menées sur les rapaces recommandaient de définir une distance minimale d'approche à laquelle 95% de la population était susceptible d'éviter l'envol (ex. Anthony *et al.*, 1995 ; Swarthout & Steidl, 2001). Cela revient à retenir le 95^{ème} centile de la distribution des DF pour une population afin d'éliminer les DF aberrantes ou peu probables (outliers) (Figure 19). Toutefois, cette dernière méthode reste probablement moins appropriée pour des oiseaux grégaires dont l'envol d'un individu provoque l'envol du reste du groupe.

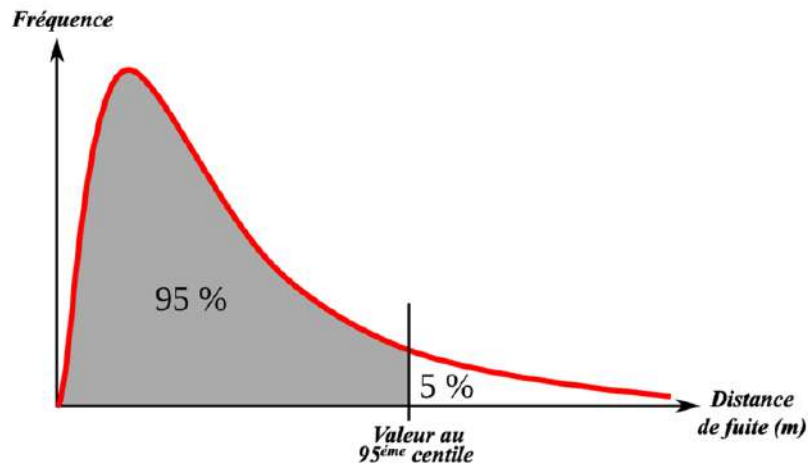


Figure 19 : Exemple de distribution suivant une loi log-normale et position du 95^{ème} centile.

Attention, l'objectif de cette synthèse n'est pas de conclure du périmètre de la zone tampon susceptible de border une réserve naturelle. Elle vise à transmettre des clefs de réflexion issues de la littérature scientifique sur lesquelles pourront s'appuyer les gestionnaires et les acteurs locaux. Ces réflexions devront aussi s'appuyer sur des observations locales ou sur des données empiriques relatives au site en question comme le recommande Laursen *et al.* (2005) ou bien Collop *et al.* (2016). Des chiffres sur les DF de plusieurs espèces d'oiseaux d'eau exposés à des dérangements variés figurent toutefois en *Annexe II*. Ces chiffres fournis à titre indicatif donnent une idée de la sensibilité des espèces à large échelle.

Pour établir des mesures de gestion adaptées, ils doivent (autant que possible) se référer à des distances (alerte/fuite) locales dépendantes de l'intensité, de la temporalité, du type de dérangement, de la pression de prédation ou des phénomènes d'habituation.

7. Conclusion

Dans un contexte de déclin généralisé des oiseaux d'eau mêlé à l'attractivité des zones humides pour les activités humaines, la gestion du dérangement à l'intérieur et à proximité des espaces protégés se révèle être d'une importance capitale. Cumulées, ces activités professionnelles ou de loisirs peuvent être à l'origine d'un dérangement récurrent qui favorise des dépenses énergétiques inutiles et altère les comportements naturels des oiseaux d'eau. Elles peuvent, de plus, réduire la qualité perçue d'un habitat et favoriser les reports sur des sites alternatifs souvent moins avantageux voire l'abandon d'une zone habituellement utilisée.

Ainsi, la littérature scientifique admet qu'un dérangement répété peut s'avérer délétère pour la survie et la reproduction des individus concernés. En effet, l'état de conservation des populations d'oiseaux d'eau dépend de la qualité des sites utilisés à chaque phase du cycle annuel et notamment durant l'hivernage et lors des escales migratoires.

Le Marais poitevin et sa façade maritime englobent une multitude d'activités anthropiques. Sur la base d'études locales et de données empiriques, certaines d'entre elles se sont révélées compromettantes pour la quiétude de l'avifaune hivernante et/ou migratrice dans les réserves naturelles. Parmi celles-ci, la pêche amateur au filet fixe et professionnelle à la civelle sont deux exemples d'activités autorisées et pratiquées au cœur de la réserve naturelle nationale de la baie de l'Aiguillon. Les détonations, quant à elles, sont interdites dans la majorité des réserves naturelles du Marais poitevin. Toutefois, l'activité cynégétique et l'action des canons agricoles parfois en bordure immédiate des espaces protégés font résonner ces nuisances sonores jusque dans l'enceinte des réserves dont la capacité d'accueil se trouve amoindrie.

Pourtant, les réserves naturelles nationales et régionales ne couvrent que 2,85% de la superficie totale du parc naturel régional du Marais poitevin. Elles sont d'une importance majeure pour les espèces d'oiseaux d'eau migratrices ou résidentes en offrant des sites stratégiques de gagnage et de remise utilisés de façon complémentaire.

Compte tenu de la littérature relative au dérangement, il semble aujourd'hui essentiel de s'intéresser aux activités portant atteinte à la quiétude des oiseaux sur ces sites aux forts enjeux de conservation pour possiblement faire évoluer leurs réglementations et renforcer le rôle joué par les réserves.

Bibliographie

- Ackerman, J.T., Takekawa, J.Y., Kruse, K.L., Orthmeyer, D.L., Yee, J.L., Ely, C.R., Ward, D.H., Bollinger, K.S., Mulcahy, D.M. 2004. Using radiotelemetry to monitor cardiac response of free-living tule greater white-fronted geese (*Anser albifrons elgasi*) to human disturbance. *The Wilson Bulletin*, 116, 146-151.
- Adam, A. 2020. La pêche de loisir au filet calé en Charente-Maritime. Thèse professionnelle, AgroParisTech, Montpellier, 174 PP.
- Ahlund, M., Götmark, F. 1989. Gull predation on eider ducklings *Somateria mollissima*: effects of human disturbance. *Biological Conservation*, 48, 115-127.
- Agness, A.M. 2006. Effects and Impacts of Vessel Activity on Kittlitz's Murrelets (*Brachyramphus brevirostris*) in Glacier Bay, Alaska. Doctoral dissertation, University of Washington, 141 PP.
- Alisauskas, R.T., Ankney, C.D. 1992. The cost of egg-laying and its relationship to nutrient reserves in waterfowl. In: *Ecology and Management of Breeding Waterfowl* (eds.: Batt., B.D.J., Afton, A.D., Anderson, M.G., Ankney, C.D., Johnson, D.H., Kadlec., J.A., Krapu., G.L.). University of Minnesota Press: Minneapolis, 30-61.
- Anthony, R.G., Steidl, R.J., McGarigal, K. 1995. Recreation and bald eagles in the Pacific Northwest. In: *Wildlife and recreationists: coexistence through management and research* (eds.: Knight, R.L., Gutzwiller, K.J.). Island Press, Washington, 223-241.
- Ausden, M., Treweek, J., 1995. Grasslands. In: *Managing Habitats for Conservation* (eds.: Sutherland, W., Hill, D.) Cambridge University Press.: Cambridge, 197-229.
- Ausden, M., Sutherland, W.J., James, R. 2001. The effects of flooding lowland wet grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding wading birds. *Journal of Applied ecology*, 38, 320-338.
- AEWA. 2015. African Eurasian Waterbirds Agreement. Résolution 6.7: Adoption de conseils dans le contexte de la mise en œuvre du plan d'action de l'AEWA. Disponible ici : https://www.unep-aewa.org/sites/default/files/document/aewa_mop6_res7_guidance_definitions_fr.pdf
- Barber, J. R., Crooks, K. R., Fristrup, K. M. 2010. The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms. *Trends in ecology & evolution*, 25(3), 180-189.
- Bardonnet, A., Dasse, S., Parade, M., Héland, M. 2003. Influence de l'alternance jour/nuit sur les déplacements de civelles en fluvarium. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 368, 9-20.
- Barreto, F., Cytowicz, I. 2022. La civelle : une espèce en danger critique d'extinction sous la protection des agents de l'OFB (Communiqué de presse). Office Français de la Biodiversité, Vincennes, 3 PP.
- Barussaud, E., Travichon, S., Boutin, J.M., Yesou, P. 2010. Le réseau français de sites protégés assure-t-il bien la quiétude des oiseaux d'eau hivernants ? *Faune sauvage*, 289, 33-38.
- Béchet, A., Giroux, J.F., Gauthier, G., Nichols, J.D., Hines, J.E. 2003. Spring hunting changes the regional movements of migrating greater snow geese. *Journal of applied ecology*, 553-564.
- Béchet, A., Giroux, J.F., Gauthier, G. 2004. The effects of disturbance on behaviour, habitat use and energy of spring staging snow geese. *Journal of applied ecology*, 41(4), 689-700.
- Bélanger, L., Bédard, J. 1989. Responses of staging greater snow geese to human disturbance. *Journal of Wildlife Management*, 53, 713-719.
- Bélanger, L., Bédard, J. 1990. Energetic costs of man-induced disturbance to staging Snow Geese (*Chen caerulescens atlantica*). *The Journal of Wildlife Management*, 54, 36-41.
- Bell, D.V., Fox, P., Owen, M., Bell, M.C. 1991. Field studies of the relationship between wildfowl and disturbance. In: *Shooting disturbance: an assessment of its impact and effects on overwintering waterfowl populations and their distribution in the United Kingdom* (eds.: Bell, D.V., Fox, P.). Unpublished report. WWT/BASC: Slimbridge/Rossett, UK, 153-198.
- Bellefleur, D., Lee, P., Ronconi, R. A. 2009. The impact of recreational boat traffic on Marbled Murrelets (*Brachyramphus marmoratus*). *Journal of Environmental Management*, 90, 531-538.
- Benstead, P., Drake, M., Jose, P., Mountford, O., Newbold, C., Treweek, J. 1997. The wet grassland guide: Managing floodplain and coastal wet grasslands for wildlife. *The Royal Society for the Protection of Birds*: Sandy, 254 PP.
- Benstead, P., Jose, P., Joyce, C., Wade, P.M. 1999. European wet grassland: Guidelines for management and restoration. *The Royal Society for the Protection of Birds*: Sandy, 169PP.
- Bernardini, M., Fredianelli, L., Fidecaro, F., Gagliardi, P., Nastasi, M., Licitra, G. 2019. Noise assessment of small vessels for action planning in canal cities. *Environments*, 6, 31.
- BirdLife International. 2015. European Red List of birds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, UK.
- 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. *Food and rural affairs*, London, 1-53.
- Blackmer, A.L., Ackerman, J.T., Nevitt, G.A. 2004. Effects of investigator disturbance on hatching success and nest-site fidelity in a long-lived seabird, Leach's storm-petrel. *Biological Conservation*, 116, 141-148.
- Blancher, R. 2011. Suivi du dérangement des oies cendrées (*Anser anser*) en baie de l'Aiguillon. Rapport de stage, 41 PP.
- Blickley, J.L., Patricelli, G.L. 2010. Impacts of anthropogenic noise on wildlife: research priorities for the development of standards and mitigation. *Journal of International Wildlife Law & Policy*, 13(4), 274-292.

- Blumstein, D.T. 2003. Flight-initiation distance in birds is dependent on intruder starting distance. *Journal Wildlife Management*, 67: 852-857.
- Blumstein, D.T., Anthony, L.L., Harcourt, R., Ross, G. 2003. Testing a key assumption of wildlife buffer zones: is flight initiation distance a species-specific trait? *Biological conservation*, 110, 97-100.
- Blumstein, D. T., Fernández-Juricic, E., Zollner, P. A., Garity, S. 2005. Inter-specific variation in avian responses to human disturbance. *Journal of Applied Ecology*, 42, 943-953.
- Borgmann, K.L. 2011. A review of human disturbance impacts on waterbirds. *Audubon California*, 376, 1-23.
- Bouteloup, G., Clark, J., Petersen, D. 2011. Assessment of the Effect of Traffic Noise on Wetland Birds: Background Study for the Roe Highway Extension Project. Report prepared in association with AECOM for South Metro Connect. *Phoenix Environmental Sciences*, Perth, 42 PP.
- Bowles, A.E. 1995. Response of Wildlife to noise. In: *Wildlife and recreationists: coexistence through management and research* (eds.: Knight, R.L., Gutzwiller, K.J.). Island Press, Washington, 109-156.
- Brumm, H., Slabbekoorn, H. 2005. Acoustic communication in noise. *Advances in the Study of Behaviour*, 35, 151-209.
- Burger, J. 1981. The effect of human activity on birds at a coastal bay. *Biological Conservation*, 21, 231-241.
- Burger, J. 1986. The effect of human activity on shorebirds in two coastal bays in northeastern United States. *Environmental Conservation*, 13, 123-130.
- Burton, N.H., Rehfish, M.M., Clark, N.A. 2002. Impacts of disturbance from construction work on the densities and feeding behavior of waterbirds using the intertidal mudflats of Cardiff Bay, UK. *Environmental Management*, 30, 865-871.
- Busch, M., Katzenberger, J., Trautmann, S., Gerlach, B., Dröschmeister, R., Sudfeldt, C. 2020. Drivers of population change in common farmland birds in Germany. *Bird Conservation International*, 30, 335-354.
- Cantrelle, I. 1981. Étude de la migration et de la pêche des civelles *Anguilla anguilla* L. 1758 dans l'estuaire de la Gironde. Thèse de doctorat, CEMAGREF de Bordeaux, Div. A.L.A./ Université de Paris VI, 237 PP.
- Carvalho, F.P. 2017. Pesticides, environment, and food safety. *Food Energy Security*, 6, 48-60.
- Casas, F., Mougeot, F., Viñuela, J., Bretagnolle, V. 2009. Effects of hunting on the behaviour and spatial distribution of farmland birds: importance of hunting-free refuges in agricultural areas. *Animal Conservation*, 12(4), 346-354.
- Cayford, J. 1993. Wader disturbance: a theoretical overview. *Wader Study Group Bulletin*, 68, 3-5.
- Chadenas, C. 2003. L'Homme et l'oiseau sur les littoraux d'Europe occidentale. Appropriation de l'espace et enjeux territoriaux : vers une gestion durable ? Thèse doctorat, Université de Nantes, 341 PP.
- Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C., Shrubbs, M. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, 37, 771-788.
- Chmura, G.L., Anisfeld, S.C., Cahoon, D.R., Lynch, J. C. 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global biogeochemical cycles*, 17(4).
- Collop, C.H., Stillman, R.A., Garbutt, A., Yates, M.G., Rispin, E., Yates, T. 2016. Variability in the area, energy and time costs of responding to disturbance for wintering waders. *Ibis*, 158, 711-725.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- Curry, C.M., Des Brisay, P.G., Rosa, P., Koper, N. 2018. Noise source and individual physiology mediate effectiveness of bird songs adjusted to anthropogenic noise. *Scientific Reports*, 8, 3942.
- Davies, T.W., Duffy, J.P., Bennie, J., Gaston, K.J. 2014. The nature, extent, and ecological implications of marine light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 12, 347-355.
- des Touches, H. 2015. Plan de gestion 2015 – 2024 RNN Saint-Denis-du-Payré, 265 PP.
- des Touches, H. 2020. Faire que les réserves restent des refuges. *Espaces Naturels*, 69, 48-50.
- Dias, M.P., Granadeiro, J.P., Lecoq, M., Santos, C.D., Palmeirim, J.M. 2006. Distance to high-tide roosts constrains the use of foraging areas by dunlins: implications for the management of estuarine wetlands. *Biological Conservation*, 131, 446-452.
- Dooley, J.L., Sanders, T.A., Doherty, P.F. 2010. Mallard response to experimental walk-in and shooting disturbance. *The journal of wildlife management*, 74(8), 1815-1824.
- Dooling, R.J., Lohr, B., Dent, M. L. 2000. Hearing in birds and reptiles. In: *Comparative Hearing: Birds and Reptiles* (ed. Dooling, R.J., Fay, R.R., Popper, A.N). Springer: New York, 308-359.
- Dooling, R.J., Popper, A.N., 2007. The effects of highway noise on birds. *Environmental BioAcoustics LLC* for the California Department of Transportation, Division of Environmental Analysis, 74 PP.
- Duncan, P., Hewison, A. J. M., Houte, S., Rosoux, R., Tournebize, T., Dubs, F., Burel, F., Bretagnolle, V. 1999. Long-term changes in agricultural practices and wildfowling in an internationally important wetland, and their effects on the guild of wintering ducks. *Journal of applied ecology*, 36(1), 11-23.
- Durell, S.E.L. le V. dit, Stillman, R.A., Triplet, P., Aulert, C., Biot, D.O. dit, Bouchet, A., Duhamel, S., Mayot, S., Goss-Custard, J.D. 2005. Modelling the efficacy of proposed mitigation areas for shorebirds: a case study on the Seine estuary, France. *Biological Conservation*, 123(1), 67-77.
- Dwyer, R.G., Bearhop, S., Campbell, H.A., Bryant, D.M. 2013. Shedding light on light: benefits of anthropogenic illumination to a nocturnally foraging shorebird. *Journal of Animal Ecology*, 82(2), 478-485.

- Dyer, K.R., Christie, M.C., Wright, E.W. 2000. The classification of intertidal mudflats. *Continental Shelf Research*, 20, 1039-1060.
- Elie, P., Rochard, E. 1994. Migration des civelles d'anguilles (*Anguilla anguilla* L.) dans les estuaires, modalités du phénomène et caractéristiques des individus. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 335, 81-98.
- Esser, W., Vöge, S., Exo, K.M. 2008. Day-night activity of intertidal invertebrates and methods to estimate prey accessibility for shorebirds. *Senckenbergiana maritima*, 38, 115-122.
- Evans, D.M., Day, K.R. 2002. Hunting disturbance on a large shallow lake: the effectiveness of waterfowl refuges. *Ibis*, 144, 2-8.
- Evans, J. 2009. North Basin waterbird study, Eastshore State Park Berkeley, California 2004-2007. *Avocet Research Associates*, Point Reyes Station, CA.
- Faaborg, J., Holmes, R.T., Anders, A.D., Bildstein, K.L., Dugger, K.M., Gauthreaux Jr, S.A., Heglund, P., Hobson, K.A., Jahn, A.E., Johnson, D.H., Latta, S.C., Levey, D.J., Marra, P.P., Merkord, C.L., Nol, E., Rothstein, S.I., Sherry, T.W., Scott Sillett, T., Thompson III, F.R., Warnock, N. 2010. Conserving migratory land birds in the New World: Do we know enough? *Ecological applications*, 20, 398-418.
- Féret, M., Gauthier, G., Béchet, A., Giroux, J.F., Hobson, K.A. 2003. Effect of a spring hunt on nutrient storage by greater snow geese in southern Quebec. *The Journal of wildlife management*, 796-807.
- Fernández-Juricic, E., Jimenez, M.D., Lucas, E. 2001. Alert distance as an alternative measure of bird tolerance to human disturbance. Implications for park design. *Environmental Conservation*, 28, 263-269.
- Fernández-Juricic, E., Venier, M. P., Renison, D., Blumstein, D. T. 2005. Sensitivity of wildlife to spatial patterns of recreationist behavior: a critical assessment of minimum approaching distances and buffer areas for grassland birds. *Biological Conservation*, 125(2), 225-235.
- Finney, S.K., Pearce-Higgins, J.W., Yalden, D.W. 2005. The effect of recreational disturbance on an upland breeding bird, the golden plover *Pluvialis apricaria*. *Biological Conservation*, 121, 53-63.
- Flamant, N., Benhini, C., Sueur, F., Triplet, P. 2005. Effets des dérangements sur les oiseaux d'eau en période estivale dans la Réserve Naturelle de la Baie de Somme. *Aves*, 42, 23-32.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309, 570-574.
- Fowler, G.S. 1999. Behavioural and hormonal responses of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) to tourism and nest site visitation. *Biological Conservation*, 90, 143-149.
- Fox, A., Madsen, J. 1997. Behavioural and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe: implications for refuge design. *Journal of Applied Ecology*, 34, 1-13.
- Franks, S.E., Roodbergen, M., Teunissen, W., Carrington Cotton, A., Pearce-Higgins, J.W. 2018. Evaluating the effectiveness of conservation measures for European grassland-breeding waders. *Ecology and Evolution*, 8(21), 10555-10568.
- Fraser, L.H., Keddy, P.A. 2005. The world's largest wetlands: Ecology and conservation. *Cambridge University Press*: Cambridge, 500PP.
- Frid, A., Dill, L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation ecology*, 6.
- Frikke, J., Laursen, K. 1994. Forlandsjagt I Vadehavet. Med en analyse af betydningen for andefugle. *Danmarks Miljøundersøgelser Faglig Rapport*, 102,1-55.
- Fritz, H., Blais, S., Durant, D. 2002. Suivi des oies cendrées *Anser anser* et des bernaches cravants *Branta bernicla* sur les mizottes de la Réserve Naturelle de la Baie de l'Aiguillon. Rapport d'étude ONCFS-CNRS, 69 PP.
- Gaston, G. R. 1991. Effects of environment and hunting on body condition of non-breeding Gadwalls (*Anas strepera*, *Anatidae*) in Southwestern Louisiana. *The Southwestern Naturalist*, 36, 318-322.
- Gascuel, D. 1987. La civelle d'anguille dans l'estuaire de la Sèvre Niortaise. Biologie, écologie, exploitation. Rapport général. Public. Dépt. Halieutique de l'ENSA de Rennes, 330 PP.
- Gauthier-Clerc, M., Tamisier, A., Cézilly, F. 2000. Sleep-vigilance trade-off in Gadwall during winter period. *Condor*, 102, 307-313.
- Géroudet, P., Cuisin, M., Hainard, R., Reichel, M., Barruel, P. 1999. Les Palmipèdes d'Europe. Delachaux et Niestlé : Paris, 510 PP.
- Gejl, L. 2016. Guide d'identification des limicoles d'Europe. Delachaux et Niestlé : Paris, 369 PP.
- Gill, J.A., Sutherland, W.J., Watkinson, A.R. 1996. A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. *Journal of Applied Ecology*, 33, 786-792.
- Gill, J.A., Norris, K., Sutherland, W.J. 2001. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation*, 97, 265-268.
- Gill, J. A. 2007. Approaches to measuring the effects of human disturbance on birds. *Ibis* 149, (Suppl.1) 9-14.
- Gillett, W.H., Hayward, J.L., Stout, J.F. 1975. Effects of human activity on egg and chick mortality in a Glaucous-winged Gull colony. *The Condor*, 77, 492-495.
- Glover, H.K., Weston, M.A., Maguire, G.S., Miller, K.K., Christie, B.A. 2011. Towards ecologically meaningful and socially acceptable buffers: Response distances of shorebirds in Victoria, Australia, to human disturbance. *Landscape & Urban Planning*, 103, 326-334.
- Goss-Custard, J.D., Stillman, R.A. 2020. Chapter 27 - How new science should affect the application of protection measures for UK estuarine shorebirds. In: *Marine Protected Areas: Science, Policy and Management* (eds.: Humphreys, J., Clark., R.). Elsevier, 525-542.

- Goss-Custard, J.D., Warwick, R.M., Kirby, R., McGorrtty, S., Clarke, R.T., Pearson, B., Rispin, W.E., Durell, S.E.A., Rose, R.J. 1991. Towards predicting wading bird densities from predicted prey densities in a post-barrage Severn Estuary. *Journal of Applied Ecology*, 28, 1004-1026.
- Goss-Custard, J. D., Triplet, P., Sueur, F., West, A.D. 2006. Critical thresholds of disturbance by people and raptors in foraging wading birds. *Biological Conservation*, 127, 88-97.
- Goss-Custard, J.D., Stillman, R.A. 2008. Individual-based models and the management of shorebird populations. *Nature Resource Modeling*, 21, 3-71.
- Goss-Custard, J.D., Hoppe, C.H., Hood, M.J., Stillman, R.A. 2020. Disturbance does not have a significant impact on waders in an estuary close to conurbations: importance of overlap between birds and people in time and space. *Ibis*, 162, 845-862.
- Granadeiro, J. P., Dias, M. P., Martins, R. C., & Palmeirim, J. M. 2006. Variation in numbers and behaviour of waders during the tidal cycle: implications for the use of estuarine sediment flats. *Acta oecologica*, 29(3), 293-300.
- Green, R.E. 1986. The Management of Lowland Wet Grassland for Breeding Waders. Nature Conservancy Council, Sandy, 48 PP.
- Grzegorzczak, E., Caizergues, A., Eraud, C., Francesiaz, C., Le Rest, K., Guillemain, M. 2024. Demographic and evolutionary consequences of hunting of wild birds. *Biological Reviews*.
- Guetté, A. 2014. Influence de l'ancienneté et de la gestion des schorres de l'anse de l'Aiguillon sur la biodiversité associée ; La naturalité comme approche de conservation de la nature ? Mémoire de Master 2, Université de Nantes, Nantes, 67 PP.
- Guillemain, M. 2000. Analyse du comportement des Oies cendrées (*Anser anser*) hivernant en baie de l'Aiguillon durant l'hiver 1999-2000. Rapport d'étude ONCFS-CNRS, 21 PP.
- Guillemain, M., Fritz, H., Duncan, P. 2002. The importance of protected areas as nocturnal feeding grounds for dabbling ducks wintering in western France. *Biological Conservation*, 103(2), 183-198.
- Guillemain, M., Vallecillo, D., Grzegorzczak, E., Mouronval, J. B., Gauthier-Clerc, M., Tamisier, A., Champagnon, J. 2021. Consequences of shortened hunting seasons by the Birds Directive on late winter teal *Anas crecca* abundance in France. *Wildlife Biology*, 2021(3).
- Hanse, B. 2022. Effects of hunting frequency on wintering waterfowl abundance using UAVs. Doctoral dissertation, Auburn University, Auburn, 77 PP.
- Hill, D. A., Hockin, D., Price, D. J., Tucker, G., Morris, R., Treweek, J. 1997. Bird disturbance: improving the quality and utility of disturbance research. *Journal of Applied Ecology*, 34, 275-288.
- Hilton, G.M., Ruxton, G.D., Cresswell, W., 1999. Choice of feeding area with respect to predation risk in Redshanks: the effects of weather and predator activity. *Oikos*, 87, 295-302.
- Hume, R., Lesaffre, G., Duquet, M., 2016. Oiseaux de France et d'Europe. Larousse, Paris, 456 PP.
- Issa, N., Muller, Y. 2015. Atlas des oiseaux de France métropolitaine, Nidification et présence hivernale, Volume 1 : des Anatidés aux Alcidés. Delachaux et Niestlé, Paris, 687 PP.
- Jarvis, P. J. 2005. Reactions of animals to human disturbance, with particular reference to flight initiation distance. *Recent Research Developments in Ecology*, 3, 1-20
- Jeffery, R.G., Scott, H.A. 2005. Breeding success of african oystercatchers *Haematopus moquini* at cape Agulhas, Western cape, from 1978/79 to 2001/02. *Ostrich*, 76, 8-13.
- Joensen, A.H., Madsen, J. 1985. Waterfowl and raptors wintering in wetlands of Western Greece, 1983-85. *Natura Jutlandica*, 21, 169-200.
- Jóhannesdóttir, L., Gill, J.A., Alves, J.A., Brink, S.H., Arnalds, Ó., Méndez, V., Gunnarsson, T.G. 2019. Interacting effects of agriculture and landscape on breeding wader populations. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 272, 246-253.
- Jolkkonen, J., Gaston, K.J., Troscianko, J. 2023. Artificial lighting affects the landscape of fear in a widely distributed shorebird. *Communications Biology*, 6(1), 131.
- Jomat, L., Guenneteau, S. 2011. Réserve Naturelle Nationale de Moëze-Oléron, Évaluation de l'incidence de la pêche à pied professionnelle sur les populations d'oiseaux d'eau « Banc de Bellevue ». LPO BirdLife France - Service Espaces Protégés, 65 PP.
- Jourdan, C. 2021. Selection of habitats by two closely-related shorebird species wintering on the French Atlantic coast. Thèse de doctorat, Université de La Rochelle, La Rochelle, 253 PP.
- Joyeux, E., Corre, F. 2013. Plan de gestion 2013 – 2022 RNN baie de l'Aiguillon, 250 PP.
- Kear, J., Hulme, M. 2005. Ducks, Geese and Swans, Volume 1, General chapters, and Species accounts (Anhimas to Salvadorina). Oxford University Press, Oxford, 446 PP.
- Kirby, J.S., Clee, C., Seager, V. 1993. Impact and extent of recreational disturbance to wader roosts on the Dee estuary: some preliminary results. *Wader Study Group Bulletin*, 68, 53-58.
- Kleijn, D., Schekkerman, H., Dimmers, W.J., Van Kats, R.J.M., Melman, D., Teunissen, W.A. 2010. Adverse effects of agricultural intensification and climate change on breeding habitat quality of Black-tailed Godwits *Limosa l. limosa* in the Netherlands. *Ibis*, 152, 475-486.
- Klein, M.L., Humphrey, S.R., Percival, H.F. 1995. Effects of ecotourism on distribution of waterbirds in a wildlife refuge. *Conservation biology*, 9, 1454-1465.
- Koch, S. L., Paton, P. W. 2014. Assessing anthropogenic disturbances to develop buffer zones for shorebirds using a stopover site. *The Journal of Wildlife Management*, 78, 58-67.
- Korschgen, C.E., George, L.S., Green, W.L. 1985. Disturbance of diving ducks by boaters on a migrational staging area. *Wildlife Society Bulletin*, 13, 290-296.
- Lagrange, P. 2022. Étude sur l'utilisation de la baie de l'Aiguillon et des marais périphériques par les anatidés hivernants. OFB-LPO. Rapport d'étude Life Baie de l'Aiguillon, 69 PP.

- Laursen, K., Kahlert, J., Frikke, J. 2005. Factors affecting escape distances of staging waterbirds. *Wildlife Biology*, 11, 13-19.
- Le Corre, N. 2009. Le dérangement de l'avifaune sur les sites naturels protégés de Bretagne : état des lieux, enjeux et réflexions autour d'un outil d'étude des interactions hommes/oiseaux. Thèse de doctorat, Université de Bretagne occidentale, Brest, 537 PP.
- Leprince, R., Joyeux, E., Francesiaz, C. 2024. Suivi du dérangement des oiseaux d'eau côtiers au sein du Parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis. PNMEGMP. [en cours d'écriture].
- Leu, M., Thompson, C. W. 2002. The potential importance of migratory stopover sites as flight feather molt staging areas: a review for neotropical migrants. *Biological Conservation*, 106, 45-56.
- Lilleyman, A., Franklin, D. C., Szabo, J. K., Lawes, M. J. 2016. Behavioural responses of migratory shorebirds to disturbance at a high-tide roost. *Emu-Austral Ornithology*, 116(2), 111-118.
- Livezey, K.B., Fernandez-Juricic, E., Blumstein, D.T. 2016. Database of bird flight initiation distances to assist in estimating effects from human disturbance and delineating buffer areas. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 7, 181-191.
- Lourenço, P.M., Silva, A., Santos, C.D., Miranda, A. C., Granadeiro, J.P., Palmeirim, J.M. 2008. The energetic importance of night foraging for waders wintering in a temperate estuary. *Acta Oecologica*, 34(1), 122-129.
- Madge, S., Burn, H., Cuisin, M., Zucca, M., Biehlmann, B., Porlier, B., Wender, M. 2006. Guide des canards des oies et des cygnes. Delachaux et Niestlé, Paris, 304 PP.
- Madsen, J. 1980. Forekomst, habitatvalg og overnatning hos Kortnæbbet Gås *Anser brachyrhynchus* på Tipperne 1972-1978. (In Danish with English summary: Occurrence, habitat selection and roosting by Pink-footed Geese *Anser brachyrhynchus* at Tipperne, 1972-1978.). *Dansk ornitologisk Forenings Tidsskrift*, 74, 45-58.
- Madsen, J. 1985. Impact of disturbance on field utilization of pink-footed geese in West Jutland, Denmark. *Biological Conservation*, 33, 53-63.
- Madsen, J. 1988. Autumn feeding ecology of herbivorous wildfowl in the Danish Wadden Sea, and impact of food supplies and shooting on movements. *Danish Review of Game Biology*, 13, 1-32.
- Madsen, J. 1995. Impacts of disturbance on migratory waterfowl. *Ibis*, 137, 67-74.
- Madsen, J., Fox, A. D. 1995. Impacts of hunting disturbance on waterbirds-a review. *Wildlife biology*, 1(4), 193-207.
- Madsen, J. 1998a. Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. I. Baseline assessment of the disturbance effects of recreational activities. *Journal of Applied Ecology*, 35, 386-397.
- Madsen, J. 1998b. Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. II. Tests of hunting disturbance effects. *Journal of Applied Ecology*, 35, 398-417.
- Mainguy, J., Bêty, J., Gauthier, G., Giroux, J.F. 2002. Are body condition and reproductive effort of laying greater snow geese affected by the spring hunt?. *The Condor*, 104(1), 156-161.
- Maison, E. 2009. Référentiel pour la gestion dans les sites Natura 2000 en mer, Tome 1, Sports et loisirs en mer. Agence des aires marines protégées, 224 PP.
- Mansi, F., Cannone, E. S. S., Caputi, A., De Maria, L., Lella, L., Cavone, D., Vimercati, L. 2019. Occupational exposure on board fishing vessels: Risk assessments of biomechanical overload, noise and vibrations among worker on fishing vessels in Southern Italy. *Environments*, 6, 127.
- Marchegay, D., Tesson, J.L. 1999. Les oiseaux d'eau dans la Réserve Naturelle de la Baie de l'Aiguillon : Étude du dérangement. *Non-publié*, ONCFS-MATE, 40PP.
- Marsh, R.E., Erickson, W.A., Salmon, T.P. 1991. Bird hazing and frightening methods and techniques (with emphasis on containment ponds). *Other Publications in Wildlife Management*, 233 PP.
- Martin, G.R. 2009. What is binocular vision for? A birds' eye view. *Journal of Vision*, 9(11), 14-14.
- Martins, R.C., Catry, T., Rebelo, R., Pardal, S., Palmeirim, J.M., Granadeiro, J.P. 2015. Contrasting estuary-scale distribution of wintering and migrating waders: the potential role of fear. *Hydrobiologia*, 768, 211-222.
- Mason, L. 2019. Conservation management for lowland breeding waders in the UK. Doctoral dissertation, University of East Anglia, 252 PP.
- Mayer, M., Natusch, D., Frank, S. 2019. Water body type and group size affect the flight initiation distance of European waterbirds. *PLoS One*, 14(7), e0219845.
- Mayo, T.W., Paton, P.W., August, P.V. 2015. Responses of birds to humans at a coastal barrier beach: Napatree Point, Rhode Island. *Northeastern Naturalist*, 22(3), 501-512.
- McCleave, J. D., Kleckner, R. C. 1982. Selective tidal stream transport in the estuarine migration of glass eels of the American eel (*Anguilla rostrata*). *ICES Journal of Marine Science*, 40, 262-271.
- Modéran, J. 2005. Mise en place et validation de protocoles d'étude et de quantification du dérangement en baie de l'Aiguillon. Université de La Rochelle, La Rochelle, 19 PP.
- Moussy, C., Quaintenne, G., Gaudard, C. 2022. Comptage des Oiseaux d'eau à la mi-janvier en France. Résultats 2022 du comptage Wetlands International. LPO BirdLife France - Service Connaissance, Wetlands International, Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires, Rochefort, 30 PP & annexes 101 PP.
- Müllner, A., Linsenmair, K.E., Wikelski, M. 2004. Exposure to ecotourism reduces survival and affects stress response in hoatzin chicks (*Opisthocomus hoazin*). *Biological Conservation*, 118, 549-558.
- Murphy, W.J., Tubbs, R.L. 2007. Assessment of Noise Exposure for Indoor and Outdoor Firing Ranges. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, 4(9), 688-697.

- Myers, J.P., Morrison, R.I.G., Antas, P.Z., Harrington, B.A., Lovejoy, T.E., Sallaberry, M., Senner, S.E., Tarak, A. 1987. Conservation strategy for migratory species. *American Science*, 75, 19-26.
- Nicholls, R.J., Hoozemans, F.M.J., Marchand, M. 1999. Increasing flood risk and wetland losses due to global sea-level rise: regional and global analyses. *Global Environmental Change*, 9, 69-87.
- Ortega, C. P. 2012. Chapter 2: Effects of noise pollution on birds: a brief review of our knowledge. *Ornithological Monographs*, 74, 6-22.
- Owen, N.W. 1977. Responses of wintering Brent Geese to human disturbance. *Wildfowl*, 28(28), 5-14.
- Owen, M., Williams, G. 1976. Winter distribution and habitat requirements of Wigeon in Britain. *Wildfowl*, 27, 83-90.
- Quan, R.C., Wen, X., Yang, X. 2002. Effects of human activities on migratory waterbirds at Lashihai Lake, China. *Biological Conservation*, 108, 273-279.
- Palumbo, M.D., Petrie, S.A., Schummer, M., Rubin, B.D., Bonner, S. 2019. Mallard resource selection trade-offs in a heterogeneous environment during autumn and winter. *Ecology and evolution*, 9(4), 1798-1808.
- Pease, M.L., Rose, R.K., Butler, M.J. 2005. Effects of human disturbances on the behavior of wintering ducks. *Wildlife Society Bulletin*, 33, 103-112.
- Pe'er, G., Dicks, L.V., Visconti, P., Arlettaz, R., Báldi, A., Benton, T.G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R.D., Hartig, F., Henle, K., Hobson, P.R., Kleijn, D., Neumann, R.K., Robijns, T., Schmidt, J., Schwartz, A., Sutherland, W.J., Turbé, A., Wulf, F., Scott, A.V. 2014. EU agricultural reform fails on biodiversity. Extra steps by Member States are needed to protect farmed and grassland ecosystems. *Science*, 344, 1090-1092.
- Pfister, C., Harrington, B.A., Lavine, M. 1992. The impact of human disturbance on shorebirds at a migration staging area. *Biological Conservation*, 60, 115-126.
- Pearce-Higgins, J. W., Brown, D. J., Douglas, D. J., Alves, J. A., Bellio, M., Bocher, P., Buchanan, G. M., Clay, R. P., Conklin, J., Crockford, N., Dann, P., Elts, J., Friis, C., Fuller, R. A., Gill, J. A., Gosbell, K., Johnson, J. A., Marquez-Ferrando, R., Masero, J. A., Melville, D. S., Millington, S., Minton, C., Mundkur, T., Nol, E., Pehlak, H., Piersma, T., Robin, F., Rogers, D. I., Ruthrauff, D. R., Senner, N. R., Shah, J. N., Sheldon, R. D., Soloviev, S. A., Tomkovich, P. S., Verkuil, Y. I. 2017. A global threats overview for Numenius populations: synthesising expert knowledge for a group of declining migratory birds. *Bird Conservation International*, 27(1), 6-34.
- Platteeuw, M., Henkens, R. 1997. Possible impacts of disturbance to waterbirds: individuals, carrying capacity and populations. *Wildfowl*, 48, 225- 236.
- Quinn, J.L., Whittingham, M.J., Butler, S.J., Cresswell, W. 2006. Noise, predation risk compensation and vigilance in the chaffinch *Fringilla coelebs*. *Journal of Avian Biology*, 37, 601-608.
- Ramli, R., Norazlimi, N.A. 2017. The effects of disturbance on the abundance and foraging behaviour of shorebirds and waterbirds in the tropical mudflat areas. *Sains Malaysiana*, 46, 365-372.
- Regel, J., Pütz, K. 1997. Effect of human disturbance on body temperature and energy expenditure in penguins. *Polar Biology*, 18, 246-253.
- Richardson, C.T., Miller, C.K. 1997. Recommendations for protecting raptors from human disturbance: a review. *Wildlife Society Bulletin*, 25, 634-638.
- Rodgers, J.A., Smith, H.T. 1997. Buffer zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from human in Florida. *Wildlife Society Bulletin*, 25, 1-39.
- Rodgers, J.A., Schwikert, S.T. 2002. Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. *Conservation Biology*, 16, 216-224.
- Rousselle, C. 2006. Étude du dérangement des oiseaux d'eau en baie de l'Aiguillon. Rapport de stage, 55 PP.
- Santerre, S. 2006. La pêche à la civelle dans l'Adour. *Neptunus*, 12(2), 1-22.
- Santos, C.D., Miranda, A.C., Granadeiro, J.P., Lourenço, P.M., Saraiva, S., Palmeirim, J.M. 2010. Effects of artificial illumination on the nocturnal foraging of waders. *Acta Oecologica*, 36, 166-172.
- Scarton, F. 2018. Disturbance of non-breeding waders by pedestrians and boats in a Mediterranean lagoon. *Ardeola*, 65(2), 209-220.
- Schmaljohann, H., Eikenaar, C., Sapir, N. 2022. Understanding the ecological and evolutionary function of stopover in migrating birds. *Biological Reviews*, 97, 1231-1252.
- Schmaltz, L., Quaintenne, G., Gaudard, C., Dalloyau, S. 2020. Comptage des Oiseaux d'eau à la mi-janvier en France. Résultats 2020 du comptage Wetlands International. LPO BirdLife France - Service Connaissance, Wetlands International, Ministère de la Transition écologique et solidaire, Rochefort, 14 PP & annexes 101 PP.
- Schmidt, J.U., Eilers, A., Schimkat, M., Krause-Heiber, J., Timm, A., Siegel, S., Nachtigall, W., Kleber, A. 2017. Factors influencing the success of within-field AES fallow plots as key sites for the Northern Lapwing *Vanellus vanellus* in an industrialised agricultural landscape of Central Europe. *Journal for Nature Conservation*, 35, 66-76.
- Schwartzkopff, J. 1955. On the hearing of birds. *The Auk*, 4, 340-347.
- Sergio, F., Tavecchia, G., Tanferna, A., Blas, J., Blanco, G., Hiraldo, F. 2019. When and where mortality occurs throughout the annual cycle changes with age in a migratory bird: individual vs population implications. *Scientific Reports*, 9, 17352.
- Sexton, C. 2017. Influence of the disturbance on shorebird behaviour. Cork: Community-Academic Research Links, University College Cork.
- Slabbekoorn, H., Ripmeester, E.A. 2008. Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. *Molecular Ecology*, 17, 72-83.

- Smit, C.J., Visser, G.J.M. 1993. Effects of disturbance on shorebirds: a summary of existing knowledge from the Dutch Wadden Sea and Delta area. *Wader Study Group Bulletin*, 68, 6-19.
- Smith, V.H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10, 126-139.
- Stillman, R.A., Goss-Custard, J.D. 2002. Seasonal changes in the response of oystercatchers *Haematopus ostralegus* to human disturbance. *Journal of Avian Biology*, 33, 358-365.
- Stillman, R.A., West, A.D., Caldow, W.G., Durell, S.E.A. 2007. Predicting the effect of disturbance on coastal birds. *Ibis*, 149, 73-81.
- Svensson, L., Mullarney, K., Zetterströme, D., 2014. Le guide ornitho. Delachaux et Niestlé, Trento, 448 PP.
- Swarthout, E.C.H., Steidl, R.J. 2001. Flush responses of Mexican spotted owls to recreationists. *Journal of Wildlife Management*, 65, 312-317.
- Swennen, C., Leopold, M.F., de Bruijn, L.L.M. 1989. Time-stressed oystercatchers, *Haematopus ostralegus*, can increase their intake rate. *Animal Behaviour*, 38, 8-22.
- Tamisier, A., Dehorter, O. 1999. Camargue, canards et foulques, fonctionnement et devenir d'un prestigieux quartier d'hiver. Centre Ornithologique du Gard, Nîmes, 369 PP.
- Tamisier, A., Bechet, A., Jarry, G., Lefeuvre, J.C., Le Maho, Y. 2003. Effets du dérangement par la chasse sur les oiseaux d'eau : revue de littérature. *Revue d'Ecologie (Terre vie)*, 58, 435-449
- Tätte, K., Möller, A. P., Mänd, R. 2018. Towards an integrated view of escape decisions in birds: relation between flight initiation distance and distance fled. *Animal behaviour*, 136, 75-86.
- Thiessen, G. J., Shaw, E. A. G., Harris, R. D., Gollop, J. B., Webster, H. R. 1957. Acoustic irritation threshold of Peking ducks and other domestic and wild fowl. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 29(12), 1301-1306.
- Thomas, K., Kvitek, R.G., Bretz, C. 2003. Effects of human activity on the foraging behavior of sanderlings *Calidris alba*. *Biological Conservation*, 109, 67-71.
- Thompson, J., Gavin, H., Refsgaard, A., Sørensen, H.R., Gowing, D. 2009. Modelling the hydrological impacts of climate change on UK lowland wet grassland. *Wetlands Ecology and Management*, 17, 503-523.
- Trille, M. 2005. Suivi de l'Oie cendrée et de la Bernache cravant & Amélioration de la gestion des prés salés de la baie de l'Aiguillon. Rapport de stage, 42 PP.
- Triplet, P., Schricke, V. 1998. Les facteurs de dérangement des oiseaux d'eau : synthèse bibliographique des études abordant ce thème en France. *Bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse*, 235, 20-27.
- Triplet, P., Le Drean-Quenec'Hdu, S., Mahéo, R. 2000. Incidence des infrastructures portuaires et des activités humaines sur l'abondance et la répartition des limicoles sur le littoral français. In: *Journées de réflexion sur la restauration des écosystèmes côtiers* (eds : IFREMER). 243-255.
- Triplet, P., Sournia, A., Joyeux, E., Le Drean Quenec'Hdu, S. 2003. Activités humaines et dérangements : l'exemple des oiseaux d'eau. *Alauda*, 71, 305-316.
- Triplet, P., Méquin, N., Sueur, F. 2007. Prendre en compte la distance d'envol n'est pas suffisant pour assurer la quiétude des oiseaux en milieu littoral. *Alauda*, 75(3), 237-242.
- Triplet, P., Becuwe, E., Laurent, S., Brenon, D. 2019. Interpréter correctement la notion de dérangement pour améliorer la gestion des oiseaux d'eau. *Alauda*, 87(4), 297-304.
- Tronel, T. 2023. Effets de la chasse au gibier d'eau sur l'utilisation des zones humides par les oiseaux d'eau dans l'Hérault. Rapport de stage, CEFE, 26 PP.
- Väänänen, V. M. 2001. Hunting disturbance and the timing of autumn migration in *Anas* species. *Wildlife Biology*, 7, 3-9.
- Verger, F., Ghirardi, R. 2009. Zones humides du littoral français : estuaires, deltas, marais et lagunes. Éditions Belin, France, 448 PP.
- Verhulst, S., Oosterbeek, K., Ens, B.J. 2001. Experimental evidence for effects of human disturbance on foraging and parental care in oystercatchers. *Biological Conservation*, 101, 375-380.
- Vernelli, T. 2013. The complexity of neophobia in a generalist foraging corvid: the common magpie, *Pica pica*. Doctoral dissertation, University of Exeter, Exeter, 229 PP.
- Walker, B.G., Boersma, P.D., Wingfield, J.C. 2005. Field endocrinology and conservation biology. *Integrative Comparative Biology*, 45, 12-18.
- Wang, S., Zhou, L., Cai, J., Jiang, B., Xu, W. 2022. Behavioral Response of Bean Goose (*Anser fabalis*) to Simulated Ship Noises at Lake. *Animals*, 12, 465.
- Warren, P.S., Katti, M., Ermann, M., Brazel, A. 2006. Urban bioacoustics: it's not just noise. *Animal Behaviour*, 71, 491-502.
- Webb, N.V., Blumstein, D.T. 2005. Variation in human disturbance differentially affects predation risk assessment in western gulls. *The Condor*, 107, 178-181.
- Weimerskirch, H., Schaffer, S.A., Mabile, G., Martin, J., Boutard, O., Rouanet, J.L. 2002. Heart rate and energy expenditure of incubating wandering albatrosses: basal levels, natural variation, and the effects of human disturbance. *Journal of Experimental Biology*, 205, 475-483.
- Weller, M.W. 1988. Issues and approaches in assessing cumulative impacts on waterbird habitat in wetlands. *Environmental Management*, 12, 695-701.
- Weston, M.A., McLeod, E.M., Blumstein, D.T., Guay, P.J. 2012. A review of flight-initiation distances and their application to managing disturbance to Australian birds. *Emu-Austral Ornithology*, 112, 269-286.
- White-Robinson, R. 1982. Inland and saltmarsh feeding of wintering Brent Geese in Essex. *Wildfowl*, 33, 113-118.
- Whitfield, D. P., Ruddock, M., Bullman, R. 2008. Expert opinion as a tool for quantifying bird tolerance to human disturbance. *Biological Conservation*, 141, 2708-2717.

Williams, G., Hall, M. 1987. The loss of coastal grazing marshes in South and East England, with special reference to East Essex, England. *Biological Conservation*, 39, 243-253.

Wright, M.D., Goodman, P., Cameron, T.C. 2010. Exploring behavioural responses of shorebirds to impulsive noise. *Wildfowl*, 60, 150-167.

Yésou, P. 1992. Importance de la baie de l'Aiguillon et de la pointe d'Arçay (Vendée, France) pour les limicoles. *L'oiseau et la Revue Française d'Ornithologie*, 62, 213-233.

Zimmer, C., Boos, M., Petit, O., Robin, J. P. 2010. Body mass variations in disturbed mallards *Anas platyrhynchos* fit to the mass-dependent starvation-predation risk trade-off. *Journal of Avian Biology*, 41(6), 637-644.

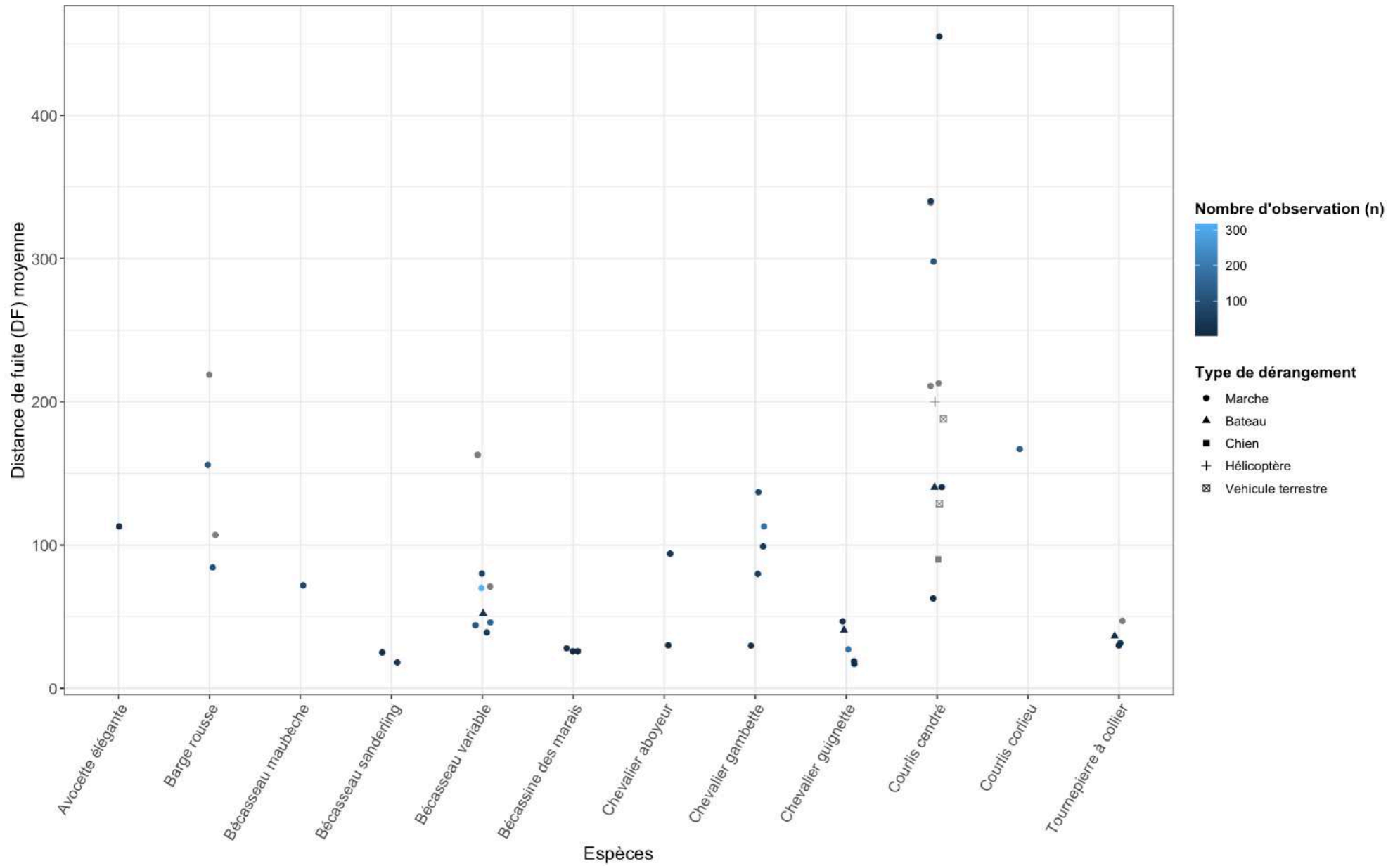


Vanneau huppé *Vanellus vanellus* - © Benoît Perrotin

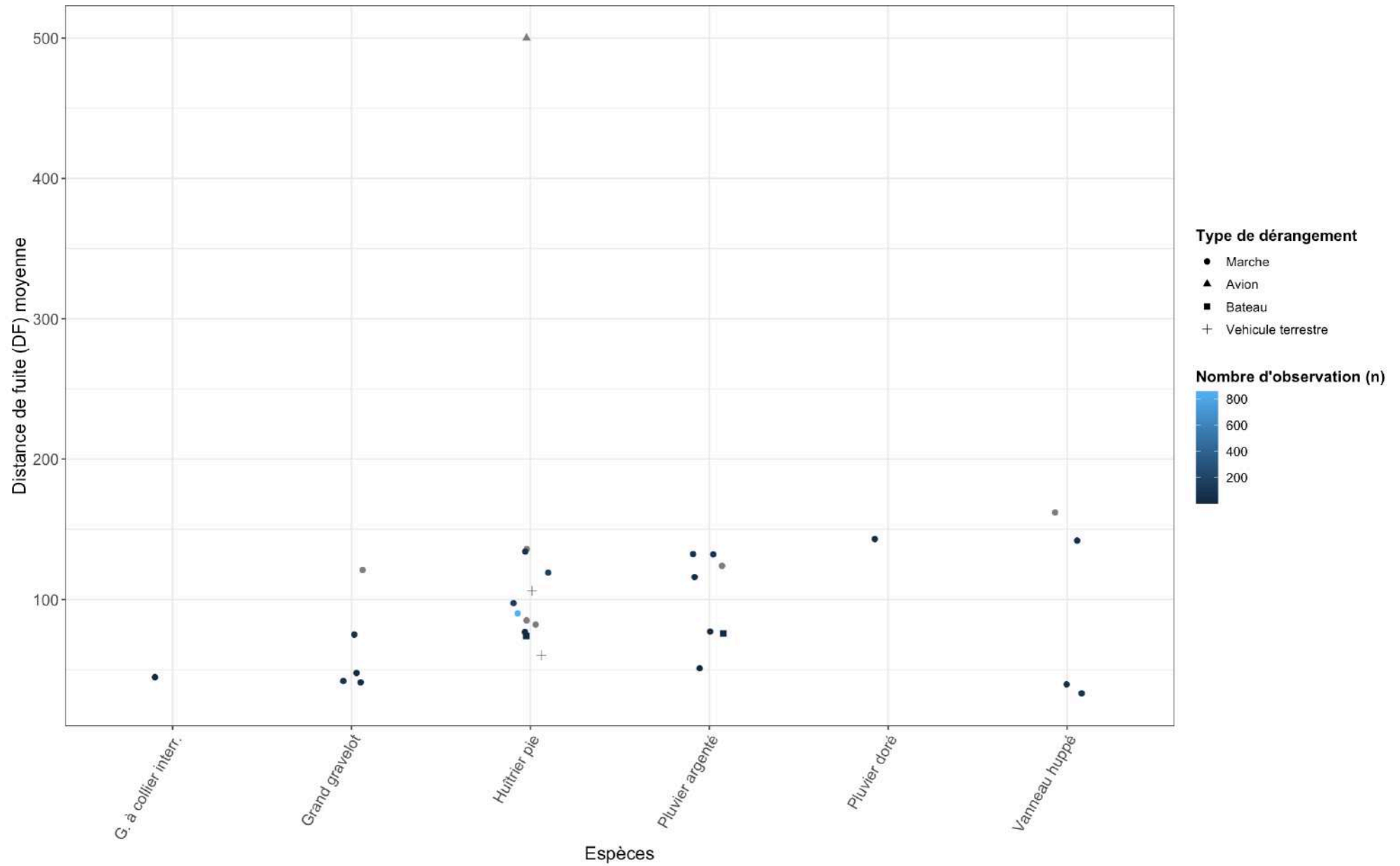
Annexes

Annexe I : Tableau récapitulatif des effectifs et seuils d'importance pour les espèces emblématiques de la Baie de l'Aiguillon (BA), Pointe d'Arcay (PA) et du Marais poitevin (MP). Le seuil d'importance nationale correspond à 1% de l'effectif national sur la moyenne 2017-2021 (bleu). Le seuil d'importance internationale correspond à 1% des effectifs de l'espèce ou sous-espèce (orange) (d'après Moussy *et al.*, 2022 : Synthèse Wetlands International).

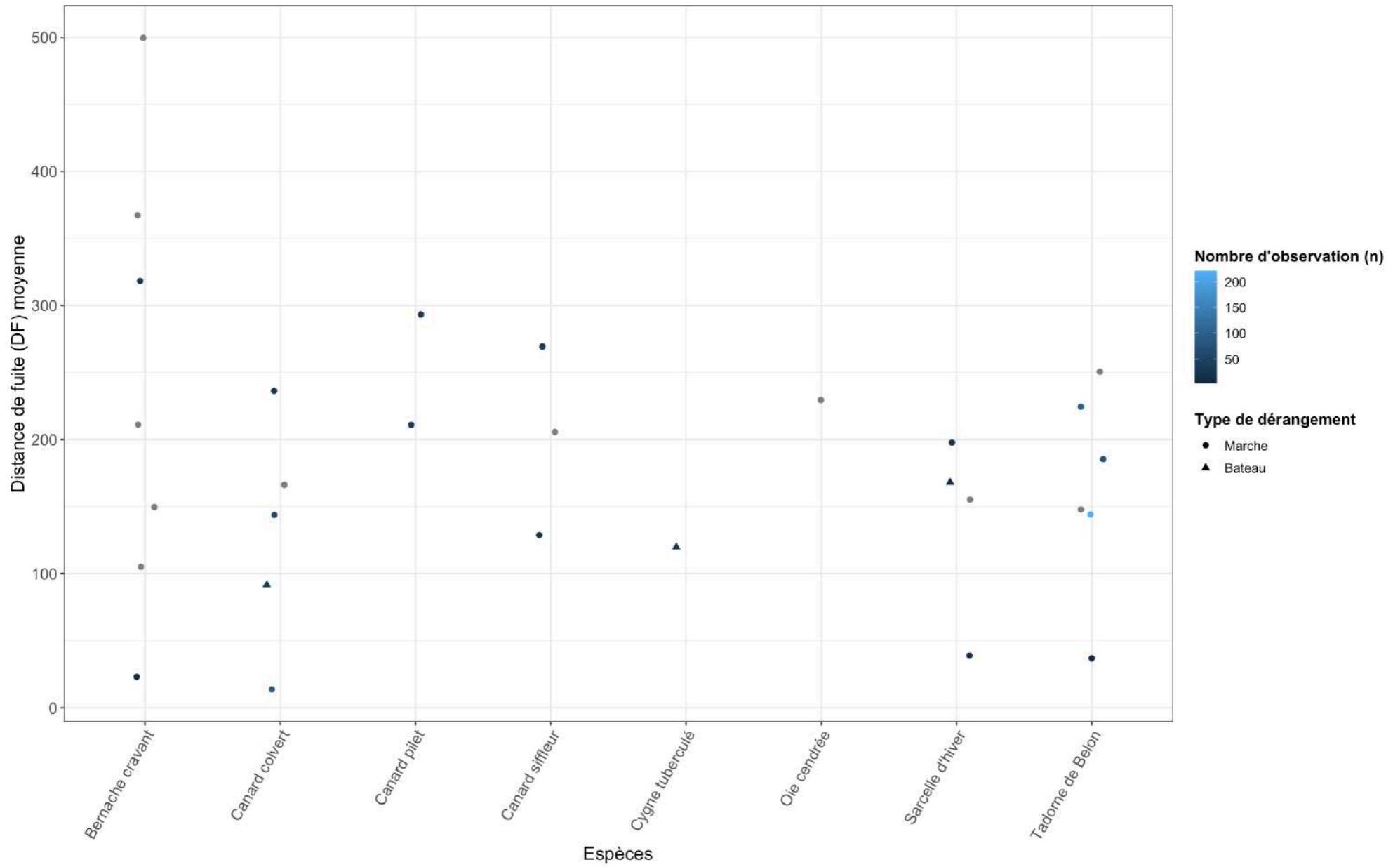
Site	Espèce	Nb comptabilisé (janvier 2022)	Classement français	% de l'effectif national	Seuil d'importance nationale	Seuil d'importance internationale
BA + PA	Bernache cravant (<i>Branta bernicla</i>)	5 114	7	5,04%	1 000	2 100
BA + PA	Tadorne de Belon (<i>Tadorna tadorna</i>)	7 434	2	12,71%	580	2 500
BA + PA	Canard pilet (<i>Anas acuta</i>)	1 881	3	8,44%	170	600
BA + PA	Avocette élégante (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	6 862	1	34,82%	210	940
BA + PA	Pluvier argenté (<i>Pluvialis squatarola</i>)	3 300	4	9,12%	330	2 000
BA + PA	Barge à queue noire (<i>Limosa limosa</i>)	8 031	1	23,28%	340	1 100
BA + PA	Bécasseau maubèche (<i>Calidris canutus</i>)	8 306	3	17,77%	450	5 300
BA + PA	Bécasseau variable (<i>Calidris alpina</i>)	21 505	3	6,90%	3 000	13 300
BA + PA	Oie rieuse (<i>Anser albifrons</i>)	6	8	1,22%	5	12 000
BA + PA	Oie cendrée (<i>Anser anser</i>)	629	8	4,45%	150	9 600
BA + PA	Canard colvert (<i>Anas platyrhynchos</i>)	4 006	10	1,80%	2 500	53 000
BA + PA+ MP	Pluvier doré (<i>Pluvialis apricaria</i>)	4 589	3	8,65%	580	9 400
BA + PA	Courlis cendré (<i>Numenius arquata</i>)	1 304	7	4,66%	270	7 600
BA + PA	Barge rousse (<i>Limosa lapponica</i>)	630	4	7,99%	75	1 500
BA + PA+ MP	Combattant varié (<i>Calidris pugnax</i>)	10	9	6,37%	3	22 000
MP	Vanneau huppé (<i>Vanellus vanellus</i>)	8 794	3	5,70%	2 200	72 300



Annexe II a : Synthèse graphique des distances de fuite issues de la littérature pour 10 espèces de Scolopacidés et 2 espèces de Recurvirostridés.



Annexe II b : Synthèse graphique des distances de fuite issues de la littérature pour 5 espèces de Charadriidés et 1 espèce d'Haematopodidés.



Annexe II c : Synthèse graphique des distances de fuite issues de la littérature pour 8 espèces d'Anatidés.