

Étude de faisabilité pour la mise en œuvre d'une surveillance nationale de la distribution et des impacts des macro-déchets sauvages sur le continuum fleuve – mer

Projet RiverSe

From the river to the sea

Gaëlle DARMON, Jeremy MANSUI, Céline FROMONT, Jean-Pascal ARNAUD

Association Human Initiatives to Save Animals, 65 rue Saint-Jean 33800 Bordeaux

contact@hisaproject.org ; gaelle.darmon@ecomail.fr

Septembre 2020



HISA
Human Initiative to Save Animals



Résumé

Les déchets sont connus pour être omniprésents. L'écrasante majorité des recherches sur leur distribution est conduite en mer, où ils impactent un très grand nombre d'espèces, essentiellement par ingestion et emmêlement. Pourtant, la plupart des déchets provient de la terre, véhiculés jusqu'en mer par les cours d'eau notamment, et la plus grande partie reste piégée dans l'environnement terrestre. Le projet RiverSe (from the River to the Sea) est né de ce constat de la nécessité d'agir dès l'origine, et d'acquérir des connaissances sur les déchets en amont de la mer, dans les écosystèmes dulçaquicoles et terrestres.

Ce rapport a pour objectif d'évaluer la faisabilité de la mise en œuvre d'une surveillance de la distribution des déchets (sources, flux, accumulation) et de leurs impacts sur la faune le long du continuum Fleuve-Mer. Cette surveillance doit pouvoir évaluer l'efficacité des mesures de restauration mises en œuvre, ciblant autant les entrants de nouveaux déchets (e.g. sensibilisation, changements de consommation/comportement) que les interventions sur les zones d'accumulation et de diffusion (e.g., nettoyages). Nous avons ciblé les macro-déchets (> 5 mm), notamment parce qu'ils sont largement moins étudiés que les micro-déchets. De plus, les interventions semblent plus envisageables sur les macro-déchets, dont beaucoup sont amenés à se fragmenter, plutôt que sur les micro-déchets pour lesquels les précautions d'évitement des contaminations rendent les manipulations difficilement accessibles à un grand nombre d'acteurs. Nous avons effectué une revue de la littérature internationale incluant les articles publiés jusqu'en été 2020 et nous avons interrogé des experts français afin : i) d'effectuer un état des lieux de la pollution, ii) de comparer les méthodologies permettant une collecte de données standards, comparables, et iii) d'évaluer les dispositifs et les réseaux d'acteurs pouvant éventuellement être mobilisés dans la surveillance, incluant la société civile.

Nous avons recensé 60 publications portant sur la distribution des déchets dans les cours d'eau. Très peu d'études comparent plusieurs sites et plusieurs périodes. De plus, la disparité des méthodes employées par les auteurs rend les résultats difficilement comparables pour effectuer un état des lieux global précis. La pollution aux macro-plastiques apparaît bien plus importante dans les fleuves asiatiques que dans les fleuves européens, où elle est malgré tout très forte. Diverses estimations de flux de déchets sont présentées dans le rapport. La distribution des déchets (origine, flux, accumulation, caractéristiques) dépend de divers facteurs naturels (débit, crues, végétation, pente, vent...) et anthropiques (distance aux zones urbanisées, agricoles ou industrielles, nettoyages...). Les méthodologies employées pour observer et éventuellement collecter et caractériser les déchets en surface, dans la colonne d'eau et le fond, sont comparées, également en s'inspirant des approches employées en mer. Elles impliquent des barrières (e.g., filets, barrages flottants), des observations visuelles (e.g., au-dessus de ponts, le long de transects parcourus à pied le long des berges ou en embarcation, type kayak ou zodiac) ou des ramassages (e.g. menés par des citoyens ou des pêcheurs), et des technologies nouvelles sont en cours de développement (e.g., détection automatique ; caractérisation par drones, avions ou satellites).

Plus de 200 cas d'interactions de la faune avec les macro-déchets ont été recensés parmi les oiseaux, les poissons, les amphibiens et reptiles et les mammifères. Très peu d'études ont été menées en Europe, mais de nombreuses espèces étudiées y sont présentes. Les interactions les plus fréquemment observées sont des emmêlements, des captures accidentelles, des ingestions, et chez les oiseaux, l'utilisation de déchets pour la construction de nids. L'analyse de la littérature par taxon et les observations de la Ligue de Protection des Oiseaux de la région Auvergne Rhône-Alpes ont permis d'évaluer les espèces concernées, les déchets en cause et les impacts sur la santé des individus (mortalité, impacts indirects sur la condition corporelle, e.g., amaigrissement, blessures, amputation,

toxicité...). Plusieurs facteurs influencent les impacts observés, autant intrinsèques (e.g., niche alimentaire) qu'extrinsèques (e.g., disponibilité des ressources naturelles, degré d'anthropisation). L'évaluation des interactions faune-déchets provient rarement de protocoles dédiés mais plutôt d'observations opportunistes, rendant les analyses peu comparables pour effectuer un état des lieux précis. Cependant, les études publiées démontrent bien les impacts graves des déchets sur la faune terrestre et des cours d'eau et leurs possibles effets en cascade. Plusieurs méthodologies pourraient être déployées pour mieux évaluer ces interactions (e.g., analyse du régime alimentaire, recensements systématiques (à pied, par drone...)). De nombreux protocoles déjà existants pourraient prendre en compte la prospection des déchets à moindre coût, e.g., recensements de populations ou de nids. Les taxons/espèces sentinelles potentiels sont évalués au regard des études publiées et des avis d'experts.

Plusieurs acteurs (chercheurs, associations, gestionnaires, industriels, scolaires...) pourraient être mobilisés pour observer, collecter et caractériser les déchets et leurs impacts, en adaptant les protocoles selon les moyens disponibles, et en tenant compte des enjeux de chacun. En plus de l'acquisition de connaissances et des actions concrètes et diverses pouvant être mises en œuvres, les approches participatives contribuent aux prises de conscience et aux changements comportementaux. Il existe de multiples initiatives pour collecter les déchets certaines visant aussi leur revalorisation.

Ce premier état des lieux démontre un réel besoin d'études dédiées et systématisées à l'analyse de la distribution et des impacts des déchets, couplant éventuellement les macros et les micro-déchets. Il s'agit de définir des protocoles standards, adaptés aux objectifs fixés et aux moyens de chaque acteur, et de mobiliser des réseaux harmonisés. De nombreuses méthodologies pourraient être mises en œuvre avec les gestionnaires et industriels, à moindre coût, en bénéficiant des moyens et expertises déjà disponibles. Beaucoup d'approches accessibles au plus grand nombre, incluant les citoyens ou plus spécifiquement les scolaires (e.g. partage d'observation/photos, nettoyages, recherche participative...), pourraient fournir des connaissances permettant de cibler les moyens, les zones et les leviers d'intervention. Le rapport propose quelques perspectives d'études et de recherche en ce sens.

Face à l'ampleur démontrée des impacts des déchets en mer, et à l'évidence de leur origine et de leur accumulation en milieu terrestre, les études et les actions sur tous les milieux, aquatiques et terrestres, apparaissent fondamentales, et urgentes.

Cette étude a été financée par le Ministère de la transition écologique et solidaire sur l'année 2020.

Table des matières

Résumé	1
Liste des Figures	4
Liste des tableaux	5
DEFINITIONS	6
CONTEXTE	6
Partie 1. Distribution des macro-déchets dans les cours d'eau	9
1.1. Introduction.....	9
1.2. Revue de littérature – état des lieux des études scientifiques traitant de la pollution macro-plastique dans les eaux intérieures	9
1.2.1. Recherches menées à l’international.....	9
1.2.2. La spécificité de la France.....	16
1.3. Protocoles pour la collecte de données standards.....	21
1.3.1. Revue de littérature	22
1.3.2. Approches employées en mer	31
1.3.3. Discussion des protocoles.....	35
1.4. Les acteurs de la surveillance	40
1.4.1. Les laboratoires de recherche et les experts	40
1.4.2. Gestionnaires, collectivités et industriels	41
1.4.3. Implication des citoyens grâce à des programmes de sciences participatives	44
1.5. Recommandations.....	51
1.6. Perspectives.....	52
1.6.1. Coupler données empiriques et couches cartographiques. Exemple sur le bassin de l’Adour. Etude en partenariat avec SurfRider Foundation Europe.	52
1.6.2. Simulation du transport des déchets flottants aux embouchures de fleuves	56
Partie 2. Impacts des déchets sur la faune des cours d'eau	60
2.1. Introduction.....	60
2.2. Méthode.....	62
2.3. Résultats pour les poissons d’eau douce.....	63
2.3.1. Revue de littérature	63
2.3.2. Méthodologies	64
2.3.3. Facteurs influençant l’ingestion de déchets.....	65
2.3.4. Recommandations.....	65
2.4. Résultats pour les amphibiens et reptiles.....	66
2.4.1. Revue de littérature	66
2.4.2. Méthodologies d’évaluation	67
2.4.3. Impacts des déchets sur les individus et facteurs de risque	68
2.4.4. Analyse et recommandations.....	69
2.5. Résultats pour les oiseaux	70
2.5.1. Revue de littérature	70
2.5.2. Données empiriques : Observations participatives partagées par la Ligue de Protection des Oiseaux Auvergne Rhône-Alpes	73
2.5.3. Méthodologies d’évaluation	74
2.5.4. Impacts des déchets sur les oiseaux et facteurs de risque	79
2.5.6. Analyse et recommandations.....	82
2.6. Mammifères	82
2.6.1. Revue de littérature	82
2.6.2. Méthodologies d’évaluation des impacts des déchets	83
2.6.3. Impacts sur la santé et facteurs de risque.....	84
2.6.4. Recommandations.....	84
2.7. Analyse générale.....	85
2.7.1. Contraintes	85
2.7.2. Protocoles.....	86

2.7.3. Bancarisation	87
2.7.4. Acteurs	87
2.7.5. Quelles espèces pertinentes ?	88
2.8.6. Perspectives	91
3. Remerciements	91
4. Références	92
5. Annexes	105
5.1. Estimation du transport de plastique	105
5.2. Estimation de la composition en plastique	106
5.3. Densités des différents types de plastique	107
5.4. Exemples d'initiatives de nettoyage et ramassage de déchets	108
5.5. Exemples d'initiatives de recyclage et revalorisation des déchets sauvages	110
5.6. Cartes géographiques rassemblées pour l'étude des facteurs déterminant les sources et les zones d'accumulation de macro-déchets sur le bassin de l'Adour	115
5.6.1. Exemples de cartes employées	115
5.6.2. Liste des cartes employées pour l'étude sur le bassin de l'Adour	116
5.7. Littérature traitant des impacts des déchets sur les amphibiens-reptiles	117
5.8. Revue de littérature des impacts des déchets sur les oiseaux	127
5.9. Liste des espèces d'oiseaux dont les bénévoles de la LPO AURA ont observé une interaction avec des déchets synthétiques	133
5.10. Résultat de la littérature pour les mammifères	134

Liste des Figures

Figure 1. Principaux fleuves en France ayant fait l'objet d'études sur la pollution macro-plastique	16
Figure 2. Échantillonnage avec filet Manta en rivière, d'après Sadri et al., 2014	22
Figure 3. Exemple de barrage flottant installé sur la Seine, photo d'après Tramoy R. et al., 2019	23
Figure 4. Exemple de photos de déchets prises par un drone aérien, d'après Geraeds et al. (2019).	25
Figure 5. Expérience menée sur la plage de Limassol sur l'île de Chypre. A gauche, panneau de 3 x 10 m de bouteilles plastiques ; au Centre, image fournie par une caméra infrarouge ; à Droite, images fournie par le satellite Sentinel 2 (Koumi et al., date non précisée)	27
Figure 6. Déchets capturés par un filet fixé sur le fond de la Thames, d'après Morritt et al. (2014)	30
Figure 7. Positionnement et largeur de bande d'observation des macro-déchets flottants depuis un ferry (MedSeaLitter, 2019)	32
Figure 8. Evaluation de l'angle d'observation (MedSeaLitter, 2019)	32
Figure 9. Exemple de positionnement des observateurs sur petits et moyens bateaux (MedSeaLitter, 2019) ...	33
Figure 10. Positionnement des observateurs et de la bande observée sur petits et moyens bateau (MedSeaLitter, 2019)	33
Figure 11. Déchets enfuis dans la vase (lingettes) ou enchevêtrés dans la végétation aux abords d'un cours d'eau (photos prises à la sortie d'une canalisation sur un site du Grand Lyon).	39
Figure 12. Déchets retenus sur la centrale hydroélectrique de Pierre Bénite gérée par la Compagnie Nationale du Rhône (Images de gauche et du milieu partagées par Marie Béarez & Philippe Jonin, CNR ; Image de droite tirée de Alcyon, 2019)	42
Figure 13. Des lingettes sont retenues par la végétation à la sortie d'un écrêteur de crues dans le Grand Lyon (Visite avec M. Hervé, Métropole de Lyon).	43
Figure 14. Un exemple de filet de retenue de déchets proposé par l'entreprise Pollustock (https://www.pollustock.com/vinci-autoroutes-l-exemplarite-environnementale/)	43
Figure 15. Une opération de nettoyage sur le Rhône, dans la Confluence de Lyon, en Octobre 2019 organisée par l'association Un Océan de Vie. Plongeurs et piétons se sont succédés pour ramasser plusieurs tonnes de très gros (trotinettes, vélos, motos, barrières...) et plus petits déchets (cigarettes, bouteilles de bière, bouteilles plastiques, emballages à usage unique...) propres au milieu urbain	47

Figure 16. Mise en réseau des acteurs pour la collecte et la revalorisation des déchets sauvages par l'association ReSeaClons	50
Figure 17- Localisation des sites d'échantillonnage (figure tirée de de Bruge et al., 2018)	53
Figure 18. Occupation du sol et rejets domestiques et industriels.....	55
Figure 19. Découpage du littoral en 12 secteurs différents, pour simulations sur le Golfe du Lion.....	57
Figure 20. Exemple de simulation numérique dans le Golfe du Lion, avec les déchets provenant de la population en noir, et ceux venant des fleuves en couleur (Rhône en rouge et Var en bleu)	58
Figure 21. Recherche des sources potentielles de déchets traversant des zones marines protégées. A gauche le Parc national des Calanques, à droite le Parc naturel marin du Golfe du Lion.....	58
Figure 22. Ingestion d'un ballon par un silure <i>Silurus glanis</i> . Photo de P. Joubert, 2013 extraite de Tanzilli & Faure (2017)	64
Figure 23. Répartition du silure glane <i>Silurus glanis</i> . En France (à gauche) : Stations du réseau hydrologique et piscicole sur lesquelles le silure a été observé (points de couleur) entre 1995 et 2004 ; A l'échelle internationale (à droite) : Pays où la présence du silure est attestée (d'après Valadou B., 2007).....	66
Figure 24. Tiré de Ortega & Zaidan III, 2009, impacts sur <i>Nerodia rhombifer</i> , étranglement dans des déchets flottants, ici des anneaux de bouteille en plastique	69
Figure 25. Milan noir en vol avec une feuille de plastique prise dans le bec (photo de Michel Hendavin, prise en mai 2020, à Volonne)	77
Figure 26. A gauche : Caneton à l'embouchure du cours d'eau du Bourdigou (commune de Torreilles 66440) ; A droite : Poule d'eau morte dans un sachet plastique au bord d'un cours d'eau Agouille de la mar alimentant l'étang de Canet St Nazaire (commune de Canet en Roussillon) (photos partagées par l'association Citeco66). ..	77
Figure 27. Plastique utilisés pour la construction des nids (nid trouvé par Delphine Gambaiani, photos: G. Darmon)	77
Figure 28. Balbuzard pêcheur adulte mort desséché, étranglé à son nid par une ficelle autour du cou (Houston et al., 2006)	79
Figure 29. Plastiques retrouvés dans le rumen d'un mouton en Ethiopie (photo issue de Abdela et al., 2017)..	83
Figure 30. Méthodologie pour estimer le transport de plastique (d'après van Emmerik et al., 2018)	106
Figure 31. Points de rejets des eaux usées dans le milieu Naturel	115
Figure 32. Obstacles à l'écoulement	115
Figure 33. Stations d'épuration domotiques et industrielles.....	116

Liste des tableaux

Tableau 1. Etudes sur la pollution plastique en milieu fluvial à travers le monde.....	11
Tableau 2. Etudes sur la pollution plastique en milieu fluvial en France	17
Tableau 3. Études se basant sur l'observation visuelle à partir d'un pont et paramètres associés.....	24
Tableau 4. Etudes de quantification des déchets sur berges de cours d'eau à travers le monde	29
Tableau 5. Avantages et inconvénients des méthodologies d'évaluation de la distribution des macro-déchets dans les cours d'eau, en surface, dans la colonne d'eau et/ou sur les fonds, rapportés dans la littérature.	36
Tableau 6. Avantages et inconvénients des méthodes d'évaluation des interactions entre faune et déchets dans les cours d'eau et le milieu terrestre rapportés par les auteurs.....	86
Tableau 7. Evaluation des bio-indicateurs de l'impact des déchets sur la faune des cours d'eau : Espèces pertinentes (liste préliminaire), métriques, méthodes à envisager, acteurs à impliquer, besoins actuels potentiels.	89
Tableau 8. Densité des différents types de plastique	107
Tableau 9. Quelques initiatives de nettoyage et de recyclage des déchets	108
Tableau 10. Quelques initiatives de revalorisation des déchets.....	110
Tableau 11. Cartes récupérées pour l'étude des facteurs influençant l'entrée, la dispersion et l'accumulation de déchets dans le bassin de l'Adour.....	116
Tableau 12. Références traitant des interactions entre déchets et amphibiens-reptiles.....	117
Tableau 13. Références traitant des interactions entre déchets et mammifères	134

DEFINITIONS

Un déchet est défini, selon l'article 3 (1) de la directive relative aux déchets 2008/98/CE et l'article L.541-1-1 du Code de l'environnement, comme « toute substance ou tout objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire ». Selon l'Agence de la transition écologique ADEME, les déchets sauvages sont présents de manière ponctuelle ou bien régulière, à un endroit donné où ils ne devraient pas avoir été abandonnés. La Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) précise la définition d'un déchet marin pour le Descripteur 10 qui vise à ce que les « Propriétés et quantités de déchets soient sans effet sur l'environnement marin et côtier », comme « tout matériel solide, persistant ou manufacturé, qui a été abandonné, posé ou rejeté intentionnellement ou non, dans l'environnement marin ».

CONTEXTE

Les déchets sauvages sont omniprésents et diffus. La plupart des déchets marins flottants sont des plastiques. Légers, persistants, ils se dispersent facilement et s'accumulent en fonction des courants, dans des lieux parfois bien éloignés de leur échouage d'origine, jusqu'aux îles supposées vierges (Lavers et Bond, 2017) ou aux lacs d'altitude (Free et al., 2014). Or, des tonnes de déchets continuent à être déversés dans les mers chaque année, entre 1,15 - 8,2 millions selon les évaluations de plusieurs recherches (Lebreton et al., 2017, 2019 ; Schmidt et al., 2017). Plus de 700 espèces marines sont connues pour être concernées, essentiellement par ingestion ou emmêlement (Laist, 1997 ; Derraik, 2002, Darmon, INDICIT consortium, Miaud, 2019 ; Claro et al., 2018). Pour restaurer un bon état écologique permettant d'assurer le renouvellement des ressources vitales pour le maintien de la biodiversité et in fine la santé humaine, il est important d'étudier et anticiper les risques causés par les déchets sur l'environnement.

La pollution plastique en milieu marin reste bien plus étudiée que celle des environnements d'eau douce (e.g. Kühn et al., 2015 ; Battisti et al., 2019). D'après les simulations, 80% des macro-déchets flottants viennent de la terre, en grande partie véhiculés par les fleuves (UNEP, 2015). Pourtant, à ce jour, les impacts des déchets en amont des mers sont très peu connus, de même que les sources ou les facteurs de risque d'émission, d'accumulation ou de transit jusqu'aux embouchures. L'acquisition de connaissance sur les déchets et leurs impacts sur les cours d'eau est particulièrement nécessaire pour mieux appréhender les risques et établir des moyens de surveillance et d'actions efficaces.

Cette problématique doit intégrer le cadre des politiques globales communautaires : Il existe un cadre législatif sur les déchets marins, notamment encouragé par le Descripteur 10 de la DCSMM ou par les conventions régionales, telles que Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est ou OSPAR, la Convention pour la protection du milieu marin dans la zone de la Mer Baltique ou HELCOM, et la Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée ou Convention de Barcelone, qui aident à mettre en œuvre des actions harmonisées entre les pays. Toutefois, en ce qui concerne les environnements aquatiques en milieu terrestre, les objectifs environnementaux de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE), adoptée le 23 octobre 2000, ne portent pas encore sur les déchets. Moteur sur l'enjeu des déchets, la France supporte l'harmonisation d'actions de lutte contre les déchets de par sa position dans la DCE, la DCSMM, et les Conventions régionales OSPAR et Barcelone et elle soutient les d'actions de préservation des zones humides notamment en ayant ratifié la Convention sur les zones humides d'importance internationale, plus connue sous le nom de Convention de RAMSAR. En tant que pays Européen signataire de la directive-cadre sur les déchets de 2008 (directive 2008/98/CE, récemment révisée 2018/850, 2018/851 et

2018/852), la France s'est engagée à agir en mettant en place un programme national de prévention des déchets 2014-2020.

Lutter efficacement contre les dommages induits par les déchets sauvages requiert de mettre en œuvre une surveillance coordonnée à large échelle et engager des actions très en amont, avant que les déchets n'atteignent la mer. Parmi les quelques centaines de millions de tonnes produites en France chaque année par les ménages, les entreprises, le secteur de la construction et de l'agriculture, inmanquablement une partie finit dans l'environnement, à cause de comportements malencontreux, de rejets volontaires (littering), ou de possibles défaillances dans les systèmes de traitement, lors des transports ou dans les centres de tri. Les déchets dans le milieu sauvage se dispersent jusqu'à rejoindre pour partie la mer, lors d'inondations, de coups de vent ou de débordements des réseaux d'eaux pluviales ou d'assainissement.

Ainsi, pour mieux anticiper ce phénomène, il s'agit de mieux comprendre les facteurs favorisant les entrants en mer et mener des opérations de surveillance des impacts des déchets sur le continuum terre - fleuve - mer. Les méthodes doivent être adaptées aux cours d'eau et peuvent aussi s'inspirer de celles employées en mer afin d'établir des approches cohérentes et harmonisées entre eaux douces et eaux marines.

La surveillance doit consister à établir un état des lieux de la distribution et des impacts des déchets et évaluer l'efficacité des mesures de restauration mises en œuvre, sur la base d'indicateurs. Pour être pertinents, ces indicateurs doivent représenter la pollution dans l'environnement, être réalisables, faciles à mettre en œuvre et peu coûteux. Ils doivent s'appuyer sur des méthodologies pour la collecte de données standards précises, réalisées par un réseau d'acteurs formés. Ils doivent pouvoir représenter une couverture spatiale étendue. Plutôt que de tenter d'évaluer l'abondance, le flux ou les impacts des déchets de manière exhaustive, ce qui peut potentiellement être atteint localement, ils visent à montrer des tendances spatiales et temporelles qui évaluent l'efficacité des mesures de restauration. Comme pour les déchets marins pour la DCSMM et les conventions régionales, il s'agira d'abord d'évaluer l'état actuel de la situation, puis proposer des seuils en dessous desquels les impacts causés par les déchets aquatiques (et terrestres) sont supposés ne pas remettre en cause la préservation de la faune et des ressources naturelles.

L'objectif de ce rapport est d'examiner les approches et indicateurs pertinents pour évaluer la distribution, les flux et les impacts des déchets aquatiques en eaux continentales. La méthodologie globale consiste à :

- Etudier les connaissances sur la situation actuelle sur les déchets aquatiques (abondance, sources, flux, rôle des fleuves et cours d'eau sur les entrants en mer, impacts sur la faune) par une revue de littérature, la consultation d'avis d'experts, l'analyse de données empiriques existantes,
- Evaluer et proposer des protocoles de collecte de données standards, en particulier issus d'approches participatives,
- Examiner les dispositifs ou réseaux existants.

Dans le cadre de ses missions d'aide à la protection de la biodiversité et à la restauration de l'équilibre homme-nature, l'association HISA, en charge de ce rapport, porte un intérêt particulier pour les approches participatives et collaboratives qui visent à bénéficier des expertises complémentaires des parties prenantes. Ce rapport se focalise principalement sur les macro-déchets et plus spécifiquement les plastiques. En effet, en se fragmentant, les macro-plastiques acquerront une taille de plus en plus

petite, de l'ordre du millimètre jusqu'au nanomètre, et seront de ce fait encore plus à risque d'ingestion par la faune aquatique. Les méthodologies d'évaluation des macro-plastiques paraissent plus accessibles à des publics non spécialisés alors que l'étude des microplastiques (<5 mm) repose sur des méthodologies beaucoup plus lourdes, nécessitant du matériel adapté pour la caractérisation et l'évitement de contaminations.

Cette étude d'une durée initiale de 5 mois, a été très fortement ralentie par le confinement imposé par la situation sanitaire liée à la covid-19. La revue de littérature n'a pas pu être exhaustive, plusieurs structures n'ont pas pu être contactées et des études préliminaires de terrain n'ont pas pu être réalisées pour présenter les résultats dans ce compte-rendu. Ce rapport vise à proposer des pistes pour une réflexion collective pour la mise en œuvre d'une surveillance systématique des macro-déchets et de leurs impacts, et pour améliorer les dispositifs existants, en engageant le plus grand nombre.

Partie 1. Distribution des macro-déchets dans les cours d'eau

1.1. Introduction

La pollution plastique en mer constitue un problème d'importance majeure qui s'est étendue avec le temps à l'ensemble de la planète. Depuis plusieurs années, des observations scientifiques ou participatives rapportent en effet la présence de déchets composés de plastique dans des lieux aussi reculés que l'arctique (Bergmann et al., 2017), l'île Henderson (Lavers et Bond, 2017) ou l'océan austral (Suaria et al., 2020). De nombreuses études ont été menées afin d'étudier la distribution du plastique en mer, notamment son accumulation permanente au sein des gyres océaniques (Eriksen et al., 2014 ; Lebreton et al., 2012 ; Maximenko et al., 2012) ou de zones temporaires très dynamiques comme dans des mers semi-fermées telles que la Méditerranée (Liubartseva et al., 2018 ; Mansui et al., 2020 ; Zambianchi et al., 2017), mais aussi ses impacts environnementaux (Derraik, 2002 ; Gall et Thompson, 2015 ; Gregory, 2009). Néanmoins, peu de recherches ont été conduites sur l'origine de ces déchets ainsi que sur leur parcours, de leur lieu initial de rejet jusqu'aux zones d'accumulation. Ainsi, si les sources potentielles de déchets en mer sont aujourd'hui assez bien identifiées, leur contribution reste difficile à évaluer.

L'estimation du rejet des fleuves et rivières dans les océans représente un challenge d'actualité. Bien que les déchets transportés par les fleuves soient une source permanente et importante de pollution pour l'environnement marin, notamment côtier (Araujo et Costa, 2007), l'essentiel des études sur le sujet se sont uniquement concentrées sur les micro-plastiques. Récemment, Bletter et al. (2018) ont ainsi montré que seulement 7 % des études menées sur les fleuves s'intéressaient exclusivement au macro-plastiques, malgré le fait qu'ils représentent un apport en termes de masse beaucoup plus important que les micro-plastiques. La connaissance des quantités de macro-plastiques véhiculées par les fleuves, de leur dynamique de transport ainsi que de leur composition et origine (utilité première des objets avant de devenir déchets) représente pourtant une nécessité dans le cadre d'une lutte efficace contre la pollution plastique, et plus particulièrement dans le cadre de l'application de la DCSMM.

1.2. Revue de littérature – état des lieux des études scientifiques traitant de la pollution macro-plastique dans les eaux intérieures

1.2.1. Recherches menées à l'international

A l'échelle internationale, plus de cinquante études sur les macro-déchets ont été réalisées sur les eaux intérieures (Tableau 1). Le plastique y apparaît comme une matière abondante, voire comme la matière prépondérante, entrant dans la composition des déchets observés, ceci quel que soit le compartiment considéré : surface (Crosti et al., 2018 ; Franz et al., 2011 ; Lahens et al., 2018 ; Maherlsa et al., 2019), colonne d'eau (Hoellein et al., 2014 ; Morrith et al., 2014), berges (Carpenter et al., 2017 ; Mazarrasa et al., 2019 ; Rech et al., 2014), et indépendamment de la méthode d'observation/collecte utilisée (observations visuelles, filets manta en surface, filets large maille sur le fond). Les principales origines identifiées de ces déchets sont de l'ordre d'une utilisation domestique, industrielle et/ou touristique (Blettler et al., 2017 ; Mihai et al., 2018). Une comparaison rigoureuse des quantités de déchets relevées durant les différentes études n'est pas envisageable étant donné l'hétérogénéité des protocoles adoptés et des tailles de déchets considérées. Néanmoins, il est possible de donner une estimation des ordres de grandeurs rencontrés. Sur les berges, on observe des densités de macro-

déchets allant d'une dizaine de déchets au km² (Araujo et Costa, 2007) à 540,000 déchets/km² en Allemagne (Kiessling et al., 2019), et même plus d'un million de déchets au km² en Argentine (Blettler et al., 2017) et en Espagne (Mazarrasa et al., 2019). L'Asie du Sud-Est, ainsi que le Chili, présentent des densités sur les berges encore plus conséquentes de l'ordre de 1 à plus de 30 millions de déchets au km² (Owens et Kamil, 2020 ; Rech et al., 2014, 2015). Les observations visuelles de déchets flottants permettent d'obtenir une première estimation du flux transportés par les cours d'eau, allant de plus de 30 à 300 déchets par heure pour des fleuves Européens (Crosti et al., 2018 ; van Calcar et van Emmerik, 2019 ; Vriend et al., 2020) à des flux compris entre 1,000 et 20,000 déchets par heure en Asie du Sud-Est (van Calcar et van Emmerik, 2019 ; van Emmerik et al., 2019a, 2019b). En moyenne, les cours d'eau sont 30 fois plus pollués en Asie du Sud-Est qu'en Europe, et le Rhin semble être le fleuve Européen le plus pollué (van Calcar et van Emmrik, 2019).

La distribution des macro-déchets au sein des cours d'eau dépend de facteurs divers et présente donc généralement une forte variabilité. Plusieurs études montrent une variation saisonnière marquée des quantités de déchets observées en surface et/ou sur les berges (Cheung et al., 2016 ; Crosti et al., 2018 ; van Emmerik et al., 2019b). L'augmentation des précipitations en est une des causes principales (Kurniawan et Imron, 2019b ; Rech et al., 2014). Elle induit non seulement une augmentation significative du débit des cours d'eau, un lessivage des sols, mais aussi une remise en suspension des déchets échoués sur les berges. Wagner et al. (2019) estiment à ce titre que 90 % des déchets plastiques transportés par la Parthe (Allemagne) sont exportés vers l'océan en seulement 20 % de l'année, soit un peu plus de 2 mois. Parmi toutes les études permettant une analyse temporelle, finalement, seuls Czarkowski et al. (2016) mentionnent une pollution des berges stable tout au long de l'année, mais l'expliquent par la présence de nettoyages réguliers.

Tableau 1. Etudes sur la pollution plastique en milieu fluvial à travers le monde

Référence	Pays	Cours d'eau	Date	Méthode	Type de déchets	Taille	Effort	Densités observées
Araujo M.C., Costa M., 2007	Brésil	Rivière Una	Jan.-Sep. 2002	Collecte sur plages (embouchure)	Déchets plastique solides	–	4 transects	11.46 - 19.72 items/km ²
Balas C.E., Williams E.T. et al., 2001	Angleterre	Rivière Taff	2000	Modèle + Calibration	Feuilles de plastique	20 x 20 cm	–	–
Baldwin A.K., Corsi S.R. et al., 2016	U.S.A.	Affluents des Grands Lacs	Avr. 2014 - Avr. 2015	Filet Neuston en surface	Macro-plastiques	≥ 4,75 mm	107 échantillons	–
Blettler M.C.M., Ulla M.A. et al., 2017	Argentine	Rivière Parana / Lac Setubal	Déc. 2016	Collecte sur berges	Micro-plastiques	< 5 mm	2	704 items/m ²
					Méso-plastiques	5 mm < x < 2,5 cm	2	25 items/m ²
					Macro-plastiques	> 2,5 cm	2	1.15 items/m ²
Browne M.A., Galloway T.S. et al., 2010	Angleterre	Estuaire de la Tamar	–	Collecte sur plages	Macro-plastiques	> 1 mm	–	–
Carpenter E., Wolverton S., 2017	U.S.A.	Cours d'eau Hickory	Avr.-Déc. 2013	Collecte sur berges	Macro-déchets	–	1 douzaine de transects	–
Cheung P.K., Cheung L.T.O., et al., 2016	Chine	Estuaire de la Rivière des Perles	Juil.-Sep. 2014 Jan.-Mars 2015	Collecte de sédiments sur plages	Méso-plastiques	> 5 mm	25 sites	100 - 200 items/m ²
					Macro -plastiques			
Cingolani A.M., Barberá I. et al., 2016	Argentine	Rivière San Antonio	Jan.-Mars 2013 & 2014	Collecte sur berges	–	–	102	0 - 52.8 g/visiteur/jour
Cowger W., Gray A.B. et al., 2019	U.S.A.	Cours d'eau de l'Iowa	2006 - 2016	Nettoyage volontaire des zones riveraines + Modèle	Tous déchets visibles	–	8 Dates de collecte	188 kg/km (moyenne modèle)
Crosti R., Arcangeli A. et al., 2018	Italie	Rivière Tibre	Sep. 2016 - Août 2017	Observations visuelles à partir d'un pont	Macro-déchets	> 2,5 cm	~ 40 h d'observation	85.4 ± 9.4 items/hr (i.e. 1270 items/km ²)
Czarkowski T.K., Kapusta A. et al., 2016	Pologne	5 étendues d'eau	Mai-Nov. 2013	Observations visuelles sur plages	–	–	3 Observations/site	~ 0.3 items/m ² (i.e. 150.1 - 181.8 items/km)
Franz B., Freitas M.A.V., 2011	Brésil	Rivières Irajá et São João de Meriti	Août-Nov. 2008	Collecte déchets flottants à partir de barrages flottants	Méso-déchets	–	–	Maximum de 40,213 kg collectés
					Macro- déchets			
Guerranti C., Cannas S. et al., 2017	Italie	Rivières Ombrone, Osa et Albegna	Jan. 2015 & Août 2016	Collecte de sédiments	Méso-plastiques	> 5 mm	28 échantillons	45 - 1069 items/kg
					Macro-plastiques	> 2,5 cm		
Hoellein T., Rojas M. et al., 2014	U.S.A.	Rivière Chicago Lac Michigan	Été 2011	Collecte sur berges et zones riveraines	Méso-déchets	≥ 1 cm	3 Dates de collecte	~ 0.10 items/m ² (déchets)
					Macro-déchets			~ 0.02 - 0.04/m ² (plastiques)

Ivar do Sul J.A., Coasta M.F., 2013	Brésil	Estuaire de la Goiana	Avr. 2006 - Avr. 2007	Collecte sur plages	Méso-déchets	> 1 cm ²	36 Observations	10.8 ± 1.63 items/100 m ²
					Macro-déchets			
Ivar do Sul J.A., Coasta M.F. et al., 2014	Brésil	Estuaire de la Goiana	Mars-Sep.	Suivi de déchets flottants	Macro-déchets	Différents objets (bouteilles, bouchons,...)	189 objets	–
Jang S.W., Kim D.H. et al., 2014	Corée du Sud	Rivière Nakdong	Août 2012 & 2013	Suivi satellite de bouées	–	–	2 campagnes	–
Kiessling T., Knickmeier K. et al., 2019	Allemagne	Rivières à travers l'ensemble du pays	Automne 2016 et Printemps 2017	Observations visuelles sur berges	Tous déchets visibles	–	~ 250 sites	0.54 ± 1.20 items/m ²
Kieu-Le T.C., Strady E. et al., 2016	Vietnam	Rivière Saïgon et ses canaux	2013 - 2015	Collecte de déchets flottants	Macro-déchets	–	3 ans de collectes quotidiennes	1356 - 2194 tonnes de déchets plastiques / an
Kurniawan S.B., Imron M.F., 2019a	Indonésie	Estuaire de la Wonorejo	Août-Sep. 2018	Collecte sur plages	Méso-plastiques Macro-plastiques	> 5 mm	3 Sites	Marée haute : 126.07 - 375.97 g/m ² Marée basse : 56.53 - 150.30 g/m ²
Kurniawan S.B., Imron M.F., 2019b	Indonésie	Estuaire de la Wonorejo	Août-Sep. 2018 Déc. 2018 - Jan. 2019	Collecte sur plages	Méso-plastiques Macro-plastiques	> 5 mm	–	Saison sèche : 126 - 376 g/m ² Saison humide : 443 - 1162 g/m ²
Lahens L., Strady E. et al., 2018	Vietnam	Rivière Saïgon	Avril 2016	Collecte de déchets flottants	Macro-plastiques	> 2 cm	5 sous-échantillons	350 - 7270 g/habitant/an
Lebreton L.C.M., van der Zwet J. et al., 2017	Global		–	Modèle de rejets des plastiques par les rivières	Déchets plastiques mals gérés	–	Données provenant de 182 pays	1.15-2.41 Millions de tonnes/an
Lebreton L.C.M., Andrad A., 2019	Global		2019 - 2060	Modèle de rejets des plastiques par les rivières	Déchets plastiques mals gérés	–	–	5.1 Millions de tonnes/an
Maherlsa R., Purwiyanto A.I.S. et al., 2019	Indonésie	Rivière Musi	Mars 2018	Filet Manta en surface	Macro-déchets	> 2,5 cm	Transects de 87 km	0 - 33 items/transect
Mazarrasa I., Puente A. et al., 2019	Espagne	Estuaires de la Pas, de la Miera et de l'Asón	Printemps et Automne 2017	Collecte sur berges	Méso-déchets	> 5 mm	Surface couverte de 2663.5 m ²	1.31 ± 0.14 items/m ²
					Macro-déchets			
McCormick A.R., Hoellein T.J., 2016	U.S.A.	5 Rivières	2013 + Juin-Oct. 2014	Collecte sur berges et zones riveraines	Méso-déchets	> 1 cm	15 Sites dans 5 rivières	0.293 ± 0.076 items/m ²
					Macro-déchets			
Meijer L.J.J., van Emmerik T. et al., 2019	Global		–	Modèle de rejets des plastiques par les rivières	Déchets plastiques mals gérés	Calibration avec Macro > 0,5cm	52 points de calibration	(2015) 0,8 - 2,7 millions de tonnes/an (pour 2015)

Mihai F.C., 2018	Roumanie	Lac Izvoru Muntelui et rivière Bristita	2005 - 2012	Quantification des déchets ménagers et rejets en rivière	Macro-déchets (bouteilles en PET)	–	–	289.5 tonnes (bouteilles en PET)
Moore C.J., Lattin G.L. et al., 2011	U.S.A.	Rivières Los Angeles et San Gabriel	Nov.-Déc. 2004, Avril 2005	Filet Manta en surface	Méso-plastiques	> 4,75 mm	81 échantillons	125 débris/m ³
Morritt D., Stefanoudis P.V. et al., 2014	Angleterre	Rivière Thames	Sep.-Déc. 2012	Filets sur lit de rivière	Méso-plastiques Macro-plastiques	–	29 échantillons	8490 items collectés
Onoi T., Nihei Y., 2012	Japon	Rivière Edogawa	Sep.-Nov. 2010	Détermination d'une abaque pour le transport de déchets flottants	Macro-déchets	> 2,5 cm	–	–
Owens K.A., Kamil P.I., 2020	Inde	Rivière Tukad Badung	Mai 2019	Collecte sur plages	Tous déchets visibles	–	750 m ²	0.58 - 1.19 items/m ²
	Indonésie	Rivière Karamana	Juin 2019				500 m ²	3.26 items/m ²
Rech S., Macaya-Caquilpán V. et al., 2014	Chili	Rivières Elqui, Maipo, Maule et Biobio	Automne austral	Collecte sur berges	Méso-déchets	> 1,5 cm	14 sites	1 - 32 items/m ²
					Macro-déchets			
Rech S., Macaya-Caquilpán V. et al., 2015	Chili	Rivières Elqui, Maipo, Maule et Biobio	Mai-Juillet	Collecte sur berges + Filet neuston en surface	Méso-déchets	> 1,5 cm (berges)	21 échantillons	0.14 - 3.42 items/m ² (berges)
					Macro-déchets	> 1 mm (flottant)		
Sadri S.S., Thompson R.C., 2014	Angleterre	Rivière Tamar	Mai-Juil. 2012	Filet Manta en surface	Macro-déchets	> 5 mm	–	–
Schirinzi G., Köck-Schulmeyer M. et al., 2020	Espagne	Rivières Llobregat et El Besòs	Oct. 2016 - Sep. 2017	Observations visuelles à partir d'un pont	Macro-déchets	≥ 2,5 cm	87 Observations	0 - 428.9 items/hr (moyenne 58,9)
Schmidt C., Krauth T. et al., 2017	Global		–	Modèle de rejets des plastiques par les rivières	Micro-plastiques	< 5 mm	240 échantillons, sur 79 sites (57 rivières)	0.47-2.75.10 ⁶ t/yr
					Macro-plastiques	> 5 mm		
Seo S., Park Y.G., 2020	Corée du Sud	8 rivières dans la péninsule + 2 rivières Chinoises	–	Modèle de rejets des plastiques par les rivières + Comparaison obs.	Méso-plastiques	5 mm < x ≤ 2,5 cm	–	–
					Macro-plastiques	> 2,5 cm		
van Calcar C.J., van Emmerik T.H.M., 2019	Europe et Asie (7 pays)	24 rivières	2017 - 2018	Observations visuelles à partir d'un pont	Macro-plastiques	> 1 cm	–	1 - 10,000 items/ hr
van Emmerik T., Kieu-Le T.C. et al., 2018	Vietnam	Rivière Saïgon	Fév.-Mars 2018	Observations visuelles à partir d'un pont	Méso-plastiques	> 1 cm	10 jours de 5 à 11 hr d'obs./jour	7,500 - 13,700 tonnes/an
					Macro-plastiques			
van Emmerik T., Loozen M. et al., 2019a	Indonésie	Rivière Jakarta et ses canaux	Mai 2018	Observations visuelles à partir	Méso-plastiques	> 1 cm	2 semaines d'observations	3,000 - 20,000 items/hr 2,100 t/an

				d'un pont + échantillonnage	Macro-plastiques			
van Emmerik T., Strady E. et al., 2019b	Vietnam	Rivière Saïgon	Mars-Déc. 2018	Observations visuelles à partir d'un pont + échantillonnage	Méso-plastiques	> 1 cm	-	4,000 - 19,000 items/hr
					Macro-plastiques			
Vincent A.E.S., Hoellein T.J., 2017	U.S.A.	Grands Lacs	Mars-Mai 2015	Collecte sur plages	Tous déchets visibles	-	5 transects, 16 dates	6,004 - 40,144 items/an
Vriend P., van Calcar C. et al., 2020	Pays-Bas	Rhin	23 - 25 Oct. 2018	Observations visuelles et collecte passive (flottant)	Macro-plastiques	≥ 5 cm	3 jours	10 - 75 items/hr
Wagner S., Klöckner P. et al., 2019	Allemagne	Rivière Parthe	Nov. 2015 - Jan. 2016 Oct. 2016 - Fév. 2017	Filet en surface	Méso-plastiques	> 5 mm	20 échantillons	~ 0.1 n/m3
					Macro-plastiques			
Williams A.T., Simmons S.L., 1997a	Angleterre	Rivières Taff et Cinon	Juin, Déc. 1992 Mars, Avril 1993	Suivi de déchets flottants	Macro-plastiques	Pièces de 20 x 20 cm	Plusieurs centaines d'objets lâchés	-
Williams A.T., Simmons S.L., 1997b	Angleterre	Estuaire de la Bristol	Été et hiver	Collecte sur plages	Macro-plastiques	-	32 Observations	128 - 550 bouteilles en plastique par km
Williams A.T., Simmons S.L., 1999	Angleterre	Rivière Taff	Été et hiver	Collecte sur berges	-	-	50 sites	584 items/100 m
Willis K., Hardesty B.D. et al., 2017	Australie	Estuaires de la Tamar et de la Derwent + côte Tasmanie	Août 2014 - Fév. 2015	Collecte sur plages	Méso-déchets	> 5 mm	224 transects sur 67 sites	1131 items observés
					Macro-déchets			
Wilson S.P., Randall S.J., 2005	Australie	Rivière Cooks	-	Suivi de déchets Flottants	Méso plastiques	-	2 tests	-
					Macro plastiques			

La distribution spatiale des déchets dans les cours d'eau présente également une hétérogénéité significative. Les observations visuelles de [van Emmerik et al. \(2019\)](#) menées à partir de ponts montrent ainsi une variation du transport sur la Seine allant de 100 à 1000 déchets/heure sur la même période. Les plus fortes densités tendent généralement à être observées à proximité de zones urbanisées, bien qu'il existe des exceptions. Plusieurs sites d'étude les moins pollués sur l'Elbe et la Wesser (Allemagne) sont par exemple situés au niveau des villes ([Cowger et al., 2019](#) ; [Kiessling et al., 2019](#)). La marée, lorsqu'elle est présente, a également un impact significatif sur les quantités de déchets observées et sur la dynamique de leur transport ([Kurniawan et Imron, 2019b](#)), et de ce fait ne doit donc en aucun cas être négligée. Bien que peu de recherches aient été menées sur le sujet, des indices laissent enfin penser que la répartition verticale des déchets dans la colonne d'eau est également très hétérogène ([van Emmerick et al., 2019b](#)).

Les suivis et les modélisations effectués montrent que le mouvement même des macro-déchets est essentiellement gouverné par l'hydrologie et les caractéristiques des berges ([Balas et al., 2011](#) ; [Williams et Simmons, 1997b](#)), telles que la végétation en surplomb ([Mazarrasa et al., 2019](#)) et les obstacles à l'écoulement ([Williams et al., 1997a](#)). La complexité de la structure physique des déchets joue également un rôle important dans leur transport le long des cours d'eau ainsi que leur export vers l'océan, plus que leur poids ([McCormick et Hoellein, 2016](#)). On ne trouve pas forcément de relation claire entre le transport des déchets et le débit du cours d'eau, les précipitations ou la marée. Dans bien des cas, le transport est en fait influencé par une combinaison de ces facteurs ([van Emmerik et al., 2019a](#)). Durant des périodes de fortes précipitations, l'ensemble des déchets présents n'est d'ailleurs pas forcément rapidement rejeté vers l'océan, une part significative restant malgré tout piégée sur les berges, dans la végétation ([Jang et al., 2014](#)). [Meijer et al. \(2019\)](#) estiment qu'une fraction considérable des déchets plastiques (plus de 98 %) reste piégée dans l'environnement terrestre malgré les apports annuels dans l'océan. Les déchets s'y accumulent en polluant progressivement les cours d'eau, le processus de dégradation s'engageant alors directement dans le milieu fluvial ([Crosti et al., 2018](#)) et les premiers signes pouvant apparaître dès le premier mois d'exposition sur les berges ([Williams et Simmons, 1996](#)).

Dans ce contexte d'étude sur la pollution plastique, et notamment sur le continuum terre-mer, la communauté scientifique a peu à peu porté un intérêt croissant à la question de l'estimation à l'échelle mondiale des quantités de plastique exportées en mer par les fleuves. Devant l'absence de jeux de mesures *in situ* offrant une couverture spatio-temporelle adéquate, plusieurs équipes ([Lebreton et al., 2017, 2019](#) ; [Schmidt et al., 2017](#)) ont abordé ce problème en adoptant une méthode dite de « Modélisation conceptuelle », basée sur l'exploitation de bases de données statistiques permettant de bâtir une représentation réaliste des flux de déchets plastiques. Les paramètres entrants du modèle prennent en compte la production de déchets du territoire à laquelle on rapporte un taux de plastique considérant le niveau de développement du pays en fonction de son Produit Intérieur Brut PIB. La proportion de déchets plastiques mal gérés (Mismanaged Plastic Waste) est alors évaluée à partir des défauts de gestion (aussi liés au PIB) (incivilités, pertes, etc.) à 2% de fuite et un taux de fuite en mer en est déduit (e.g., 25-40% pour [Jambeck et al., 2015](#)). Suivant les données d'entrées et les hypothèses considérées, plusieurs estimations ont ainsi été proposées : 1,15 à 2,41 millions de tonnes par an pour [Lebreton et al. \(2017\)](#), 0,41 à 4 millions de tonnes par an pour [Schmidt et al. \(2017\)](#), et 3,1 à 8,2 millions de tonnes par an pour [Lebreton et al. \(2019\)](#). Bien que toutes ces estimations soient du même ordre de grandeur, aucune ne tient compte de la classe de taille des déchets plastiques (pourtant très variable, des rapports de 1/16^e entre macro- et méso- et de 1/625 entre méso- et micro- ayant par exemple été observés par [Schirinzi et al., 2020](#)) et de leur répartition au sein de la colonne d'eau.

Pourtant, la calibration de ces modèles repose uniquement sur un nombre restreint d'études, qui ne tiennent compte que des eaux de surface et ne considèrent pas les macro-plastiques qui, rappelons-le, représentent le plus gros apport en termes de masse.

Depuis l'apparition de ces premières estimations, un nouveau protocole a été mis en place par [van Emmerick et al. \(2018\)](#) afin d'évaluer localement l'apport d'un fleuve en termes de déchets plastiques à partir d'observations visuelles (voir §1.3. Protocoles pour la collecte de données standards). Ce protocole se base notamment sur la définition d'un poids moyen par déchet plastique, obtenu grâce à la collecte d'un échantillon représentatif des observations. Pour la rivière Saigon (Vietnam), un poids moyen compris entre 3,2 g et 5,9 g a ainsi pu être défini, et aboutit à une estimation des émissions de plastique du fleuve 4 fois supérieure à celle obtenue par la méthode de modélisation conceptuelle par [Lebreton et al. \(2017\)](#). Néanmoins, les données recueillies par [Vriend et al. \(2020\)](#) suggèrent que les cours d'eau possèdent une empreinte spécifique en ce qui concerne le transport des macro-déchets en plastique, et par conséquent que le poids moyen d'un déchet plastique obtenu sur un site est difficilement transposable sur un autre site (les matières plastiques rentrant dans la composition des déchets sont caractérisées par une large palette de densités différentes (voir Annexe 5.1. Estimation du transport de plastique), dont le ratio peut varier significativement d'un cours d'eau à l'autre). Il est donc fortement préconisé de réaliser l'estimation du poids moyen d'un déchet lorsqu'on souhaite estimer la quantité de déchets émise par un cours d'eau à partir d'observations visuelles, plutôt que d'utiliser une valeur définie dans une autre région ou partie du monde.

1.2.2. La spécificité de la France

En France, la recherche sur la pollution macro-plastique en milieu fluvial s'organise depuis 5 à 6 ans essentiellement autour de trois bassins versants : celui de la Seine, de l'Adour ainsi que le bassin versant du Rhône (Figure 1- Localisation des sites d'échantillonnage (figure tirée de de Bruge et al., 2018) Tableau 2. Etudes sur la pollution plastique en milieu fluvial en France). Les études adoptent des méthodologies différentes. L'équipe du LEESU (Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains) a par exemple réalisé un travail très complet quant à l'estimation du flux à la mer de macro-déchets composés de plastique par le bassin versant de la Seine ([Gasperi et al., 2014](#) ; [Tramoy et al., 2018, 2019a, 2019b, 2019c](#)). A travers le programme MacroPLAST, elle a récemment testé l'utilisation de différents protocoles de mesures et de modélisation de ce flux, et comparé les ordres de grandeur obtenus par ces techniques. Le résultat de ce travail de 2 ans, commandé par le Ministère de la Transition Écologique et Solidaire (MTES), a fait l'objet d'un rapport en français nommé « Estimation des flux de macrodéchets sur le bassin de la Seine » ([Tramoy et al., 2019c](#)).

L'association Surfrider Europe a quant à elle réalisé une étude sur le long terme dans le bassin versant de l'Adour ([Bruge et al., 2018](#)) en se basant sur l'observation et la collecte de déchets échoués sur les berges. Huit sites répartis de l'amont à l'aval ont ainsi été suivis mensuellement afin d'étudier les sources et la dynamique de transport des déchets. L'action mise en place a été pensée dans le but de (i) démontrer son utilité dans l'évaluation des changements de comportements vis-à-vis des déchets et (ii) d'estimer l'efficacité de futures mesures de régulation de cette pollution. Enfin, dans le cadre du projet RIMMEL (surveillance et modélisation de la charge environnementale en macro-déchets marins et fluviaux flottants), le MIO (Institut Méditerranéen d'Océanologie) a conduit en 2016



Figure 1. Principaux fleuves en France ayant fait l'objet d'études sur la pollution macro-plastique

Tableau 2. Etudes sur la pollution plastique en milieu fluvial en France

Référence	Cours d'eau	Date	Méthode	Type de déchets	Taille	Effort	Densités observées
Bruge A., Barreau C. et al., 2018	Adour	Mars 2014 - Août 2017	Collecte sur berges	Macro-déchets	> 0,5 cm	278 observations	1 - 400 items/collecte/100 m ²
Castro-Jiménez J., González-Fernández D. et al., 2019	Rhône	Sep. 2016 - Sep. 2017	Observations visuelles à partir d'un pont	Méso-déchets Macro-déchets	A la verticale : > 2,5 cm Sur les bords : > 7 cm	16 observations	50 ± 69 items/h (déchets) 37 ± 61 items/h (plastiques)
Gasperi J., Dris R. et al., 2014	Seine	Avr.-Juil. 2014 + 2008 - 2013	Déchets flottants collectés par un réseau de 26 structures flottantes	Macro-plastiques	–	6 années de monitoring	27 tonnes/an 1.3 - 8.2 g/habitants
Tramoy R., Gasperi J. et al., 2018	Seine	–	Estimation de flux	–	–	–	1,000 - 10,000 tonnes de déchets plastiques/an
Tramoy R., Gasperi J. et al., 2019a	Seine	2007 - 2017	Approche modèle et comparaison avec une approche terrain	Macro-plastiques	–	11 années de monitoring	1,100 - 5,900 tonnes/an 88 - 128 tonnes/an nettoyées
Tramoy R., Colasse L. et al., 2019b	Seine	–	Collecte sur berges	Micro-, Méso- et Macro-plastiques	< 0,5 cm; de 0,5 à 2,5 cm; > 2,5 cm	1 site	3,609 macros/m ² 20,259 plastiques
Tramoy R., Gasperi J. et al., 2019c	Seine	Octobre 2017 - Septembre 2019	Tests de différents protocoles	Macro-plastiques	> 2,5 cm	–	100 - 200 tonnes/an dont 30 de gros déchets
van Emmerik T., Tramoy R. et al., 2019c	Seine	Sep. 2018 et Mars 2019	Observations visuelles à partir d'un pont	Méso-plastiques Macro-plastiques	> 1 cm	8 jours	111 - 165 items/hr (amont) 106 - 1056 items/hr (aval)
Verney V., Bissagou Koumba G. et al., 2018	Allier	2015 - 2017	Collecte sur barges	Méso-plastiques Macro-plastiques	> 5 mm	6 jours	7,350 - 11,102 items/km ²

et 2017 une série d'observations visuelles à partir d'un pont dans le but d'estimer la quantité de macro-déchets plastiques exportée par le Rhône dans le Golfe du Lion (Méditerranée).

Ces études s'inscrivent complètement dans les recherches menées au niveau international et apportent de nouvelles connaissances quant à la complexité de la dynamique de transport des macro-déchets en milieu fluvial, mais aussi quant aux mesures pouvant être mises en place pour un suivi efficace de cette pollution dans le cadre de la DCSMM et DCE.

1.2.2.1. Bassin versant de la Seine

Devant l'hétérogénéité des méthodes d'estimation de flux et des données provenant de nettoyages, le projet MacroPLAST a entrepris une comparaison des différents protocoles existants sur le bassin de la Seine. Il a montré que malgré des méthodes très différentes, il existe une convergence dans les ordres de grandeur de flux sortants estimés. En parallèle à ce travail de fond, une nouvelle approche méthodologique développée, dite « probabiliste dynamique », constitue une innovation importante du projet. Cette approche se base sur la probabilité de collecte quotidienne de déchets sur berges (nettoyages professionnels ou institutionnels, en l'occurrence la Société Coopérative d'Intérêt Collectif Naturaul'un), couplé à l'étude de la dynamique de transfert des déchets grâce à l'utilisation de balises GPS flottantes et semi-immersées, et au suivi de déchets marqués. De toutes les méthodes envisagées par le projet, l'approche probabiliste dynamique semble fournir les estimations de flux à la mer les plus fiables, avec des valeurs comprises entre **100 et 200 tonnes/an**, dont 30 tonnes de déchets en plastique très grossiers (taille > 5 cm). Pour bien comprendre la difficulté d'évaluer avec précision le flux à la mer, ces valeurs sont à mettre en relation avec les estimations obtenues par les autres méthodes d'évaluation de flux testées :

- Barrages flottants : entre **1,100 et 1,700 tonnes/an** (dont 110 – 170 tonnes en surface)

Cette estimation a été obtenue à partir des données relevées sur une dizaine de barrages flottants faisant partie d'un réseau de 26 barrages installés sur un linéaire de 77 km. Leur implantation n'a pas été pensée en fonction de la géomorphologie du fleuve mais dans le but d'éviter la dispersion des déchets par les déversoirs d'orage. L'analyse des déchets recueillis montre qu'ils sont composés de 0.8 % à 5.1 % en masse de plastique. L'extrapolation du flux de déchet mesuré par les barrages flottants à l'ensemble de la section de la Seine, basée sur une hypothèse de déchets uniformément répartis, n'apparaît pas fiable. En conséquence, l'estimation présente a été obtenue en réalisant une extrapolation par rapport au débit.

Ce dispositif présente l'avantage d'être utilisable tout au long de l'année. Néanmoins, il possède une couverture spatiale limitée et est fortement perturbé durant les périodes de crues, durant lesquelles on observe un afflux de déchets.

- Barrages hydroélectriques : entre **5 et 360 t/an** (entre 5 et 30 t/an selon une estimation au débit, et entre 60 et 360 t/an selon une estimation aux dimensions)

Les centrales hydroélectriques constituent un obstacle à l'écoulement des eaux du fleuve. Des dégrilleurs protègent les infrastructures des objets pouvant endommager les turbines. Les déchets retenus par les dégrilleurs sont stockés dans des bennes avant de partir en centre de tri. Par conséquent, une estimation du flux de plastique véhiculé par le fleuve est envisageable à partir de ces

données, en posant une hypothèse sur le taux de plastique (taux obtenu pour les barrages flottants, il n'a pas été possible d'estimer directement ce taux dans les bennes issues des centrales hydroélectriques durant MacroPLAST).

Cette méthode permet de prendre en compte l'ensemble de la colonne d'eau, mais subit un biais potentiel pour les petits déchets, les lames du dégrilleur étant espacées d'une douzaine de centimètres. Les périodes de crues ne sont pas non plus prises en compte, les barrages étant levés durant ces épisodes.

- Comptages visuels : entre **6 et 31 tonnes/an en surface**

Ces comptages ont été effectués à partir de ponts, en amont et en aval de Paris. La méthode utilisée est celle du projet RIMMEL, adaptée suivant [van Emmerik et al. \(2018\)](#) pour transposer le flux numérique en flux massique. Le désavantage majeur réside dans le fait que l'on ne tient compte que de la couche superficielle (premiers centimètres de la colonne d'eau).

- Filets : entre **1.4 et 2.5 tonnes/an**

Les échantillonnages ont été menés à l'embouchure de la Seine grâce à un filet immergé (1.5 m de profondeur) tracté à contre-courant par un bateau à moteur, d'une maille de 1 cm (durée 30 – 120 minutes). Différents coefficients de marée ont été pris en compte. La méthode s'est révélée peu fiable. Elle ne permet pas de filtrer un volume d'eau suffisamment représentatif. De plus, les quantités évaluées présentaient une très forte variabilité spatiale dans le secteur étudié, probablement causée par la zone de turbidité maximum (R. Tramoy, LEESU, communication personnelle)

- Modélisation conceptuelle : entre **2,200 à 5,900 tonnes/an**

C'est l'approche adoptée par [Lebreton et al. \(2017, 2019\)](#) et [Schmidt et al. \(2017\)](#), détaillée dans la section 1.2.1. Elle fournit à l'échelle mondiale des estimations légèrement différentes suivant les études et les hypothèses adoptées. Elle a été ici appliquée au bassin de la Seine, en se basant sur les travaux de [Jambeck et al. \(2015\)](#).

Devant les incertitudes de toutes ces méthodes, l'étude conclue donc que l'approche probabiliste dynamique est la plus représentative de la pollution globale du bassin de la Seine ([Tramoy et al., 2019c](#)). Elle n'a cependant pas permis d'identifier clairement les principaux facteurs conduisant à l'échouage ou à la remobilisation des déchets, bien qu'elle mette en avant l'importance de l'hydrologie, de la morphologie des berges et de leur végétalisation, des vents, des précipitations, des marées ou encore du trafic fluvial. L'application de la méthode probabiliste dynamique, si elle montre d'excellents résultats, représente tout de même un coup important, de l'ordre de 300,000 € par an dans le cadre du projet MacroPLAST. Néanmoins, R. Tramoy (communication personnelle) note qu'avec la multiplication des nettoyages institutionnels, ce coût pourrait être moindre. Cette approche possède toutefois un impact social important, affecte peu la biodiversité des berges et permet la mise en place de protocoles de nettoyage/collecte standardisés ainsi qu'une bancarisation des données permettant la comparaison avec d'autres études. Son intérêt réside également dans le fait qu'elle permet de retirer une partie de la pollution macro-plastique du bassin versant avant que les déchets ne se fragmentent en micro-fragments, extrêmement difficiles à extraire du milieu naturel.

En ce qui concerne la dynamique du transport de macro-déchets flottants dans le bassin de la Seine, l'importance du régime hydrodynamique a été nettement démontré par [van Emmerik et al. \(2019c\)](#). Les auteurs ont réalisé en 2018 et 2019 des séries d'observations visuelles à partir de 4 ponts sur la Seine, répartis entre Paris et Rouen. Les données récoltées montrent que le débit du fleuve est un facteur déterminant pour le transport des déchets en plastique et leur distribution temporelle. En moyenne, le transport de plastique estimé en aval du fleuve est 10 fois supérieur durant les crues qu'en période d'étiage en raison du débit et de la vitesse du courant. Leurs conclusions rejoignent celles de [Wagner et al. \(2019\)](#) sur le fait qu'une part importante des déchets est transportée vers la mer en peu de temps. A cela s'ajoutent les variations saisonnières du transport de plastique, également liées à la densité de population présente sur le bassin versant, aux comportements, à la forme des berges et à la présence de zones industrielles. Cela appuie l'importance d'un suivi sur le long terme, comme exprimé par les auteurs de l'étude, qui permettrait de mieux quantifier l'évolution temporelle du flux de plastique à la mer.

1.2.2.2. Distribution des déchets dans le bassin de l'Adour

Le bassin versant de l'Adour a été choisi comme site pilote par l'association Surfrider Europe afin d'étudier l'importance de la pollution plastique le long des fleuves français (voir 1.6.1). L'Adour, un cours d'eau majeur de la façade Atlantique, abrite une grande diversité d'activités anthropiques (agriculture, zones urbaines et industrielles) et montre des signes évidents de pollution plastique. De fortes accumulations de déchets ont d'ailleurs été observées sur les fonds marins faisant directement face à l'estuaire ([Galgani et al., 2000](#)).

L'association a réalisé un travail conséquent en menant un suivi continu durant 3 années, avec des relevés mensuels (collectes sur les berges) sur 8 sites d'étude répartis sur l'ensemble du bassin versant ([Bruge et al., 2018](#)). L'analyse des données récoltées met en évidence un phénomène d'accumulation le long du bassin, un gradient significatif étant observé entre l'amont et l'aval. Bien que les plus fortes densités aient été mesurées au niveau de l'aval, il existe une vraie hétérogénéité entre les différents sites et il est possible de retrouver temporairement de fortes accumulations plus en amont. Malgré la durée de l'étude, celle-ci n'a pas été en mesure d'identifier avec précision les facteurs influençant le flux de déchets vers l'océan en raison d'un échantillonnage insuffisant et d'un manque de données environnementales. L'étude a néanmoins permis d'identifier plusieurs biais dans la méthode utilisée, dérivée du protocole en vigueur pour un suivi sur les plages (protocole OSPAR), notamment un biais en faveur des déchets cassants tendant à « favoriser » les déchets en plastique, ainsi qu'une forte sensibilité aux choix des sites d'étude, l'hydrologie jouant un rôle important dans les quantités observées. Les auteurs soulignent d'ailleurs la difficulté de comparer des quantités observées sur des sites différents lorsque ceux-ci présentent des caractéristiques hydrologiques disparates. A plus long terme, il faut prendre en compte l'évolution de la végétation, qui rendent les résultats pas forcément comparables sur un même site au cours du temps. Enfin, la méthode en elle-même nécessite un investissement en temps très important, 3 personnes ont ainsi été mobilisées durant 30 journées complètes pour réaliser la campagne de suivi.

1.2.2.3. Protocole RIMMEL sur le Rhône

Le projet RIMMEL (surveillance et modélisation de la charge environnementale en macro-déchets marins et fluviaux flottants) est un projet européen mené de Novembre 2015 à Novembre 2017 rassemblant une quinzaine de pays européens et visant à étudier la dynamique du transport de macro-déchets flottants en milieu fluvial. Il était basé sur la mise en place d'un réseau de surveillance par

observations visuelles à partir de ponts sur 53 rivières et cours d'eau. Le projet a permis de rassembler un jeu de données important avec plus de 800 observations à travers l'Europe. Dans ce cadre, une équipe du MIO (Institut Méditerranéen d'Océanologie) a réalisé plusieurs observations sur le Rhône afin de fournir une première estimation de son export de macro-déchets plastiques dans le Golfe du Lion (Castro-Jiménez et al., 2019). Aucun suivi de macro-déchets n'avait alors été réalisé sur le Rhône. Les observations menées ont permis de mettre en évidence la prédominance de morceaux de plastique sur le fleuve, pouvant indiquer l'existence d'un phénomène de fragmentation sur le fleuve même et/ou un apport majeur par des sources d'origine anthropique dans le bassin versant. Les auteurs expliquent les variations saisonnières des quantités observées par des variations de débit, une tendance générale entre ces deux quantités étant observée (les événements majeurs de pluie intense n'ont cependant pas fait l'objet d'observations).

De manière générale, les décomptes menés par l'équipe du MIO ont permis d'estimer que 223,000 macro-déchets sont rejetés chaque année par le Rhône. En se basant sur l'estimation de poids moyen de 3.2g/déchet calculée par van Emmerik et al. (2018) au Vietnam, Castro-Jiménez et al., (2019) évaluent finalement la masse de plastique rejetée par le fleuve à 0.7 tonne par an. Cette première estimation permet de donner un ordre de grandeur des apports du fleuve en plastique dans le Golfe du Lion. Elle est cependant à utiliser avec précaution, car elle présente plusieurs biais importants. Le fait d'utiliser une valeur déterminée au Vietnam plutôt que de réaliser leur propre estimation de poids moyen par déchet constitue un premier biais significatif. D'autres observations menées dans le Golfe du Lion sur l'embouchure du Têt semblent effectivement montrer un poids moyen par déchet dans les cours d'eau de la région très différent. D'autre part, la méthode utilisée ne permet de prendre en compte que l'eau de surface du Rhône, et néglige tout déchet présent dans la colonne d'eau. Enfin, autre biais significatif, le calcul est basé sur la valeur médiane de quantité de macro-déchets observés et ne tient donc pas compte des événements extrêmes qui pourtant peuvent provoquer de forts exports vers l'océan.

La comparaison de cette estimation avec les résultats d'autres méthodes d'évaluation de quantités de plastique exportées par le Rhône est plutôt ardue. Si l'estimation de 0.7 tonne de plastique par an se trouve être dans la fourchette d'estimations réalisée par de précédentes études sur les micro-plastiques présents dans le Rhône (Constant et al., 2018 ; Schmidt et al., 2018), elle est de 1 à 4 fois plus faible que les estimations fournies ou utilisées dans certains modèles (Schmidt et al., 2017 ; Siegfried et al., 2017 ; Liubartseva et al., 2018), mais donne un résultat équivalent aux résultats de l'étude de Lebreton et al. (2017) qui ne tient compte que du barrage situé le plus en aval sur le fleuve. Cela illustre bien la complexité de comparer les données existantes et montre aussi la nécessité de l'établissement d'un réseau d'observation sur le long terme pour améliorer la précision des estimations et véritablement prendre en compte la variabilité temporelle en tenant compte des événements extrêmes.

1.3. Protocoles pour la collecte de données standards

La disparité des méthodes employées dans la littérature souligne un besoin de standardisation. L'acquisition de données standards est primordiale pour d'une part évaluer l'état des lieux de la pollution par les macro-déchets, et d'autre part, acquérir une meilleure connaissance des facteurs conduisant à l'accumulation de macro-déchets dans les milieux aquatiques (e.g., distances aux sources, effets des débits, vents, courants...). Il s'agit de bien poser l'objectif pour y associer un protocole pertinent, adapté aux contraintes du milieu, aux moyens à disposition et à l'échelle prospectée. Il est

important que les résultats soient comparables, avec des unités communes, notamment pour comparer les sites entre eux et dans le temps et ainsi évaluer l'efficacité des mesures mises en œuvre pour lutter contre cette pollution. Eventuellement, des catégories d'items peuvent être ciblées pour évaluer la typologie des déchets retrouvés dans le milieu.

1.3.1. Revue de littérature

L'un des objectifs du projet Riverse est d'identifier les méthodes existantes employées par les chercheurs et les associations pour quantifier et caractériser la pollution macro-plastique en milieu fluvial. Cette pollution d'origine anthropique représente un enjeu majeur dans les cours d'eau, qui en constituent un vecteur important vers les océans (Meijer et al., 2019 ; Schmidt et al., 2017 ; Tramoy et al., 2019). Elle représente, en termes de masse, une part non négligeable du plastique véhiculé par les cours d'eau (Gasperi et al., 2014 ; Tramoy et al., 2019). Différentes méthodes ont ainsi été développées ces dernières années pour étudier cette pollution au sein des différents compartiments que représentent, la surface, la colonne d'eau ainsi que les berges. On trouvera dans cette section une description détaillée des méthodes utilisées suivant le compartiment ciblé.

Le terme de macro-plastique est généralement utilisé dans la littérature pour désigner des objets de taille supérieure à 0,5 cm. Par définition, il s'oppose à la pollution micro-plastique qui concerne les débris en plastique de tailles inférieures. On trouvera également parfois le terme méso-plastique, celui-ci renvoyant à des déchets compris entre 0.5 et 2.5 cm. Si aucune indication n'est faite quant à la taille, nous considérerons ici que le terme macro-plastique renvoie à des déchets mesurant au moins 0.5 cm.

1.3.1.1. A la surface des cours d'eau

Collecte de déchets

La méthode généralement utilisée pour collecter des déchets à la surface d'un cours d'eau se base sur l'utilisation d'un filet en surface. Dans cette optique, le filet Manta, initialement développé pour l'étude des micro-plastiques en mer, a de matière naturelle été utilisé sur les eaux intérieures afin de quantifier les déchets en surface. Qu'il soit tracté par une petite embarcation (Maherlsa et al., 2019 ; Sadri et al., 2014) ou fixé à la berge (Moore et al., 2011 ; Wagner et al., 2019), il permet d'échantillonner les premiers centimètres (~20 cm) de la colonne d'eau avec une maille généralement comprise entre 200 μ et 330 μ . Par expérience, il se révèle néanmoins peu adapté à l'étude des macro-déchets, car il possède une faible ouverture (de l'ordre de 30 cm), est rapidement sujet au colmatage dans un milieu présentant des matières en suspension et ne permet pas de collecter de grosses quantités de déchets.



Figure 2. Échantillonnage avec filet Manta en rivière, d'après Sadri et al., 2014

Les filets présentant une maille plus importante (de 1 cm à 4 cm) constituent une alternative plus intéressante pour l'étude des macro-déchets et ont été utilisés dans plusieurs campagnes de mesures (par exemple Lahens et al., 2018 ; van Emmerik et al., 2018). Ils sont bien évidemment moins sujets au

colmatage, présentent une surface réceptrice plus importante, et peuvent être laissés à poste plus longtemps afin d'obtenir un échantillon représentatif en filtrant une plus grande quantité d'eau. Leur maille cible en priorité les déchets de grande taille, des classes méso à macro. Ils sont notamment utilisés afin de définir le poids moyen d'un déchet flottant (van Emmerik et al., 2018).



Figure 3. Exemple de barrage flottant installé sur la Seine, photo d'après Tramoy R. et al., 2019

Pour un suivi sur le long terme et/ou un nettoyage de certaines portions de rivière, des structures plus imposantes sont parfois installées dans le cadre de programmes spécifiques. Une éco-barrière a ainsi été mise en place au Brésil sur deux cours d'eau traversant la municipalité de Rio de Janeiro afin de lutter contre la pollution de ces derniers. En France, un réseau de 26 structures flottantes a quant à lui été établi dans les années 1990 sur la Seine et la Marne pour éviter une dissémination des déchets dans le fleuve par les déversoirs d'orage. Ces structures ont été conçues pour canaliser les déchets flottants vers une zone tampon dans laquelle ils sont stockés avant d'être récupérés une fois

par semaine. Gasperi et al. (2014) ont montré que le suivi sur plusieurs années des quantités de déchets récoltées par ce réseau de barrages permettait d'apporter des informations intéressantes sur le transport des déchets plastique flottants en milieu fluvial.

Observations visuelles à partir d'un pont

Cette approche consiste à observer à partir d'un pont les déchets flottants ou superficiellement immergés transportés par un cours d'eau. L'observation en elle-même peut être effectuée à partir d'un point unique, généralement à l'aplomb direct de la section présentant le plus fort débit. Une bande d'observation de largeur fixe, facilement matérialisable, est alors définie et constitue la zone dans laquelle est effectué le décompte des déchets. Le fait de considérer un seul point d'observation sur la largeur de la rivière impose souvent de fixer une grande largeur de bande d'observation (65 m pour Castro-Jiménez et al., 2019). Cela induit un biais dans l'estimation des déchets transportés étant donné que la taille des déchets observables varie avec la distance d'observation (par exemple, de 2.5 à 7 cm dans l'étude de Castro-Jiménez et al., 2019). D'autre part, dans ces conditions, il est impossible de déterminer la distribution des déchets suivant la largeur du cours d'eau, ce qui représente un biais supplémentaire lorsque l'on souhaite estimer la quantité totale de déchets véhiculée. Afin de remédier à cet inconvénient, plusieurs études (van Calcar et van Emmerik, 2019 ; van Emmerik et al., 2018, 2019a, 2019b, 2019c ; Vriend et al., 2020) découpent la largeur d'un cours d'eau en plusieurs sections d'égale largeur afin de réaliser un profil complet de distribution des déchets flottants ou superficiellement immergés¹. Le décompte est alors effectué dans chaque section, soit de manière séquentielle par un unique observateur, soit en parallèle par plusieurs observateurs, afin de couvrir toute la largeur de la rivière en un temps suffisamment restreint pour éviter toute variation temporelle significative.

Bien que González-Fernández et Hanke (2017) préconisent de réaliser les observations face à l'amont, plusieurs études effectuent des relevés en se plaçant face à l'aval (Tableau 3. Études se basant sur

¹ En règle générale, on considère que l'on peut observer des déchets superficiellement immergés dans les 20 premiers centimètres de la colonne d'eau.

l'observation visuelle à partir d'un pont et paramètres associés), ceci afin d'éviter les reflets du soleil sur l'eau et de réaliser des observations plus précises. Dans le cas où l'identification du type de déchet est incertaine, il est conseillé de comptabiliser le déchet en question dans une catégorie du type « autre » ou « non identifié ». L'observateur peut s'aider d'une paire de jumelles pour la caractérisation, lorsque cela s'avère nécessaire.

La durée moyenne d'une session d'observation peut être définie en fonction de la charge en déchets véhiculée par le cours d'eau. Suivant les cas, on observe dans la littérature des durées allant de 1 minute (dans le cas de cours d'eau particulièrement pollué, voir [van Emmerik et al., 2019a](#)) à 63 minutes ([Schirinzi et al., 2020](#)). Pour des cours d'eau Européens, la durée moyenne est plutôt comprise entre 20 et 30 minutes.

Dans le cas où le site d'étude est soumis à l'influence de la marée, celle-ci doit nécessairement être prise en considération pour caler les sessions d'observation et renseigner si elles ont été menées durant une marée descendante ou montante.

Enfin, afin d'aider les observateurs à rapporter et enregistrer les observations des macro-déchets, il est possible d'utiliser une application d'aide au suivi. Dans le cadre du projet RIMMEL, une application sous Android dédiée à ce but a été développée (voir [González-Fernández et Hanke, 2017](#)). Celle-ci permet d'enregistrer durant la session, non seulement les déchets, mais aussi le type de matériaux dont ils sont constitués, leur dimension ainsi que l'heure d'observation et la position GPS. La liste des déchets disponible au sein de l'application a été constituée à partir de la liste des catégories utilisée pour les déchets flottants dans le cadre de la DCSMM. Elle comprend 42 items différents, ainsi que des catégories du type « fragments » ou « autres ». Six types de matériaux sont disponibles : polymères artificiels, papier/carton, caoutchouc, métal, vêtements/textiles et bois travaillés. Les déchets peuvent être classés dans l'application par gamme de tailles : 2 – 5 cm, 5 – 10 cm, 10 – 20 cm, 20 – 30 cm, 30 – 50 cm et > 50 cm.

Tableau 3. Études se basant sur l'observation visuelle à partir d'un pont et paramètres associés

Références	Durée des sessions	Hauteur d'obs.	Largeur du cours d'eau	Nbre de pts d'obs.	Largeur de bande d'obs.	Taille min. des déchets	Position : Face à l'	Influence de la marée
Castro-Jiménez J., González-Fernández D. et al., 2019	30 min.	13 m	150 m	1	65 m	2,5 - 7 cm	amont	Non
Crosti R., Arcangeli A. et al., 2018	30 - 60 min.	< 5 m	30 m	1	15 m	2,5 cm	_	Non
Schirinzi G., Köck-Schulmeyer M. et al., 2020	26 - 63 min.	7 et 15 m	36 et 150 m	1	36 et 26 m	2,5 cm	amont	Non
van Calcar C.J., van Emmerik T.H.M., 2019	1 - 20 min.	_	_	3 - 12	_	1 cm	_	_
van Emmerik T., Kieu-Le T.C. et al., 2018	2 min.	12 ± 3 m	300 m	12	15 m	1 cm	aval	Oui
van Emmerik T., Loozen M. et al., 2019a	1 min.	_	19 - 70 m	3 - 6	5 m	1 cm	_	Oui
van Emmerik T., Strady E. et al., 2019b	2 min.	14 m		12	15 m	1 cm	aval	Oui
		12 ± 3 m	118 - 148 m	3	_	1 cm	aval	Suivant le

van Emmerik T., Tramoy R. et al., 2019c	15 - 20 min.								Site
Vriend P., van Calcar C. et al., 2020	20 min.	–	500 m	6	–	5 cm	–		Oui

Observations par drone

La nécessité d’harmoniser les procédures de suivi des déchets en milieu fluvial, couplée au besoin exprimé par van Emmerik et al. (2018) et González-Fernández et al. (2017) de connaître le profil de distribution des déchets flottants suivant la largeur des cours d’eau pousse, depuis 2 ou 3 ans, à développer une méthode de quantification et de caractérisation des déchets flottants transposable sur des sites totalement différents et qui permette une réelle comparaison des mesures. Avec l’avancée des technologies, le drone a récemment été proposé pour une multitude d’applications de surveillance de l’environnement, dont le suivi des déchets en mer, mais aussi sur les eaux intérieures. L’équipe de M. Geraeds a récemment proposé un protocole de suivi des déchets en eaux intérieures basé sur l’utilisation d’un drone acheté dans le commerce. Le détail de la procédure décrite ci-dessous pourra être trouvé dans Geraeds et al. (2019).

On emploie ici un drone aérien équipé d’un appareil photo afin de comptabiliser les déchets flottants. Ce drone utilise un GPS, couplé à un baromètre et à une petite centrale inertielle, afin de se localiser avec une précision suffisante pour permettre la mesure. La batterie dont il est équipé fournit une autonomie suffisante (plus de 20 minutes) pour permettre de réaliser en toute sécurité un jeu de mesures (ici un transect suivant la largeur du cours d’eau étudié).

Durant les mesures, le drone est positionné de manière à faire face au courant (vers l’aval), sa tête étant alors perpendiculaire au transect et donc à la direction de vol. Le vol en lui-même est programmé sur 3 niveaux différents suivant un schéma défini à l’avance : le drone traverse d’abord la moitié du cours d’eau au 2nd niveau de vol et à une vitesse de croisière de 13,7 km/h, puis il monte au 3^e niveau de vol pendant 14 s, avant de redescendre au 2nd niveau de vol et de traverser le reste du cours d’eau. Lorsqu’il atteint la berge opposée, le drone redescend enfin au 1^{er} niveau de vol et traverse à nouveau le cours d’eau avant de retourner au point de départ.

Les images obtenues suivant les 3 niveaux de vol permettent différentes analyses. Au 1^{er} niveau, il est possible de traiter les images pour effectuer un décompte des déchets afin d’estimer le transport en surface. Le 2nd niveau fournit pour sa part une information qualitative sur les accumulations de déchets présentes dans le cours d’eau.

Enfin, le troisième niveau donne un aperçu qualitatif sur une zone plus étendue comprenant notamment les berges.



Figure 4. Exemple de photos de déchets prises par un drone aérien, d’après Geraeds et al. (2019).

Les altitudes des deux premiers niveaux de vol ont été définies par des tests préliminaires puis fixées à 5 et 15 m. L'analyse des tests montrent à ce propos qu'à partir de 8 m de hauteur, les déchets peuvent encore être comptabilisés mais ne peuvent plus être caractérisés. Cette hauteur dépend des caractéristiques de l'appareil photo installé sur le drone et doit être déterminée avant toute mesure.

A noter que la résolution des appareils photos disponibles dans le commerce permet l'utilisation de machines learning se basant sur des algorithmes de détection d'objets afin de traiter les images prises durant les campagnes de mesure. Une estimation cohérente des quantités de déchets flottants peut ainsi être obtenue pour un grand nombre de campagnes de mesures en un laps de temps raisonnable.

Télé-détection

Les satellites de télédétection permettent de collecter des observations standardisées à l'échelle mondiale avec une couverture temporelle continue, ce qui pourrait potentiellement constituer un outil idéal pour la surveillance des déchets (Martínez-Vicente et al., 2019). Le développement de ces méthodes est très émergent. Les zones d'accumulation de déchets plastiques peuvent être détectées grâce à des satellites, e.g., les satellites Sentinel-2 de l'Agence Spatiale Européenne (Biermann et al., 2020) qui fournit des images en libre accès. La précision des images fournies par les satellites dépend de certains facteurs, telles que la couverture nuageuse, le contraste et la densité de déchets, la turbidité de l'eau ou la présence de vagues par exemple (S. Alleaume, INRAE, communication personnelle). La précision spatiale et temporelle varie entre satellites. Elle peut descendre à 10 m avec des intervalles d'images entre 2 et 5 jours. En général, les images optiques sont employées pour étudier des agrégats d'algues ou bien les panaches fluviaux. Pour les déchets, le signal détectable depuis l'espace dépend de leurs propriétés physico-chimiques. De plus en plus d'auteurs s'intéressent à la « signature spectrale » des déchets (réflectance en fonction de la longueur d'onde), en particulier les plastiques, pour évaluer leur capacité à être repérés par satellite. Un spectroradiomètre est employé pour mesurer l'intensité du rayonnement électromagnétique sur la surface des objets à évaluer dans une gamme de longueurs d'onde donnée (champ visible ou invisible). Une valeur de référence est définie, basée sur une surface blanche («Spectralon») qui reflète 100% du rayonnement électromagnétique auquel elle est exposée. Des mesures régulières, à différents moments de la journée, sont prises à la fois sur le Spectralon et sur différents types et couleurs de déchets positionnés à différentes profondeurs, afin d'étalonner les valeurs de références. La couleur des objets peut être déduite en comparant la réflectance maximale des plastiques dans le spectre visible aux valeurs de longueur d'onde où chaque couleur est réfléchi.

Koumi et al. (date non précisée) ont travaillé avec des lycéens sur le développement d'une méthodologie pour détecter les agrégats de déchets plastiques sur une zone côtière de l'île Chypre (plage de Limassol). De cette phase d'étalonnage, ils ont déduit une réflectance commune dans l'infrarouge, avec une valeur maximale entre 950-1000 nm. Ils ont alors réussi à détecter un panneau de 3 x 10 m composé de 4000 bouteilles plastiques attachées par des fils de pêche. Les auteurs ont comparé les images produites par les satellites Sentinel 2 et celles fournies par des drones équipés de caméras en rouge-infrarouge et un rouge-vert bleu (visible). La caméra en infrarouge produit une image monochrome. Absorbant le rayonnement à une longueur d'onde de 700 nm, l'eau s'affiche en noir, tandis que les plastiques, bien détectés à partir de 850 nm, apparaissent en blanc. Leur couleur est détectée sur une image classique produite dans le champ du visible. Les auteurs ont ajusté les images produites par le Satellite et produit un code en programmation Python pour colorer automatiquement les images et faciliter les différenciations (Figure 5). Cette étude a permis de déduire un Indice Plastique (IP) pour détecter les plastiques à la surface de l'eau ainsi qu'un indice de végétation (à différence normalisée inversée, RNDVI) à utiliser dans le traitement des images satellites

(Themistocleous et al., 2020). Plusieurs études visent à produire des algorithmes de correction atmosphérique pour mieux détecter automatiquement les plaques de différentes catégories de déchets à partir d'images satellitaires haute résolution (e.g., Topouzelis et al., 2019 ; Biermann et al., 2020). Ces études sont effectuées en mer, sur les zones côtières. Les développements sont encore nécessaires, en particulier pour les fleuves où la végétation peut poser une contrainte de plus dans la détection.



Figure 5. Expérience menée sur la plage de Limassol sur l'île de Chypre. A gauche, panneau de 3 x 10 m de bouteilles plastiques ; au Centre, image fournie par une caméra infrarouge ; à Droite, images fournies par le satellite Sentinel 2 (Koumi et al., date non précisée)

Sur les berges

La technique du transect est la méthode la plus communément utilisée pour l'estimation des quantités de déchets échoués sur les berges d'un cours d'eau. Elle consiste à définir une bande de terrain, appelée transect, sur laquelle l'ensemble des observations de déchets est effectué. Généralement, cette bande peut mesurer de 50 à 100 m de long (jusqu'à 500 m dans des cas extrêmes, Tableau 4. Etudes de quantification des déchets sur berges de cours d'eau à travers le monde), pour une largeur d'une dizaine de mètres. Dans une grande majorité des cas, elle est orientée parallèlement au cours d'eau, même si certains auteurs (par ex. Kiessling et al., 2020 ; McCormick et Hoellein., 2016) privilégient des transects perpendiculaires. En fait, la nécessité des transects perpendiculaires provient initialement du désir d'effectuer au sein d'un même transect des observations sur la totalité de la largeur du lit de rivière en un temps raisonnable. Néanmoins, plusieurs études privilégient l'usage de transects parallèles (Tableau 4. Etudes de quantification des déchets sur berges de cours d'eau à travers le monde) et divisent donc le lit du cours d'eau étudié en différentes zones dans le but d'obtenir une image fidèle de la distribution des déchets présents sur les berges en réalisant au moins un transect par zone. Rech et al. (2014), définissent par exemple 3 zones distinctes : 1) le bord du cours d'eau (de 0 à 3 m du bord), 2) de 3 m du bord à la ligne de plus haute montée des eaux, et 3) une zone mitoyenne formée par une bande située au-delà de la zone de plus haute montée des eaux. Blettler et al. (2017) définissent quant à eux 2 transects différents, un sur la zone la plus polluée, et un autre sur la zone la moins polluée.

Qu'il s'agisse de transects parallèles ou perpendiculaires, deux approches peuvent être adoptées quant aux actions menées au sein des transects. Il est tout d'abord possible d'entreprendre uniquement une observation visuelle en procédant à un décompte et à une catégorisation des déchets présents sans les déplacer. On évite alors toute perturbation de la dynamique du transport des déchets (Czarkowski et al., 2016). En plus de l'observation, il est également possible d'effectuer une collecte des déchets dans le but de mener une étude plus approfondie, par exemple, pour mesurer leur taille et/ou les peser. La méthode adoptée dépendra bien évidemment du but recherché et des moyens disponibles.

En ce qui concerne la taille des déchets observés ou collectés, sont généralement pris en compte tout déchet visible. Plusieurs études (Tableau 4. Etudes de quantification des déchets sur berges de cours

d'eau à travers le monde) sont néanmoins plus précises quant à la gamme de tailles considérée et définissent une taille minimum généralement comprise entre 0.5 et 2.5 cm.

Tableau 4. Etudes de quantification des déchets sur berges de cours d'eau à travers le monde

Références	Environnement	Méthode	Nombre/Site pour 1 date	Longueur (m)	Largeur (m)	Sens / au cours d'eau	Collecte	Décompte	Pesage	Mesure	Catégorisation	Couleur	Période et/ou Périodicité	Taille des déchets	Participants
Blettler M.C.M., Ulla M.A. et al., 2017	Rivière	Transect	2	50	5	–	X	X	X	X	X		1 fois	> 2,5 cm	Académique
	Rivière	Quadrat	3	1	1	–	3 cm sup. sédiments	X	X	X	X	X	1 fois	0,5 - 2,5 cm	Académique
Browne M.A., Galloway T.S. et al., 2010	Estuaire	Transect + 5 Quadrats (0,25 m ²)	5	50	–	Parallèle	X	X			X		–	Visible	Académique
Bruge A., Barreau C. et al., 2018	Rivière + Estuaire	Transects	1	–	–	–	X	X	X		X		sur 3 ans	> 0,5 cm	Participatif
Carpenter E., Wolverson S., 2017	Ruisseau	Transect	Plusieurs Paires	50	–	Parallèle		X			X		mensuel (sur 8 mois)	–	Académique
Cingolani A.M., Barberá I. et al., 2016	Rivière	Observation et collecte sur l'ensemble des plages	–	–	–	–	X	X					3x/jour, 29 dates sur 2 x 3 mois	–	Académique
Cowger W., Gray A.B. et al., 2019	Rivière	Nettoyage en canoës	–	77 - 164 km	–	–	X	X	X	X	X		5 - 7 jours	Visible	Participatif
Czarkowski T.K., Kapusta A. et al., 2016	Rivière	Transect	1	4 - 12				X			X		3 campagnes	–	Académique
Hoellein T., Rojas M. et al., 2014	Rivière	Transect	3	70 - 100	< 10	Parallèle	X	X					3 jours	≥ 1 cm	Académique
	+ Lac	Transect	3	400	50	Parallèle	X	X							
Ivar do Sul J.A., Coasta M.F., 2013	Estuaire	Transect	3	–	20	Perpendiculaire	X	X		X	X		Mensuel sur 1 an	–	Académique
Kiessling T., Knickmeier K. et al., 2019	Rivière	Cercles de 3 m ø dans 3 sous-transects	1 - 3	–	–	Perpendiculaire	X	X			X		2 x 2 mois	–	Participatif
		+ Transect	1	Au moins 1000 m ²		Parallèle	Suivant cas	X		X	X				
Kurniawan S.B., Imron M.F., 2019a et 2019b	Estuaire	Quadrat de 50 x 50 cm au sein de transects	3	500	–		X	X	X		X		2 x / jour sur 2 mois	≥ 5 mm	Académique
Mazarrasa I., Puente A. et al., 2019	Estuaire	3 - 5 cercles de 3 m ø dans chaque transect	1	50 - 100	–	Parallèle		X			X		2 campagnes	> 0,5 cm	Académique
McCormick A.R., Hoellein T.J., 2016	Rivière	Transect	3	50 - 100	< 10	Perpendiculaire	X	X	X		X		5 mois	≥ 1 cm	Académique
Owens K.A., Kamil P.I., 2020	Rivière	Transect	1	100	5	Parallèle	X	X	X		X		2 dates	Visible	Académique
Rech S., Macaya-Caquilpán V. et al., 2014	Rivière	5 cercles de 3 m ø /zone 3 zones différentes	1	–	–	Parallèle	X	X			X		–	> 1,5 cm	Académique
	Estuaire	4 Quadrats de 3 m x 3 m / ligne, 2 lignes	4	–	–	Parallèle		X			X		–	–	Académique
Rech S., Macaya-Caquilpán V. et al., 2015	Rivière + Estuaire	3-5 cercles de 3 m ø /zone 3 zones différentes	1	–	–	Parallèle		X			X			> 1,5 cm	Académique et Participatif
		Échantillonnage de la surface avec un filet (1h)	1	–	–	–		X			X			> 1 mm	
Tramoy R., Colasse L. et al., 2019b	Rivière	Quadrat de 1 m ²	1	1	1	–	X	X	X	X	X		1 date	–	Académique
Verney V., Bissagou Koumba G. et al., 2018	Rivière	Transect	1	170	–	Perpendiculaire	X	X			X		6 dates	> 0,5 cm	Participatif
Vincent A.E.S., Hoellein T.J., 2017	Lac	Transect	5	60	–	Parallèle	X	X	X		X		2 x / semaine sur 8 mois	Visible	Académique
Williams A.T., Simmons S.L., 1997b	Estuaire	Transect	3	–	5	Perpendiculaire		X			X		1 an	–	Académique
			–	1000	–	Parallèle	X	X		X	X	X			
Williams A.T., Simmons S.L., 1999	Rivière	Transect	3	5	–	–		X			X		2 campagnes	–	Académique
Willis K., Hardesty B.D. et al., 2017	Estuaire	Transect	3 - 6	–	–	Perpendiculaire		X			X	X	1 date / site	–	Académique

L'observation et la collecte de déchets sur les berges est une méthode qui demande généralement la présence de plusieurs personnes afin d'avoir une action efficace dans le temps et l'espace. Pour éviter toute observation multiple d'un même déchet ou tout oubli, il est préconisé de suivre un cheminement régulier convenu à l'avance, en faisant par exemple des allers-retours à partir du bord du cours d'eau ou d'un côté du transect (Owens et Kamil, 2020). Pour réduire le temps d'observation, on peut envisager de ne pas considérer l'intégralité du transect et de cibler des zones plus restreintes définies de manière aléatoire ou bien régulière. Kiessling et al. (2019) et Rech et al. (2014) ont par exemple choisi d'utiliser des cercles de 3 m de diamètre régulièrement espacés le long de chaque transect, la forme de cercle étant plus aisée à matérialiser sur un sol complexe qu'un carré ou un rectangle

Une étude à plus grande échelle spatiale peut enfin être conduite sur un ensemble de cours d'eau par le moyen de petites embarcations, comme des canoës descendant le cours d'eau et à partir desquels on réalise une collecte des déchets visibles sur les premiers mètres de berges (rarement plus de 10 m). C'est l'approche adoptée par Cowger et al. (2019), qui a permis d'effectuer une évaluation des quantités de déchets polluant les berges de l'Iowa sur plus de 100 km.

1.3.1.2. Dans la colonne d'eau

Peu d'études ont aujourd'hui été réalisées pour caractériser les déchets plastique présents sous la surface d'un cours d'eau, et notamment sur le fond. Cela s'explique en partie par la difficulté de mise en place d'une procédure adaptée qui permette d'obtenir un échantillon suffisamment représentatif. Moritt et al. (2014) ont néanmoins testé l'utilisation de filets à anguilles, modifiés ou non, fixés sur le fond de la Thames (Angleterre). Ils ont ainsi pu piéger une partie des déchets présents sur les 40 derniers centimètres de la colonne d'eau et montrer que la pollution plastique est également bien présente sous la surface. En Indonésie, van Emmerik et al. (2019a) ont utilisé un filet de surface (maille 1,5 cm) présentant 2 compartiments distincts afin de quantifier les déchets présents entre la surface et 35 cm de profondeur, et entre 50 cm et 1 m de profondeur. Cette étude montre que la masse de plastique transportée par le fleuve peut être plus importante dans la colonne d'eau qu'en surface. Malgré cela, aucune véritable étude sur la dynamique du transport des déchets plastique au sein de la colonne d'un cours d'eau n'a encore été entreprise. Un véritable protocole d'étude reste encore à définir dans ce but.



Figure 6. Déchets capturés par un filet fixé sur le fond de la Thames, d'après Morritt et al. (2014)

1.3.2. Approches employées en mer

1.3.2.1. Protocoles sur les plages et les berges

Le Critère D10C1 du Descripteur 10 de la DCSMM propose l'abondance de déchets sur les plages comme indicateur. La méthodologie est calée sur la [méthode OSPAR](#) de recensements des déchets sur les plages. Il s'agit de comptabiliser le nombre de déchets sur 100 m de plage, les sites étant prospectés 1 à 4 fois par an. Les déchets sont collectés, caractérisés, pesés et énumérés. Ils sont catégorisés selon une liste de 100 catégories. Les gros déchets de taille supérieure à 50 cm sont recensés plus grossièrement sur 1 km de plage selon une liste de 20 catégories.

Il existe d'autres protocoles à l'international, comme cités dans le rapport de l'ADEME (Desplats, 2012(c)), qui considèrent des classifications différentes :

- Ocean Conservancy dans le cadre du programme International Coastal Clean Up, différencie 6 types d'activités avec 43 sous-catégories ;
- Le Programme des Nations Unies pour l'Environnement PNUE propose 10 catégories de matériaux et 77 sous-catégories correspondant aux formes et utilisations possibles, simplifiées en 7 catégories et 29 sous-catégories pour des observations imprécises ;
- Le Northwest Pacific Action Plan NOWPAP du plan régional des mers et océans du PNUE, différencie les items selon leur matière et leur utilisation, et préconise de peser les déchets.

Dans le cadre de la DCSMM, la surveillance des macro-déchets en amont des principaux estuaires, est en cours de mise en œuvre par le Réseau National de Surveillance des Macro-déchets issus des Bassins Hydrographiques, pilotée par le Cedre et financée par le Ministère en charge de l'écologie. Ce réseau en construction compte aujourd'hui 2 sites et a pour objectif d'atteindre 16 sites en fin 2021. Il vise à acquérir des données sur la quantité, la composition et la répartition spatiale des macro-déchets échoués sur les berges à l'amont des estuaires afin de quantifier et caractériser les déchets susceptibles d'arriver à la mer via les cours d'eau. Il sert également à évaluer l'efficacité des mesures mises en œuvre dans le cadre de la DCSMM. Il se base sur une approche comparable à celle utilisée sur le littoral dans le cadre du Réseau National de Surveillance des macro-déchets sur le littoral également piloté par le Cedre (C. Lacroix, Cedre, communication personnelle).

1.3.2.2. Macro-déchets flottants

Le projet Interreg MedSeaLitter, finalisé en Décembre 2019, a été mené par 11 pays partenaires méditerranéens pendant 33 mois. Il visait à développer des protocoles pour l'évaluation de la distribution et des impacts des déchets flottants en Méditerranée. Il s'agissait d'abord de confronter différents protocoles lors d'une première phase test, puis de proposer des protocoles finalisés à mettre en œuvre spécifiquement dans les Aires Marines Protégées (AMPs). L'Activité 4 « Testing » a permis de produire des protocoles compilés dans un rapport technique (livrable 4.6.1. « Common monitoring protocols for Marine Litter » de l'Activité 4.6. « Delivering efficiency, easy to apply and cost-effective protocols to monitor and manage litter impacts on biodiversity »). Les protocoles emploient différentes plateformes permettant de couvrir des échelles spatiales variées : les recensements en bateaux (du zodiac au ferry) et les recensements aériens (du drone à l'avion). Un résumé de ces méthodes, tiré du rapport technique de la phase « Testing » du projet MedSeaLitter (MedSeaLitter consortium, 2019) et de l'article d'Arcangeli et al., (2020) est fourni ci-dessous. Le rapport MedSeaLitter fournit les feuilles d'observation et la liste du matériel requis pour chacun des protocoles.

1.3.2.2.1. Recensements par bateau

Pour les grands navires, il s'agit d'employer des observateurs ou des caméras embarquées sur des ferries ou cargos afin d'observer les macro-déchets flottants en pleine mer. La vitesse de ces bateaux ne doit pas excéder 27 nœuds (50 km/h) pour une hauteur d'observation de 12/25 m, et peut être réduite à 16/18 (environ 30 km/h) lorsque la fréquence de rencontre des déchets flottants augmente (zone dense). Les observateurs, dont la probabilité de détection, propre à chacun, doit être testée à l'amont, doivent se remplacer toutes les heures afin d'éviter les erreurs causées par la fatigue. Ils se positionnent à proximité de la proue sur le pont ou la cabine de commande, du côté où la visibilité est optimale. Les observations doivent être réalisées par météo clémente, Beaufort ≤ 2 . Elles se font à l'œil nu, et à l'aide de jumelles quand il s'agit de préciser le type d'objet. La bande d'observation peut être marquée au ruban sur les vitres de la cabine. Elle est fixée à 50 m pour les plus gros navires ou 25 m lorsque les conditions ne sont pas optimales (Figure 7. Positionnement et largeur de bande d'observation des macro-déchets flottants depuis un ferry (MedSeaLitter, 2019)). L'angle de l'observation est évalué à l'aide d'un clinomètre en tenant compte de l'horizon et de la hauteur de plateforme par rapport au niveau de la mer (Figure 8. Evaluation de l'angle d'observation (MedSeaLitter, 2019)). Pour prendre en compte l'effort d'échantillonnage, le transect parcouru et les positions GPS du bateau et des déchets détectés doivent être enregistrés.

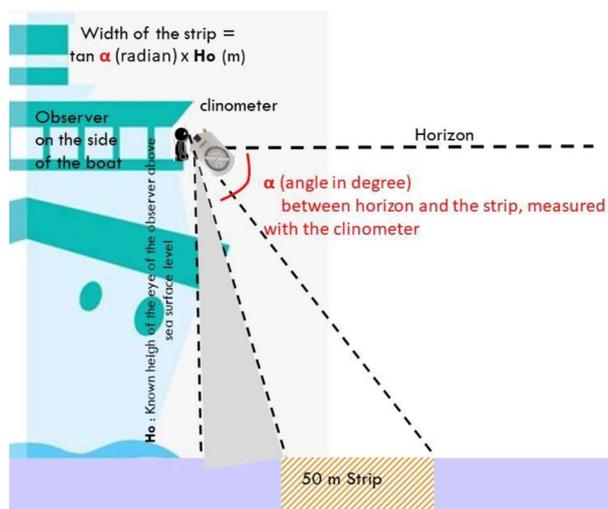


Figure 7. Positionnement et largeur de bande d'observation des macro-déchets flottants depuis un ferry (MedSeaLitter, 2019)

Figure 8. Evaluation de l'angle d'observation (MedSeaLitter, 2019)

La taille minimum des objets détectés est de 20 à 30 cm. L'unité spatiale d'échantillonnage peut être de 8 km², les données sont ensuite combinées pour évaluer la distribution des déchets sur des unités de 25 km², car l'objectif ici est de prospecter et comparer les sous-régions des bassins méditerranéens. Néanmoins, l'unité d'échantillonnage doit être adaptée à l'effort d'échantillonnage (nombre d'observateurs, nombre d'heures, largeur de bande, vitesse du bateau) ainsi qu'à la densité de déchets.

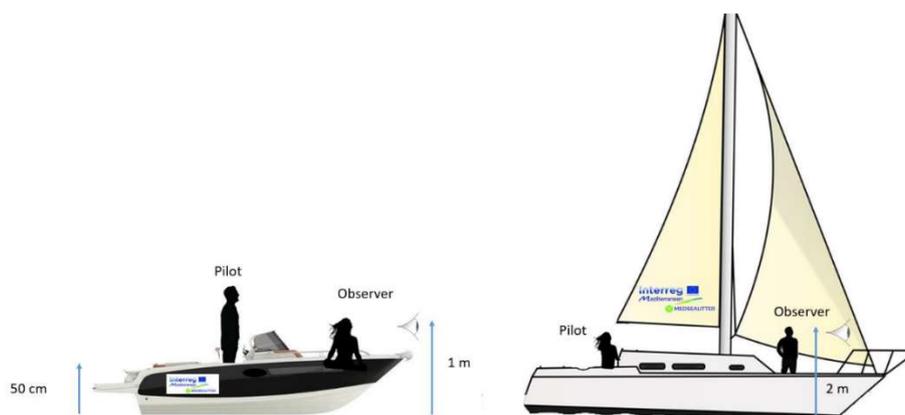


Figure 9. Exemple de positionnement des observateurs sur petits et moyens bateaux (MedSeaLitter, 2019)

Des bateaux plus petits sont employés sur les secteurs côtiers. Un ou deux observateurs se placent sur la proue et une personne enregistre les données (Figure 9. Exemple de positionnement des observateurs sur petits et moyens bateaux (MedSeaLitter, 2019)). Cette approche permet de couvrir des surfaces de 0,14 km², rassemblés en 2 ou 3 km² pour une analyse saisonnière. Pour couvrir cette surface avec un bateau à voile, l'observation sur une largeur de bande de 10 m devrait nécessiter 15 à 30 heures d'effort à une vitesse de 3 à 5 nœuds (environ 5 à 10 km/h) ou 37-56 heures pour une largeur de 5 m et une vitesse de 4 à 6 nœuds. Le rapport MedSeaLitter propose un tableau récapitulatif les efforts de prospections requis selon le nombre d'observateurs, la largeur de bande, la longueur du transect et l'aire à prospection. La largeur de la bande d'observation peut être matérialisée avec une canne à pêche placée verticalement à la surface (Figure 10. Positionnement des observateurs et de la bande observée sur petits et moyens bateau (MedSeaLitter, 2019)). La taille minimale des objets détectés est de 2,5 cm.

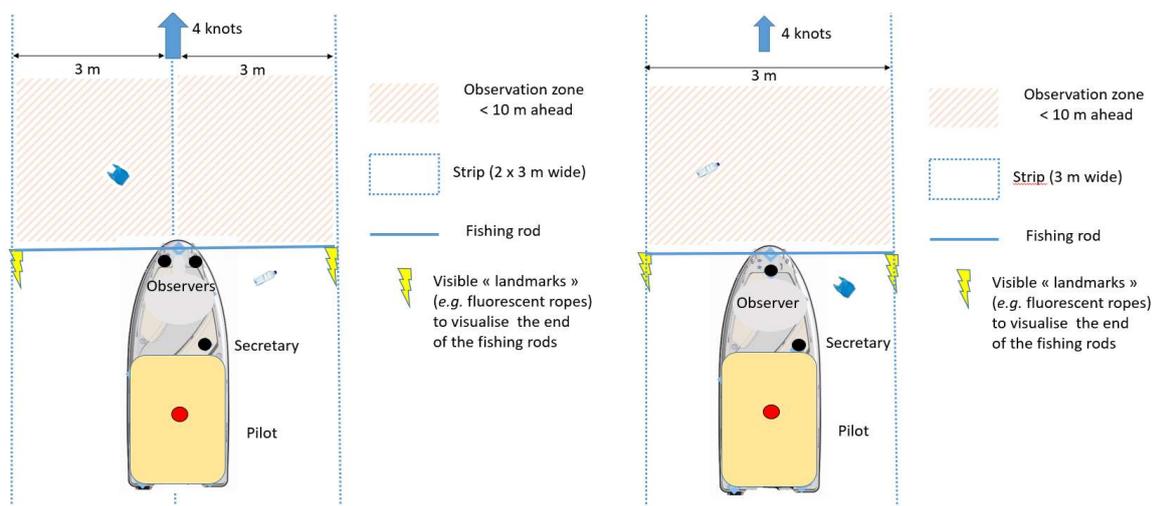


Figure 10. Positionnement des observateurs et de la bande observée sur petits et moyens bateau (MedSeaLitter, 2019)

Arcangeli et al. (2020) évaluent l'effort pour atteindre une précision donnée par l'équation de Burnham

$$\hat{L} = \frac{b}{[CV(\hat{D}^2)]^2} \left(\frac{L_1}{n_1} \right),$$

L étant la superficie du transect (longueur x largeur), b une constante allant de 1,5

à 4, CV (D) le coefficient de variation souhaité de l'estimation finale de la densité, L1 la longueur du transect-pilote et n1 le nombre d'items détectés sur le transect-pilote.

1.3.2.2.2. Recensements aériens

Les recensements à large échelle pour évaluer les sources, l'occurrence et les zones d'accumulation des déchets sont menés par des avions volant à altitude et vitesse constantes. Ces avions sont idéalement munis de fenêtres-bulles, afin que les observateurs puissent voir sur les côtés et sous l'appareil. Ceux-ci dictent leurs observations à un « secrétaire » qui bancarise les données sur une application adaptée ou sur une feuille d'observation. Le trajet de l'avion est enregistré pour prendre en compte la zone prospectée et l'effort d'échantillonnage. A 90 nœuds (166 km/h) et 230 m d'altitude, les objets de plus de 30 cm sont détectés. La distance de l'objet à l'avion est calculée par rapport à la hauteur et l'angle de l'observateur, évalué au clinomètre.

A échelle plus fine, des UAV (Unmanned aerial vehicles) peuvent être utilisés pour des photographies automatiques, qui pourraient être aussi ré-analysées pour répondre à des questions éventuelles futures. Ils permettent aussi de prospecter des zones peu accessibles. Il existe :

- Les drones à aile fixe, intéressants pour prospecter une surface moyenne, qui ont plus d'endurance mais sont moins stables et peu faciles à manipuler pour le décollage et l'atterrissage sur bateau ou dans des zones escarpées ou caillouteuses. Le parcours doit être programmé à l'avance.
- Les multi-copters avec 4 à 8 hélices généralement, recommandés pour prospecter de petites zones avec précision. Très stables et plus faciles à manipuler, ils peuvent fournir des images de bonne résolution mais ont peu d'autonomie, de 20 à 30 min.

1.3.2.2.3. Détection automatique

Plusieurs types de capteurs peuvent être embarqués sur les UAVs, comme les caméras RVB pour des images de bonne qualité (petit avion) avec des pixels de taille minimale de 2,5 cm pour des objets de 30 cm environ, détectant la couleur, le type et la taille des items. Les caméras thermiques et multi-spectrales permettent d'éviter l'impact des reflets du soleil sur les images. Leur résolution est moins bonne, mais elles permettent de déterminer les objets dont la surface est chauffée par le soleil, ainsi que de visualiser des eaux en sortie de rivière ou des systèmes d'évacuation par exemple.

Il faut considérer un chevauchement des images d'environ 30% le long du transect pour permettre une analyse précise et vérifier les double-comptages. La programmation de prise de vue doit prendre en compte la vitesse de l'engin et la taille de l'image. La position, la hauteur et l'horaire doivent être associés à l'image. Les transects et l'orientation de l'appareil doivent aussi prendre en compte la hauteur du soleil et son reflet. Les appareils d'enregistrement automatique (automated recording sensor) peuvent être positionnés sur des engins aériens ou sur des bateaux sur lesquels ils sont attachés à un mât.

La manipulation des UAVs doit se faire à Beaufort <3. La largeur de bande doit être adaptée à la résolution de la caméra. Des observateurs, indépendants entre eux, doivent vérifier ensuite les images. Pour éviter cette phase très chronophage, un système de détection automatique peut être employé, comme celui proposé par le projet MedSeaLitter, et de nombreuses applications seront probablement développées dans le futur.

Un jeu d'images est sélectionné, sur lequel des polygones sont délimités pour différencier un « déchet » par rapport à « l'eau » en passant les images dans un système d'information géographique (pixel). Des masques (pochoirs pour supprimer des contours ou parties d'images jugés mauvais) sur lesquels l'image n'est pas bonne du fait, par exemple, du reflet du soleil, sont aussi délimités de sorte que ces zones soient automatiquement différenciées et retirées dans l'analyse des prochaines images. A chaque polygone, des modèles de discrimination (Linear Discriminant Analyses) permettent de classer les valeurs de déchet vraies, ou fausses, et d'eau, vraie ou fausse. Plusieurs techniques existent pour le traitement de vidéos et plusieurs algorithmes permettent de détecter les objets, comme RCN, Retina Net, YOLO, cités dans le rapport MedSeaLitter (2019).

1.3.2.2.4. Caractérisation des déchets et évaluation de la densité

Comme pour les catégories de couleurs, les catégories de déchets considérées sont celles proposées par les guidelines d'OSPAR et du Technical Group Marine Litter (TG ML) de la DCSMM, qui peuvent être simplifiées, par exemple pour évaluer les impacts sur la faune marine (EC JRC, 2013 ; INDICIT consortium, 2018). L'automatisation de la détection permettra d'éviter les risques d'erreur d'identification lorsque les déchets ne peuvent pas être ramassés et pourrait être réalisée avec des caméras automatiques (MedSeaLitter consortium, 2019).

La taille limite des détections des déchets dépend de la plateforme et doit être testée. Certains auteurs différencient des classes de taille : <2,5 cm ; 2,5 à 5 cm, 5 à 10 cm, 10 à 20 cm, 20 à 30 cm, 30 à 50 cm, 50 à 100 cm, ≥100 cm, selon le guideline de la DCSMM.

La taille réelle des objets détectés (dimension la plus grande) est obtenue d'après le Théorème de Thalès comme le proposent Arcangeli et al. (2020) :
$$Taille\ exacte = \frac{Hauteur\ d'observation \times taille\ des\ items\ mesurée\ avec\ une\ règle}{distance\ entre\ les\ yeux\ et\ la\ règle}$$

Le projet MedSeaLitter propose un effort de prospection dépendant du type de navire. Différentes co-variables doivent donc être prises en compte car elles influencent la probabilité de détection des macro-déchets flottants :

- La période et le design d'échantillonnage,
- Le type et la hauteur de plateforme ainsi que la vitesse du bateau,
- La technique d'observation, i.e., visuelle ou automatique,
- L'expérience des observateurs,
- La météo et les conditions de visibilité (vents, éblouissement, etc.),
- La largeur de bande d'observation,
- La taille minimum et les classes de taille des items ;
- La couleur et le type d'items.

La densité de macro-déchets flottants est alors obtenue par la formule $D = n/(w \times L)$, n étant le nombre d'items, w la largeur de bande et L la longueur de bande.

1.3.3. Discussion des protocoles

1.3.3.1. Comparaison des méthodes

Le Tableau 5 recense les méthodes présentées dans la littérature ainsi que certains avantages et inconvénients rapportés par les auteurs ou les experts.

Tableau 5. Avantages et inconvénients des méthodologies d'évaluation de la distribution des macro-déchets dans les cours d'eau, en surface, dans la colonne d'eau et/ou sur les fonds, rapportés dans la littérature.

Méthode	Avantage	Inconvénient
Barrages flottants	Toute l'année	- Couverture spatiale - Crues (accumulation)
Zone tampon avec éco-barrière	- Collecte des déchets - Quantification / caractérisation	- Colmatage
Dégrilleurs des barrages hydroélectriques / centrales	Toute la colonne d'eau	- Biais envers les petits déchets (~12 cm) - Crues (levées)
Filets immergés ou fixés (maille variable)	- Evaluer le poids moyen des déchets localement - Collecte - Surface + colonne d'eau	- Volume d'eau filtré - Risque de colmatage si maille trop fine
Comptages visuels au-dessus de pont	- Facile à mettre en œuvre pour de nombreux publics - Distribution large d'un tel dispositif	- Difficulté à couvrir tout le lit du cours d'eau - Détectabilité
Comptages visuels à pied sur berges	- Collecte possible et caractérisation - Facile à mettre en œuvre pour de nombreux publics	- Sécurité des personnes selon les types de terrain
Comptages visuels en kayak	- Adapté au grand public (ludique) - Distance parcourue	- Investissement humain
Bateaux (péniches, zodiacs...)	- Distance parcourue - Bénéficiaire des embarcations existantes	- Contraintes à la navigation - Protocole à adapter
Drones	Autonomie et résolution	- Temps pour l'analyse d'image - Problèmes de détectabilité (e.g. végétation)
Avion	Couverture spatiale (embouchures)	- Cher - Ne passe pas partout
Satellites (Sentinel 2)	- Libre accès des images - Large échelle et résolution	- Détectabilité (couverture nuageuse, vagues, densité de déchets, végétation) - Temps d'analyse des images
Plongeurs	Collecte sur le fond et colonne d'eau, collecte des objets lourds	Sécurité parfois
Ramassages citoyens	- Sensibilisation par expérience - Ramassage des déchets pour caractérisation - Distribution des acteurs et ampleur potentielle - Peu coûteux	- Adapter les protocoles - Accompagnement des acteurs
Approches probabilistes basées sur des nettoyages récurrents	Large échelle	- Besoins de données empiriques pour être affinés

Le comptage et la caractérisation des déchets sur les rives lors de recensements pédestres ou en petite embarcation semble une approche facile à mettre en œuvre et qui peut s'inscrire dans la continuité des recensements effectués sur les plages. Une distance standard de 100 m employée avec la méthodologie OSPAR permettrait de comparer les résultats entre berges et plages, mais cette distance pourrait être inférieure selon les contraintes des sites et du climat (voir section 1.3.3.3).

La disparité des méthodologies de la littérature pour le recensement des déchets sur les cours d'eau et en mer montre clairement un besoin de mener des recherches ultérieures pour mieux évaluer chacun des protocoles et les comparer entre eux. Toutes ces méthodes ne prennent d'ailleurs pas en compte les probabilités de détection des déchets qui varient avec le type, la composition ou la couleur

des déchets, indépendamment de l'observateur, la plateforme et la méthodologie employée. Une étude en cours lancée par le projet MedSeaLitter en collaboration avec des pêcheurs des Saintes-Maries-de-la-Mer, vise à évaluer la probabilité de détection des objets. Il s'agit de déterminer les conditions (météo, état de la mer, distance à l'observateur, etc.) auxquelles les objets d'une ligne de déchets (accrochés pour éviter les pertes dans l'environnement) de composition, couleur et taille données connues, sont repérés afin de prendre en compte les biais éventuels dans les évaluations.

Bien que les méthodologies doivent être améliorées, plusieurs protocoles pourraient être lancés en simultané et à plus large échelle que sur les territoires déjà testés. Les recensements visuels au-dessus des ponts offrent une approche facile à mettre en œuvre et accessible à des non-experts. La quantification et la caractérisation des déchets collectés par des filets manta, des barrages flottants ou sur des obstacles à l'écoulement ou dispositifs de rétention peuvent aussi être menés par des laboratoires de recherche en partenariat avec d'autres institutions (voir section 1.41.4.2).

D'autres approches peuvent s'inspirer des protocoles conduits en mer, afin de recenser la distribution des déchets, leurs caractéristiques et les facteurs déterminant les sources, l'accumulation et les flux jusqu'aux entrants en mer. Les recensements par avion peuvent fournir une première image des densités de déchets aux embouchures des fleuves. Les drones peuvent quant à eux fournir des données plus précises sur les cours d'eau et les bassins versants. Les recensements par bateau sont aussi transposables aux cours d'eau pour un suivi sur les rives (exemple de la méthode par canoé proposée par la Fondation SurfRider) ou sur la surface du lit du cours d'eau. Des engins déjà existants peuvent aussi être mobilisés pour des observations sur transects (par exemple, zodiacs, petits bateaux, péniches de commerce ou touristique, péniches-taxis...) ou sur points fixes (par exemple, ponts, barrages, centrales, péniches postées). En plus des contraintes liées au design d'échantillonnage (voir section 1.3.3.3), ces méthodologies doivent aussi prendre en compte la réglementation, les contraintes à la navigation et la sécurité des personnes (périodes de crues, etc.).

D'autres méthodologies méritent plus de développement avant d'être employées pour une surveillance systématique, comme les analyses d'images satellites ou l'analyse automatique d'images prises par drone ou caméras embarquées, mais les recherches montrent des avancées rapides.

Les simulations et méthodes probabilistes fournissent de bons outils pour des évaluations standardisées à large échelle. Elles devront s'appuyer sur des jeux de données empiriques pour être plus réalistes et évaluer des scénarios précis.

Il semble donc important de tester plusieurs méthodes, idéalement sur des mêmes sites (réitérant les approches MacroPLAST et autres protocoles de la littérature, sur d'autres territoires) et sur le continuum fleuve-mer. La recherche pour l'acquisition de plus de connaissances peut être couplée à l'acquisition de données empiriques d'abord incomplètes notamment par des approches de Recherche Action Participative impliquant de nombreux acteurs (voir section 1.41.4.2).

1.3.3.2. Caractérisation des déchets et lien avec les programmes de mesure potentiels

La caractérisation des déchets observés ou ramassés doit permettre de faire un état des lieux des facteurs socio-économiques et environnementaux conduisant à la pollution afin de proposer des actions pour y remédier. Les items sur lesquels des mesures sont ou pourraient être mises en œuvre doivent être inclus dans les catégories recensées. Un suivi de ces items au cours du temps permettra d'évaluer l'influence de certaines directives. Il s'agit donc aussi d'évaluer les mesures nationales ou internationales visant la restauration du bon état écologique de l'environnement, comme la directive sur les plastiques à usage unique, la directive sur les emballages et déchets d'emballages de la Stratégie

Plastique de la Commission Européenne, ou bien l'interdiction par la loi de la transition énergétique pour la croissance verte, en application de la DCE, de la mise sur le marché de certains produits susceptibles de s'envoler et de favoriser l'apparition de dépôts sauvages (e.g. sacs plastiques à usage unique, vaisselle jetable, cotons tiges, granulés de plastiques industriels, plastiques oxo-fragmentables utilisés en agriculture). La typologie des déchets recensés doit être mise en lien avec les utilisations et les efforts faits selon les secteurs ciblés, e.g. usages ménagers, bâtiments, agriculture. Certains acteurs cherchent aussi à recenser les marques pour communiquer sur les impacts auprès de certains industriels. Il y a aussi des déchets retrouvés plus souvent dans certains types de milieu, comme les lingettes en zone urbaine, très souvent jetées dans les cuvettes des toilettes et retrouvées dans et à la sortie des canalisations d'eaux usées. Depuis peu avec la crise sanitaire du coronavirus, de nombreux masques sont retrouvés dans l'environnement et constituent une nouvelle catégorie à inclure absolument pour évaluer leur impact sur l'environnement.

Il existe plusieurs grilles de caractérisation employées de l'échelle internationale à locale (e.g. Desplats, 2012(c)), avec des niveaux de complexité différents, considérant l'utilisation, la source et/ou le type de matière. Les métriques employées sont variables (nombre, volume ou poids), à adapter selon l'équipement et la taille des déchets retrouvés. La méthode OSPAR, une des plus utilisées, différencie les matières (plastique, verre, déchets minéraux, métaux, textiles et fibres naturelles, papiers, caoutchouc et mousses, déchets végétaux...). Il existe d'autres guides notamment photos, avec aussi une page Wiki <http://dechets-marins.ovh/>. Il existe aussi de multiples catégorisations des déchets selon les suivis réalisés, e.g., la grille de 13 catégories employées pour caractériser les Ordures Ménagères Résiduelles (Desplats, 2012(3)) divisée selon la matière, la forme et les possibilités de traitement (incinération) et de valorisation.

Le niveau de complexité des protocoles et de caractérisation des déchets doit néanmoins être adapté à l'expertise, au temps et moyen des observateurs. L'association MerTerre propose des guides de plusieurs niveaux adaptés à différentes expertises ou moyens (en temps notamment) à allouer aux recensements. Il existe néanmoins des disparités entre les guides soulignant un besoin de concertation pour déterminer les catégories et les niveaux de précision à recenser en priorité. Les catégories proposées doivent aussi s'adapter au territoire (e.g. différences entre milieux urbain et côtiers) et les enjeux des acteurs. Par exemple, certaines catégories peuvent être homogènes comme les plastiques, plus à même de disperser par le vent et l'eau, mais spécifiques à certaines zones pour des déchets plus lourds comme les ferrailles ou objets métalliques. Néanmoins, pour harmoniser les approches, ces décisions doivent être consultées avec les acteurs internationaux pour proposer des guides standards, traduits en plusieurs langues.

Bientôt, la détection des déchets pourra être automatisée, avec des moyens employés en mer par un appareil photo embarqué (voir section 1.3.2.2.3) ou sur les cours d'eau, e.g. outils en développement dans le cadre du programme The Ocean cleanup, ou bien par la Fondation SurfRider à partir de films pris par GoPro ou Smartphone (A. Bruge, SurfRider Foundation, communication personnelle). Quel que soit le moyen d'observation, plusieurs contraintes devront être prises en considération pour la détection et la caractérisation des déchets, comme la boue ou la vase, ou l'enchevêtrement de plusieurs couches de déchets dans la végétation.



Figure 11. Déchets enfouis dans la vase (lingettes) ou enchevêtrés dans la végétation aux abords d'un cours d'eau (photos prises à la sortie d'une canalisation sur un site du Grand Lyon).

1.3.3.3. Critères pour la mise en place d'un design d'échantillonnage

La localisation des transects doit prendre en compte la sinuosité du cours d'eau, la présence d'obstacles, l'occupation du sol et l'hétérogénéité spatiale et temporelle de la végétation immergée et émergée, ainsi que l'influence des marées. Les sites de prélèvements/observation doivent être fixes et prospectés régulièrement. La temporalité des interventions doit permettre de considérer la saisonnalité (températures, fonte des neiges, crues...) qui influence la présence, le type et l'évolution de la végétation, ou la survenue d'évènements telles que les crues. L'influence des marées doit aussi être prise en compte. Les sites de prélèvement doivent, dans la mesure du possible, être nettoyés en dehors des périodes de prélèvements (CEDRE, communication personnelle). Les observateurs intervenant dans le cadre de la Surveillance nationale des macrodéchets issus des bassins hydrographiques sont indemnisés (2500-3500 euros pour 4 suivis, selon la quantité de déchets et le temps requis pour trier, CEDRE, communication personnelle).

La sélection des sites d'échantillonnage est primordiale pour pouvoir comparer les sites entre eux. Une autre approche peut être de tester un gradient d'anthropisation, couplé à une évaluation du continuum terre/cours d'eau/bassin versant – mer. Le consortium MedSeaLitter conseille de stratifier les sites en prenant en compte les sources potentielles (embouchures, grandes villes, etc.) pour prendre en compte les facteurs susceptibles d'influencer les phénomènes à tester. La sélection des sites doit permettre de répondre à une question donnée.

Comme la saisonnalité joue un rôle majeur dans la dispersion des déchets et la remobilisation de ceux accumulés sur les rives, les observations doivent être réitérées régulièrement de sorte à prendre en compte les évènements réguliers ou plus exceptionnels et plus ou moins intenses. MedSeaLitter préconise de réaliser au moins 5 échantillonnages par saison pour pouvoir réaliser des analyses saisonnières pour une année mais ce nombre peut être réduit si les analyses (et décisions associées) combinent plusieurs années.

Le nombre et la fréquence des observations doivent être assez importants afin d'obtenir une quantité suffisante de données (dépendante du nombre de variables à tester) pour réaliser des tests statistiques. Des analyses dites de puissance peuvent permettre de définir le dimensionnement des études (nombre d'échantillons minimum, nombres de transects, etc.). La taille minimum de l'échantillon pourra être ajustée quand suffisamment de données empiriques seront récoltées et permettront de réaliser des simulations réalistes. De même, si les protocoles employés sur les cours d'eau ou en mer proposent parfois une surface d'échantillonnage ou une longueur de transect

(abondance et masse par unité linéaire ou de surface), l'unité d'échantillonnage devra néanmoins être adaptée à chaque contexte et chaque objectif.

Des ateliers de concertation sont nécessaires pour la prise de décision d'approches méthodologiques communes, considérant les connaissances acquises de la littérature et des expériences de recherche, et aussi les contraintes logistiques (moyens humains et financiers, accessibilité des sites, fréquences de nettoyage, mise en réseau des acteurs dans la continuité des territoires (régions, pays),...). Il faudra aussi mettre en lien les programmes de mesure de restauration et les méthodologies choisies.

1.3.3.4. Bancarisation des données collectées

Il existe probablement de nombreuses données qui ne sont pas encore partagées ni même saisies sur des formulaires (e.g., format Excel) standards. Plusieurs associations n'ont pas les moyens de faire remonter leurs informations quand elles emploient un protocole pour caractériser et quantifier les déchets ramassés. Or le partage et la comparaison des données dans le temps et dans l'espace sont nécessaires pour établir un état des lieux de la pollution en macro-déchets à différentes échelles.

Il existe de multiples applications pour saisir les données (voir section 1.4.3) (comme la Marine Debris Database ou la Marine Litter database qui récupèrent les données publiées, saisies par les auteurs ou coordinateurs) et des applications sur téléphone mobile (comme [OSM tracker](#) de Surf Rider). Certaines plateformes internet permettent de visualiser les résultats sur des cartes. La plateforme Quadriga et l'appli DALI, sous la responsabilité de l'IFREMER, intègre l'ensemble des données géo-référencées des programmes de surveillance des déchets marins mis en œuvre dans le cadre de la DCSMM. La plateforme ReMed Zero Plastique (<https://www.remed-zero-plastique.org/>) est en cours de développement pour rassembler les données de déchets sauvages dans les cours d'eau à l'échelle nationale (I. Poitou, MerTerre, communication personnelle).

1.4. Les acteurs de la surveillance

Cette section vise à apporter quelques éléments de réflexion sur les acteurs et les dispositifs qui peuvent être impliqués dans la surveillance systématique des macro-déchets dans les milieux aquatiques continentaux à échelle nationale.

1.4.1. Les laboratoires de recherche et les experts

De nombreux travaux de recherche sont menés afin d'établir un état des lieux et proposer des méthodologies pour identifier les sources, les zones d'accumulation et les impacts des macro-déchets en mer (e.g. IFREMER, EPHE) et sur les cours d'eau (e.g. LESUU, CEFREM, IFSTTAR). Différents projets de recherche sont en cours ou sont finalisés (e.g. MACROPLAST, MEDSEALITTER). En plus des laboratoires de recherche, d'autres institutions coordonnent ou sont impliquées dans des programmes de recherche/expertise, comme des institutions publiques (e.g. expertise menée par l'ADEME (Desplats, 2012 (a, b, c, d) ou le CEREMA (F. Rognard, communication personnelle)), des gestionnaires (e.g. soutien financier pour l'expédition Tara (micro-plastiques)), d'autres professionnels (e.g. collaboration de l'EPHE avec des pêcheurs), des entreprises de nettoyage (e.g. implication dans le projet MACROPLAST) ou des associations (e.g., la SurfRider Foundation avec le projet Riverine Input) par exemple.

Le [Cedre](#), association à mission de service public agréée par l'État, est expert en pollutions accidentelles des eaux. Il pilote et développe, pour le ministère en charge de l'écologie, le Réseau National de Surveillance des Macro-déchets sur le littoral et issus des bassins hydrogéographiques, dans le cadre de la DCSMM et des conventions des mers régionales OSPAR et Barcelone.

1.4.2. Gestionnaires, collectivités et industriels

Divers gestionnaires et industriels déploient, de par leurs activités, de nombreux dispositifs sur les cours d'eau (barrages, centrales, etc.). Ces dispositifs sont présents à l'échelle nationale ainsi que dans d'autres pays, et pourraient être employés pour la collecte d'informations sur les macro-déchets dans les cours d'eau.

Par exemple, sur les barrages hydroélectriques, les dégrilleurs agissent comme des réceptacles à déchets. Ces débris flottants peuvent causer des nuisances et des risques : ils entravent l'écoulement, perturbent la production d'électricité et peuvent détériorer les équipements. En effet, ils sont susceptibles d'endommager les turbines des centrales hydroélectriques et de provoquer des pertes de charges qui ont un coût économique. D'après la loi relative à l'élimination des déchets du 13 juillet 1992, l'exploitant est propriétaire de ces déchets. Aussi, des entreprises de traitement des déchets sont employées à l'année pour nettoyer les dégrilleurs. Par temps calme, ceux-ci ne retiennent pas beaucoup de déchets et sont nettoyés une fois par semaine. En périodes de crues, d'importantes quantités de déchets peuvent s'accumuler. Ces déchets doivent alors être retirés une à plusieurs fois par jour, mais ils doivent parfois être déversés à l'aval. Ce sont essentiellement des bois flottés et des plantes aquatiques de différentes tailles (branchage, roseaux, troncs, souches) (Figure 12). Des ordures ménagères (plastiques, métaux, roues de voiture, des meubles, des bombonnes de gaz..., I. Béarez (CNR), communication personnelle), classées dans la catégorie des déchets industriels banals (D.I.B.) se mêlent à ces débris végétaux. Les bois sont extraits avec des pelleteuses et grappins (Figure 12) afin d'être retraités pour compostage/paillage ou valorisation énergétique sous forme de combustible pour chaudière. Pour valoriser les bois flottés, l'entreprise met en charge un opérateur équipé de protection pour séparer les objets indésirables, stockés dans une benne spécifique alors acheminée vers un centre de tri en vue de leur valorisation directe ou leur incinération (valorisation énergétique). La compagnie Alcyon, en charge de traiter les débris flottants sur le site de Pierre Bénite gérée par la Compagnie Nationale du Rhône (CNR), mentionne 4781,96 tonnes de bois flottés et 10,66 tonnes de DIB collectés en 2019. Les plastiques, essentiellement des bouteilles, constituent 75 % du volume de ces DIB. Les 25% restant sont des baskets, chaussures, briquets... qui ne peuvent être revalorisés (Alcyon, 2019). Très peu de connaissances sont disponibles quant aux quantités et caractéristiques des déchets retirés des dégrilleurs, ceux-ci étant pris en charge par des entreprises de tri indépendantes des gestionnaires.



Figure 12. Déchets retenus sur la centrale hydroélectrique de Pierre Bénite gérée par la Compagnie Nationale du Rhône (Images de gauche et du milieu partagées par Marie Béarez & Philippe Jonin, CNR ; Image de droite tirée de Alcyon, 2019)

Plusieurs informations grossières ou précises pourraient être obtenues en récupérant une partie des déchets plastique auprès des entreprises ou les informations de tonnage et de caractérisation. Des données de flux pourraient aussi être obtenues par des observateurs réguliers. Les outils de détection automatiques, notamment pour la distinction entre DIB et débris végétaux, pourraient analyser les images issues des caméras (potentiellement déjà présentes), de caméras sous-marines, ou de drones.

De tels dispositifs présents à l'échelle nationale pourraient fournir des informations standardisées sur tout le territoire et sur les continuums Fleuves-Mers, en s'harmonisant sur une approche commune. Les réglementations sont néanmoins à prendre en compte, plus particulièrement dans les INB (installations nucléaires de base) (A-I Colomer (EDF), communication personnelle). Sur ce point, les interventions pourraient peut-être plus faciles au niveau des barrages que dans les centrales hydro-électriques.

Les avaloirs de voirie peuvent être munis de grilles visant à retenir les macro-débris provenant des villes et charriés par les eaux de pluie. De même, les ouvrages écrêteurs de crues, visant à ralentir la dynamique des crues, sont pourvus de grilles qui retiennent les débris de grande taille. Ces dispositifs constituent donc des points déjà existants où les macro-déchets (de grande taille) sont retenus et pourraient être étudiés. Des déchets de plus petite taille passent mais des observations pourraient être menées en sortie d'ouvrage où beaucoup d'entre eux sont retenus par la végétation (Figure 13).



Figure 13. Des lingettes sont retenues par la végétation à la sortie d'un écrêteur de crues dans le Grand Lyon (Visite avec M. Hervé, Métropole de Lyon).

Des initiatives visant à installer des dispositifs dédiés à la retenue des macro-déchets sur les cours d'eau se multiplient également, complétant ainsi les ouvrages déjà existants. Au début des années 2000, l'EPTB (Établissement Public Territorial de Bassin) du bassin de l'Adour (Institution Adour) a mis au point un barrage adapté aux marées et au sens du courant destiné à récupérer les déchets flottants quatre jours par semaine entre octobre et juin. Un partenariat avec les centrales hydroélectriques avait été établi afin de déployer ce dispositif en amont des centrales. Ce type de barrage s'est trouvé affaibli par les crues et les embâcles, et faute d'entretien et de financement, le dispositif a dû être abandonné (Desplats, 2012(b)). Aujourd'hui, l'entreprise Pollustock commercialise des filets retenant les macro-déchets en sortie d'exutoires. Par exemple, les villes de Cannes et de Reims et l'agglomération Dracénie Provence Verdon ont installé depuis 2019 et 2020 ce dispositif sur leurs territoires, et de plus en plus de territoires s'équipent de ces filets. Pollustock développe également des barrages flottants permettant de retenir les pollutions de surface et s'adaptant au lieu. La société DIFOPE fabrique également différents types de barrages anti-pollution, dont des barrages permettant d'arrêter les déchets flottants. Tous ces dispositifs collectent d'importants volumes de déchets des cours d'eau et pourraient être une source pertinente d'information



Figure 14. Un exemple de filet de retenue de déchets proposé par l'entreprise Pollustock (<https://www.pollustock.com/vinci-autoroutes-l-exemplarite-environnementale/>)

sur les macro-déchets des cours, mais il n'existe pas de protocole adapté à la quantification et la caractérisation de grands volumes de déchets collectés dans ces conditions.

Plusieurs acteurs et méthodologies peuvent être employées pour surveiller et agir sur la pollution par les macrodéchets. Par exemple, le [projet Life LEMA](#) a mis en œuvre une surveillance automatisée des déchets en sortie de plusieurs rivières Basques. Pour se faire, les images collectées par des caméras placées aux estuaires sont complétées par d'autres capturées par drones. Des bateaux sont ensuite guidés par GPS. Le but est de cibler au mieux le ramassage afin de limiter l'impact économique et environnemental de la démarche.

Ainsi d'autres approches pourraient être mobilisées pour collecter des informations sur les macro-déchets aquatiques, en s'appuyant sur des acteurs privés et publics importants du fleuve, comme les bateaux des compagnies gestionnaires, les bateaux de croisière, les zodiacs et péniches qui pourraient par exemple être équipés d'observateurs ou de caméras embarqués et permettant d'observer les déchets en transit sur le fleuve ou retenus par des obstacles comme les ponts; ou encore le réseau de collectivités territoriales et d'institutions touristiques ayant développé des itinéraires piétons ou cyclables et pouvant offrir l'opportunité de collecter des informations tout en impliquant et sensibilisant le plus grand nombre.

1.4.3. Implication des citoyens grâce à des programmes de sciences participatives

1.4.3.1. *De multiples intérêts à l'implication citoyenne*

Amélioration des connaissances sur les déchets sauvages

Collaborer avec les citoyens (ou non scientifiques), notamment par le biais des sciences citoyennes, revêt de multiples intérêts : acquisition de connaissances, idées d'approches nouvelles, mise en œuvre collective d'actions, sensibilisation par le partage de savoirs, par exemple. Ces approches permettent de couvrir un vaste territoire et de collecter de nombreuses données dans la durée et sur divers aspects. Cela s'applique notamment aux macro-déchets, aux échelles locales, régionales ou globales (Hidalgo-Ruz & Thiel, 2015; McKinley et al. 2017; Zettler et al. 2017). Hidalgo-Ruz & Thiel (2015) répertorient 40 projets de sciences participatives qui ont permis de faire avancer les connaissances sur la distribution et la composition des déchets marins (67% des projets), leurs interactions avec les organismes marins, la toxicologie, les transports verticaux et horizontaux, ainsi que sur des aspects sociaux (perception des déchets par le grand public). Plusieurs études montrent que les données collectées par des volontaires dans le cadre de projets de sciences citoyennes sont de qualité équivalente à celles collectées par des chercheurs (Hidalgo-Ruz & Thiel 2015; Zettler et al. 2017; van der Velde et al. 2017; Syberg et al. 2018). Ainsi, les projets de sciences participatives sont une opportunité pour :

- La recherche, de par la qualité des données collectées, les méthodologies originales employées, l'émergence de nouvelles questions de recherche, ou même l'accessibilité de la science aux citoyens (Cigliano et al. 2015 ; McKinley et al. 2017) ;
- La gestion, en facilitant la détection d'événements épisodiques autant que l'identification des facteurs influençant les phénomènes observés (Cigliano et al. 2015; McKinley et al. 2017). Ils augmentent aussi l'autonomisation (empowerment) des communautés, en leur permettant de prendre en charge les enjeux locaux de pollution, en exprimant leurs savoirs et en identifiant localement des solutions pour réduire la pollution plastique (Cigliano et al. 2015; Hidalgo-Ruz & Thiel 2015) ;

- Le changement politique, en permettant un plaidoyer informé et en encourageant l'engagement des participants. De plus, ces projets favorisent une chaîne de communication vers les décideurs, et démontrent les préoccupations des citoyens. Dans le cadre d'une co-création ou d'évaluation de politiques publiques, les sciences citoyennes peuvent fournir des informations à la demande des décideurs, par exemple pour documenter l'efficacité de certaines mesures (Cigliano et al. 2015; McKinley et al. 2017; Zettler et al. 2017).

Sensibilisation du public grâce aux sciences citoyennes

Une des plus grandes limitations à la lutte contre les déchets sauvages est sociale. Pour Axelsson & van Sebille (2017), cette limite est liée à un manque d'engagement et de responsabilisation du public associé à un manque de connaissances environnementales, ainsi qu'à des difficultés à changer ses habitudes dans un contexte de « culture de la commodité » (McNicholas & Cotton 2019). La sensibilisation et l'éducation concourent à modifier les connaissances, les attitudes et les comportements des individus face à la problématique des déchets sauvages (Cigliano et al. 2015; Hartley et al. 2015; Chow et al. 2017). Pour que cette éducation soit efficace pour provoquer un changement de comportement, elle doit permettre un apprentissage transformateur (transformative learning) (Dobson 2007; Sipos et al. 2008; Chow et al. 2017). Celui-ci doit cibler trois dimensions des attitudes : cognitive (comprendre les notions de durabilité), psychomotrice (mettre en pratique sur le terrain) et affective afin d'influencer les comportements (Sipos et al. 2008). Il doit permettre d'acquérir des connaissances exploitables (actionnable knowledge), c'est-à-dire des connaissances concrètes, mobilisables, pour passer à l'action dans un contexte donné (Löhr et al., 2017). Cela nécessite de sortir des moyens traditionnels d'apprentissage et d'apprendre en faisant, en observant, et en interagissant avec l'environnement (Dobson 2007; Sipos et al. 2008; Duerden & Witt 2010; Chow et al. 2017). Ainsi, l'expérience sensible est importante dans l'apprentissage pour rendre tangible les enjeux : De même que pour le changement climatique, la capacité des citoyens à comprendre et à s'engager sur la problématique des déchets plastiques est limitée par le manque d'expériences sensorielles (McNicholas & Cotton 2019).

Les projets de sciences citoyennes, en permettant cette approche par un travail de terrain, sont donc un levier important d'éducation et de sensibilisation du public (Cigliano et al. 2015; McKinley et al. 2017; Zettler et al. 2017). Ils offrent l'occasion d'un apprentissage par l'expérience (inquiry-based learning), qui peut être transformateur (Sipos et al. 2008), en particulier pour les scolaires (Ruiz-Mallén et al. 2016). En partageant les nouvelles connaissances avec leur famille, amis et communauté, les participants favorisent les changements de comportements plus efficacement que les campagnes de sensibilisation (Evans et al. 1996; Hartley et al. 2015; Zettler et al. 2017). Les publics impliqués peuvent être divers : volontaires individuels ou recrutés par une association, équipes de recherche ou entreprises collectant des données en groupe organisé, scolaires (souvent >8-10 ans), ou même ponctuellement, passagers d'un bateau de croisière (Bergmann et al. 2017).

1.4.3.2. Conception de projets de sciences citoyennes et exemple d'initiatives

La plupart des projets de sciences citoyennes concernant les déchets sauvages est menée par des associations, et peu de projets au contraire, sont portés par des laboratoires de recherche et donnent lieu à des publications scientifiques. Ces projets concernent majoritairement les déchets marins (17 des 21 publications recensées). Parallèlement, il existe de nombreuses opérations de nettoyage (des plages, des berges, d'espaces naturels ou urbains), portées par des associations diverses, de manière ponctuelle ou récurrente. Bien que ces opérations offrent une opportunité de collecter des données sur les déchets ramassés, ces informations sont encore rarement saisies. Une meilleure connaissance

des caractéristiques et de la distribution des déchets sauvages, notamment sur le continuum fleuve-mer, pourrait passer par une implication plus systématique des laboratoires de recherche dans les approches citoyennes, afin de diffuser des méthodes standardisées de collecte de données.

Le programme Científicos de la Basura (Scientifiques des déchets) est un exemple de programme de sciences citoyennes travaillant de longue date sur les déchets sauvages à l'échelle d'un pays. Développé en 2007 au Chili par un groupe de chercheurs de l'Universidad Católica del Norte, il implique des scolaires de 10 à 15 ans dans une question de recherche différente chaque année : distribution et caractérisation des déchets sur les plages, sur les berges des fleuves, perception des déchets par les citoyens... Ce programme a donné lieu à de nombreuses publications qui contribuent significativement aux connaissances sur les déchets sauvages dans le pays (par exemple Eastman et al. 2014; Hidalgo-Ruz & Thiel 2015; Honorato-Zimmer et al. 2019). Après une dizaine d'années d'expérience, la mise en œuvre de ce programme a été affinée et des ressources pédagogiques complètes sont disponibles. Ce programme a également donné lieu à une coopération avec l'Allemagne et d'autres pays d'Amérique Latine pour impliquer d'autres écoles dans la recherche sur les déchets sauvages et établir des comparaisons avec d'autres sites.

Parmi les initiatives existantes, la Fondation Tara Océan a lancé le programme de sciences participatives « [Plastique à la Loupe](#) » qu'elle porte en collaboration, entre autres, avec le Cedre et l'Observatoire de Banyuls-sur-Mer. Ce programme a pour but d'acquérir des données sur les quantités, la composition et la répartition spatiale des déchets (du grand micro au macrodéchet) sur le littoral et les berges de fleuves de France métropolitaine en utilisant une méthodologie harmonisée avec celle utilisée dans le cadre de la surveillance DCSMM (C. Lacroix, Cedre, communication personnelle). Ce projet de grande ampleur contribuera certainement à l'acquisition de connaissances sur la pollution des berges de fleuves.

Pour concevoir un projet de sciences citoyennes efficace, plusieurs points sont importants à considérer :

- La définition de l'objectif principal du projet : recherche scientifique (les données doivent être robustes, valides, standards pour être publiables), gestion, sensibilisation du public (Rambonnet et al. 2019) par exemple. La question de recherche formulée doit être facilement compréhensible et véritablement utile (Freitag & Pfeffer 2013; Eastman et al. 2014; Hidalgo-Ruz & Thiel 2015) ;
- L'identification du public visé, les stratégies de motivation et de recrutement des volontaires (Hidalgo-Ruz & Thiel 2015; Zettler et al. 2017). Ainsi, les réseaux sociaux sont un moyen efficace pour diffuser l'événement et toucher un large public (Zettler et al. 2017). Auprès d'un public jeune, il faut prévoir des outils pédagogiques adaptés, et certains auteurs proposent des récompenses (Eastman et al. 2014, voir exemple de ressources pédagogiques des Científicos de la basura). L'association Mountain Riders propose quant à elle des défis ludiques, tels que « le trophée du déchet insolite » ou bien du land art avec les déchets ramassés ;
- L'implication des volontaires tout au long du projet, et non pas uniquement pour la collecte de données (Ruiz-Mallén et al. 2016). La motivation des participants sera aussi plus facilement maintenue si les données collectées sont véritablement utiles et que les résultats sont valorisés et diffusés auprès de divers acteurs, volontaires, décideurs, presse, publications scientifiques par exemple (Freitag & Pfeffer 2013; Eastman et al. 2014 ; Zettler et al. 2017; Rambonnet et al. 2019).

- L'organisation pratique de la collecte de données. Des guides pour aider à l'organisation pratique d'opérations de ramassage sont disponibles sur les sites internet d'associations proposant régulièrement des ramassages (par exemple, Un geste pour la mer, la plateforme ZeroMed de Mer Terre et l'association Mountain riders). Ces guides peuvent servir de base à des opérations de nettoyage orientées vers la collecte de données scientifiques. Ils préconisent de choisir d'abord un site pour l'opération, adapté au public, prenant en compte l'accessibilité et la sécurité du lieu. Il faut aussi considérer la représentativité des lieux d'échantillonnage choisis, en fonction du protocole de recherche (Falk-Andersson et al. 2019). Il faut entre autres, contacter la municipalité pour demander les autorisations nécessaires ainsi qu'un soutien technique, établir une liste des participants et demander leur autorisation pour la diffusion de leurs informations, réunir une équipe d'organiseurs du ramassage en charge également de la collecte des données, prévoir la gestion et le tri des déchets collectés, et prévoir des kits de ramassage adaptés aux participants. Toutefois, ces guides n'exposent pas les étapes du devenir des déchets après leur ramassage, et certains organisateurs de collecte dénoncent un manque de responsabilisation des collectivités ou des entreprises impliqués dans les déchets retrouvés (V. Bertin (Océan de vie), communication personnelle). Plusieurs associations ont des expériences à partager pour optimiser les ramassages et les différenciations des déchets en catégories plus ou moins précises.



Figure 15. Une opération de nettoyage sur le Rhône, dans la Confluence de Lyon, en Octobre 2019 organisée par l'association Un Océan de Vie. Plongeurs et piétons se sont succédés pour ramasser plusieurs tonnes de très gros (trottinettes, vélos, motos, barrières...) et plus petits déchets (canettes, bouteilles de bière, bouteilles plastiques, emballages à usage unique...) propres au milieu urbain

1.4.3.3. Adaptation des protocoles

Un point déterminant dans la conception d'un programme de sciences citoyennes est le choix d'un protocole pertinent pour la collecte et la bancarisation des données. De très nombreux protocoles de caractérisation des macro-déchets sauvages collectés par les citoyens existent, avec des niveaux de précision différents sur les types de matériaux ou d'objets, les sources supposées des déchets ou les classes de taille. Par exemple, le nombre de catégories et les critères de tri sont très variables selon les études, de même que les classes de tailles de déchets considérées et l'unité de mesure utilisée (poids, volume ou nombre de déchet par catégorie). Ainsi, l'agence américaine responsable de l'étude de l'océan et de l'atmosphère, la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) recense 50 protocoles de tri des déchets différents élaborés par de nombreuses associations dans le monde. Ces protocoles sont issus d'une simplification des protocoles appliqués par les scientifiques, par exemple ceux développés par la NOAA, l'ONG Ocean Conservancy ou la convention régionale pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est OSPAR. Les différences de catégorisation des déchets

ramassés permettent de s'adapter aux contextes locaux, aux questions posées localement et aux publics impliqués dans le ramassage des déchets (Falk-Andersson et al. 2019). Néanmoins, ces protocoles de tri donnent lieu à des bases de données différentes et difficilement comparables, ce qui complique les analyses à l'échelle internationale des données collectées par les citoyens sur les déchets sauvages (Freitag & Pfeffer, 2013). Ainsi, il existe un besoin important de standardiser les protocoles des programmes de sciences citoyennes, afin de tirer pleinement parti de l'avantage de ces programmes qui peuvent couvrir de vastes territoires.

Le protocole retenu doit permettre de collecter des données robustes afin de répondre à la question de recherche posée, tout en étant adapté à un public non scientifique. Ainsi, il faut prévoir des protocoles précis et simples d'utilisation, expliqués au besoin par des schémas, et des méthodes de collecte de données faciles à mettre en œuvre avec du matériel simple. Il est important de tester les protocoles avec des chercheurs en amont (Hidalgo-Ruz & Thiel 2015; Rambonnet et al. 2019), et les adapter avec les non-scientifiques pour s'assurer qu'ils sont compréhensibles (Zettler et al. 2017). Il faut prendre en compte l'expertise des participants pour la définition des catégories de déchets inventoriés (taille minimale et catégories ; Hidalgo-Ruz & Thiel 2015; Zettler et al. 2017; Rambonnet et al. 2019). Pour encourager la motivation des volontaires, il ne faut collecter que des données véritablement utiles à la question de recherche posée (Zettler et al. 2017). Les résultats sont fiables en prenant en compte l'effort d'échantillonnage (Nelms et al. 2017; Honorato-Zimmer et al. 2019), et les métadonnées relatives au contexte (Zettler et al. 2017). Lorsque les données sont saisies sur une application, plusieurs niveaux de précision dans les protocoles peuvent être proposés en fonction du niveau de motivation du volontaire (ReMed Zéro plastique).

1.4.3.4. Bancarisation

Des outils digitaux peuvent être utilisés pour saisir les données (Rambonnet et al. 2019). Il existe de nombreuses applications mises au point par divers organismes, comme celles de Trashblitz du 5 gyres institute, ReMed zéro plastique de Mer Terre, Marine Litter Watch de l'Agence européenne de l'environnement, l'application Clean Swell de Ocean Conservancy, l'application Litterati de Trash hunters et Plastic soup foundation, et le Marine Debris tracker de la NOAA. Elles sont adaptées à la collecte de données sur les déchets dans tout type de milieu, ou sont plutôt spécialisées par exemple pour les plages ou les berges. Chaque application utilise un protocole de tri et d'identification différent, avec des méthodes de mesure des déchets collectés différentes. Elles sont souvent adaptées à la collecte d'information par des citoyens individuels sans organisation, mais peuvent être destinées à des groupes organisés.

Les données peuvent aussi être collectées sur des fiches de terrain, qui sont ensuite saisies sur un site internet par les organisateurs ou les participants eux-mêmes (Zettler et al. 2017; Walther et al. 2018). Les résultats peuvent parfois être ensuite visualisés sur des plateformes en ligne, ce qui permet de diffuser ces données auprès du grand public. Par exemple, l'Australian Marine Debris Database permet aux volontaires d'entrer leurs données sur les déchets sur les plages australiennes collectées lors de nettoyages durant la campagne « Adopt a beach » du projet de la California Coastal Commission. L'outil participatif Ocean Plastic Tracker porté par les associations [Ansel](#) et [Sea-Mer](#) permet de signaler la présence de déchets spécifiques identifiés (chaussures, ballons de baudruche, cartouches d'imprimantes...) sur les côtes.

1.4.3.5. Mise en réseau d'acteurs multiples et valorisation des déchets collectés

La problématique des plastiques sauvages étant complexe, elle requiert une action coordonnée de la part de tous les acteurs des territoires : société civile, chercheurs, politiques, usines de production et recyclage, industriels et consommateurs (McNicholas & Cotton 2019). Les causes et les contextes de la pollution plastique étant variés, les solutions ne peuvent être efficaces que si elles sont spécifiques au contexte et adaptées à la gouvernance locale (Löhr et al. 2017). Ainsi, il est important de mettre en place des programmes intégrés de gestion des déchets afin d'encourager l'économie circulaire sur les territoires (Pettipas et al. 2016; Axelsson & van Sebille 2017; Löhr et al. 2017).

Réseau ReMed Zéro Plastique

Le Réseau ReMed Zéro Plastique est une plateforme qui fédère les acteurs engagés dans la lutte contre les déchets sauvages : associations, gestionnaires, collectivités territoriales, établissements scolaires ou d'enseignement supérieur, organismes de recherche, entreprises ou encore artistes. Ce réseau s'est d'abord implanté dans le Sud de la France, avant de s'étendre à tout le territoire. La plateforme recense les actions menées, met à disposition des acteurs des outils tels que des guides pédagogiques, des guides et outils pratiques, ou encore des bilans produits par ses membres. Il porte également le projet de sciences participatives Adopt'1 spot, qui propose de collecter régulièrement des données avec différents niveaux de précision des protocoles selon les participants, contribuant ainsi à la diffusion des sciences participatives liées aux déchets auprès d'acteurs variés sur tout le territoire.

Coordination d'acteurs territoriaux pour la valorisation des déchets pêchés – l'initiative ReSeaClons

L'association ReSeaClons propose de construire des réseaux d'acteurs locaux dans les territoires afin de collecter et valoriser les déchets marins (Figure 16). Les déchets sauvages sont collectés en mer par les pêcheurs et sur les plages, par les bénévoles d'association lors d'opérations de nettoyage des plages. Ils sont ensuite triés en fonction des possibilités de recyclage de la matière : Par exemple, les PET sont séparés pour être transformés en fibre textile par Seaqual (utilisée par une centaine de grandes marques), les plastiques durs peuvent être valorisés par Trivéo sous forme de Seacups. La fabrication des Seacups, en matière multi-plastique obtenue par friction-compression de granulés de plastiques marins durs, représente une innovation permettant de valoriser des plastiques dégradés et non triés. Ainsi, ReSeaClons encourage la collecte des déchets en proposant un modèle permettant de répondre à la limite imposée par le coût des opérations de dépollution et en fidélisant les volontaires des opérations de dépollution qui voient l'utilité du ramassage. Le modèle proposé permet de mettre en relation des acteurs divers, qui se mobilisent sur la problématique des déchets plastiques marins en mettant en commun leurs compétences pour construire un projet de territoire : pêcheurs, associations, citoyens, collectivités territoriales, entreprises privées, écoles et organismes de formation, organismes de recherche... Cette mise en lien contribue à la motivation des acteurs qui ne se sentent plus isolés dans leurs actions. L'initiative participe également à la communication auprès du grand public sur les enjeux de la pollution plastique en mer, tout en montrant des solutions concrètes à cette problématique, ce qui renforce l'efficacité de la sensibilisation. Le projet essaime par duplication sur différents territoires grâce à la recherche de partenaires locaux, s'adaptant ainsi à la spécificité des territoires. Diverses informations pourront être retenues sur les quantités et caractéristiques des déchets pêchés à partir d'un protocole rapide à mettre en œuvre avec les contraintes des professionnels. Par exemple, les pêcheurs pourraient remplir des sacs de déchets qui sont comptés une fois déchargés à quai (X. Murard (ReSeaClons), communication personnelle). Né au Grau du roi grâce aux communautés de pêcheurs, le modèle proposé par ReSeaClons est étudié avec l'association pour être exporté sur les cours d'eau.



Figure 16. Mise en réseau des acteurs pour la collecte et la revalorisation des déchets sauvages par l'association ReSeaClons

Valorisation des déchets collectés

La valorisation des déchets collectés est un levier de mise en mouvement des acteurs des territoires. Elle est un levier de motivation en permettant, aux citoyens notamment, de passer à l'action. Les déchets plastiques peuvent être considérés comme une ressource précieuse, qui peut être valorisée sous forme de matière ou d'énergie. De nombreuses initiatives émergent dans ce sens dans le monde. Par exemple, le projet Precious plastic a pour objectif de mettre en place des filières locales de recyclage à travers le monde et de partager des initiatives de valorisation low-tech accessibles à tous pour encourager les citoyens à monter leur propre projet de recyclage. De même, le Low-tech lab recense et partage des initiatives low-tech locales et durables, pour impliquer le plus grand nombre dans un mode de vie sobre et plus responsable, dont des initiatives de recyclage des plastiques. De nombreuses initiatives de valorisation artistique des déchets plastiques existent également, participant à la sensibilisation du public.

Dans le monde, de nombreuses initiatives créatives de collecte, de recyclage et de revalorisation des déchets plastiques collectés voient le jour (voir Annexe 5.5. Exemples d'initiatives de recyclage et revalorisation des déchets sauvages). Dans les pays en développement, où les enjeux de développement socio-économique sont forts et la problématique des déchets plastiques particulièrement visible, de nombreux projets font des déchets plastiques une ressource précieuse levier de développement local, stimulant ainsi leur ramassage. Ces plastiques sont par exemple utilisés en construction, dans des pays où l'accès à un logement décent est souvent difficile pour les plus démunis. Les plastiques peuvent ainsi être transformés en briques ou plaques pouvant être assemblées (projets [Conceptos Plásticos](#), Bamboo house India), ou des bouteilles plastiques peuvent être remplies de sable et utilisées comme briques (projets des ONG Dare au Nigéria et Organizmo en Colombie). Ces plastiques peuvent aussi être recyclés sous forme de mobilier (coopérative Yamba-D et entreprise TECO2 par exemple). La start-up Plastik Bank et le projet AfricWaste ont pour objectif de faire du plastique une monnaie d'échange contre de l'argent, du crédit téléphonique, de l'électricité ou du wifi afin de stimuler leur ramassage dans plusieurs pays en développement. L'association Earth Wake a développé la Chrysalis, machine low-tech permettant de produire localement du carburant par pyrolyse des plastiques collectés, permettant ainsi une autonomie énergétique à des communautés

de plusieurs pays d'Afrique. Le projet Ocean Sole propose une valorisation artistique artisanale des tongs ramassées au Kenya, en créant des sculptures d'animaux colorées qui contribuent également à la réutilisation du plastique.

1.5. Recommandations

La mise en œuvre d'indicateurs requiert de définir une métrique, répondant à un objectif, une méthodologie pour la collecte de données standards, comparables dans le temps et l'espace, et un réseau pérenne d'acteurs formés pour la collecte, la saisie, le reportage et l'analyse des données.

Plusieurs métriques sont possibles, comme la quantité (abondance, volume ou poids) ou la densité (quantité ramenée à une surface) de déchets sur x mètres de berges parcourus à pied ou visualisés depuis une embarcation, x kilomètres d'un transect parcouru en bateau ou engin aérien, x étant la distance à préciser selon la méthodologie employée. Il peut aussi s'agir d'une quantité de déchets pour une durée et distance déterminées dans le cas de relevés par filets mantas, barrages flottants, dégrilleurs ou autres moyens de rétention des déchets. Pour évaluer les programmes de mesures de restauration, les analyses peuvent évaluer les densités de types de déchets précisés. Les échelles temporelles et spatiales des analyses vont déterminer les données à rassembler, e.g., moyennes par région, moyennes sur 6 ans (e.g., cycle de la DCSMM), ce qui doit être défini en accord avec les reportages et prises de décisions dans le cadre de la DCE. Le choix des sites permettra de répondre à des questions cibles, sur les sources ou les facteurs environnementaux et anthropiques déterminant les densités de déchets observées (voir §1.6.1)

De très nombreuses méthodologies ont été testées et des recherches sont encore nécessaires pour approfondir les connaissances et améliorer les protocoles, en particulier pour acquérir des évaluations sur les déchets dans la colonne d'eau ou dans le fond, comme pour les flux. Il existe à ce propos des dispositifs utilisés en routine à l'échelle régionale ou nationale par des laboratoires de recherche, par l'Office Français de la Biodiversité ou les agences de l'eau. La plupart pourraient plutôt cibler les micro-plastiques mais des dispositifs pourraient être couplés pour évaluer aussi les macro-déchets, la dynamique des macro- et des micro-déchets entre les compartiments aquatiques étant sans doute différente. Il n'y a pas encore de méthodologies calées pour les macro-déchets flottants, mais les recherches françaises et internationales prouvent le potentiel pour mettre en œuvre des relevés récurrents sur des sites déterminés et réalisés par des observateurs formés.

Il s'agit donc de poursuivre la recherche pour mieux comprendre les facteurs déterminant la dynamique des déchets et affiner les méthodologies, et dans le même temps, favoriser la collecte de données opportunistes depuis leurs entrants dans le cours d'eau jusqu'à la mer. De nombreuses données, même grossières et disparates, sont sans doute déjà disponibles, par exemple auprès des associations ou des entreprises de nettoyage et de tri.

Les méthodes impliquant les citoyens, comme les industriels et les professionnels des milieux aquatiques, méritent aussi d'être développées. Outre l'acquisition de données à large échelle spatiale, elles présentent aussi l'intérêt de participer à la sensibilisation (ou l'éducation en impliquant les écoles) et de passer à l'action ! Différentes approches peuvent s'adapter au public concerné, ludique par exemple (e.g. relevés le long de sentiers pédagogiques, défis de ramassage, etc. Des observateurs par exemple en associations peuvent aussi être formés pour des relevés récurrents, e.g., transects sur les rives ou observateurs embarqués en péniches-croisières, bateaux-taxis... Des approches comme celles de l'association ReSeaClons sont prometteuses, pour favoriser la collecte de déchets dans les ports fluviaux et d'estuaires en fournissant du matériel de collecte, notamment aux pêcheurs et autres

professionnels. De même, un travail avec les agriculteurs est d'une importance majeure car la littérature montre que beaucoup de déchets sauvages sont liés à l'agriculture. Des ateliers de concertation et de co-construction sont importants pour co-construire des dispositifs pérennes en considérant les perceptions et expertises de tous les acteurs impliqués (Darmon, Coquery & Chateauminois, 2019).

Le coût de mise en œuvre d'une surveillance des déchets sur les milieux aquatiques doit prendre en compte la recherche et le développement de méthodes, la prospection de données empiriques et leur temps d'analyse, la formation d'observateurs ainsi que des guides et kits de ramassage, quantification et caractérisation des déchets. L'évaluation des coûts pour accomplir un effort d'échantillonnage suffisant pour réaliser des tests statistiques assez puissants, doit prendre en compte le nombre d'interventions, le nombre de personnes à mobiliser, le nombre d'heures en moyenne par intervention (Desplats, 2012 (d)), ceci étant propre à chaque méthodologie. Le développement et la dissémination d'une application mobile et d'une plateforme unique de saisie de données, accessibles à différents niveaux d'expertise, ainsi que la communication au plus grand nombre sur la problématique des déchets sauvages, doivent aussi constituer un investissement prioritaire.

1.6. Perspectives

Le projet RiverSe s'est aussi attelé à rechercher des données empiriques afin d'évaluer les méthodologies pour déterminer les facteurs favorisant les entrants et l'accumulation de déchets dans les environnements aquatiques et marins. Les conditions liées à la Covid-19 ne nous ont pas permis de rassembler plus de données empiriques ni de finaliser les analyses présentées ci-après. Il s'agit donc ici de fournir des résultats préliminaires et discuter d'approches possibles.

Comme discuté précédemment, plusieurs bases de données pourraient être constituées pour réaliser un état des lieux de la pollution aux macro-déchets, en utilisant par exemple certaines bases de données françaises sur la gestion des macro-déchets à terre, leurs prises en charge par les collectivités, ou bien des estimations sur la base d'un pourcentage estimé perdu dans l'environnement ou à partir des relevés de bennes de collecte des déchets retenus dans plusieurs obstacles à l'écoulement. L'acquisition de données standards permettra évidemment de fournir des évaluations plus précises et d'affiner les simulations qui permettent d'évaluer les distributions de déchets et les risques sur l'environnement à différentes échelles.

Des approches couplant modélisation et simulations peuvent être utilisées en concertation entre différents acteurs (A. Grignard (MIT), communication personnelle ; Grignard et al., 2020) : Les plateformes de simulations Gamma couplées à des approches SIG permettent de coupler des modèles de dispersion des déchets en 1 ou 2D. Elles permettent d'explorer des scénarios sur une table de visualisation sur laquelle des éléments du paysage (projections des cartes SIG), peuvent être modifiés par les acteurs (possibilité de déplacer des briques élémentaires « pixels » de la cartographie, pour simuler par exemple des changements d'occupation du sols). Les acteurs peuvent alors visualiser les sorties de modèles (e.g, flux de déchets, densités de déchets) en fonction des décisions de gestion. Cette perspective d'approche favorise la concertation et la réflexion collective sur les choix de gestion.

1.6.1. Coupler données empiriques et couches cartographiques. Exemple sur le bassin de l'Adour. Etude en partenariat avec SurfRider Foundation Europe.

L'objectif est de localiser et décrire les facteurs anthropiques et naturels favorisant les entrants et l'accumulation des déchets sur les cours d'eau et les entrants aux embouchures. Pour cela, les données

empiriques d'observations de densités de déchets sont associées à différentes couches géographiques susceptibles de représenter les facteurs d'influence. Le bassin versant de l'Adour, sur lequel travaille l'association Surfrider Foundation Europe, a été choisi comme site test, en raison de l'existence de données de terrain en quantité et de qualité grâce au suivi Riverine Input de Surfrider. L'effort de recherche et de traitement de couches SIG (systèmes d'information géographique) s'est donc concentré sur ce bassin versant.

L'association Surfrider Foundation Europe nous a transmis les données quantitatives collectées lors de recensements effectués chaque mois entre Mars 2014 et Août 2017, publiées dans Journal of Marine Science and Engineering en 2018 (Bruge et al., 2018). Des campagnes n'ont parfois (rarement) pas pu être assurées pendant certains mois sur tous les sites. Le protocole a consisté à collecter les déchets échoués sur les berges éventuellement coincés dans la végétation de la rivière. L'association a retenu 8 sites d'échantillonnage, sélectionnés sur la base de données cartographiques et hydro-morphologiques et avec le soutien d'acteurs locaux (municipalités, comités de bassin, fédération de pêche et de protection du milieu aquatique). Ces sites étaient distribués sur l'Adour et ses affluents, de la source à l'estuaire, en aval de pressions anthropiques (zones touristiques, industrielles, agricoles, urbaines). Les déchets collectés qui pouvaient encore être identifiés ont été triés selon une liste de 130 catégories et dénombrés.

Les zones d'étude les plus pertinentes sont les zones hydrographiques, définies au niveau national, qui s'appuient sur les limites des bassins versants topographiques. Les données que nous avons obtenues sont issues de la Base de données Carthage.

Nous avons conservé les sites Anglet (noté EMB, 39859 déchets recensés au total), Campan (CAM, 89 déchets), Bours (BBZ, 16395 déchets), Pau (PAU, 1945 déchets), Mont de Marsan (MDM, 675 déchets), Dax (DAX, 487 déchets) et Cazère-sur l'Adour (CZR, 1765 déchets). La zone hydrographique La Barre Beach (BAR, 59417 déchets au total) a été écartée du jeu de données étant située sur une plage à l'embouchure (point marin) et ne pouvait pas être associée à un bassin versant (Figure 17).

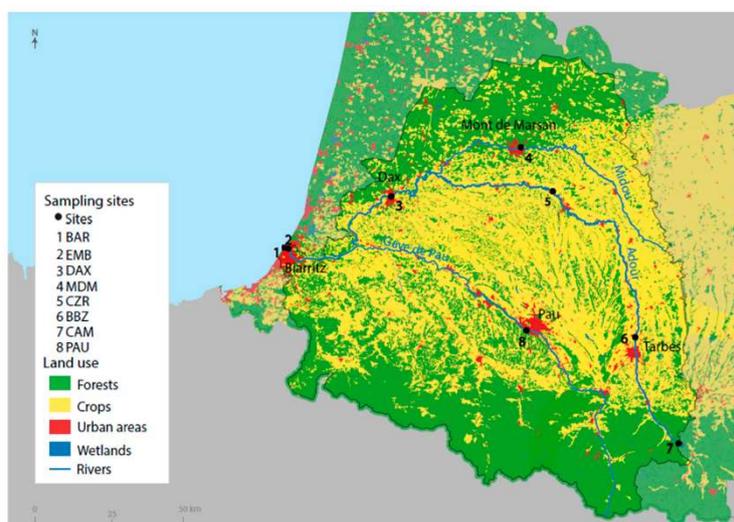


Figure 17- Localisation des sites d'échantillonnage (figure tirée de de Bruge et al., 2018)

Les zones hydrographiques ont été découpées selon 4 cercles de diamètres 1, 2, 5 et 10 km, centrés sur les points Surfrider, afin de définir des zones pertinentes de sources potentielles. L'environnement naturel et anthropique a été décrit pour l'ensemble de la zone hydrologique.

Nous avons été en mesure de rassembler différentes cartes (voir Annexes 5.6. Cartes géographiques rassemblées pour l'étude des facteurs déterminant les sources et les zones d'accumulation de macro-déchets sur le bassin de l'Adour) :

- Sur les sources potentielles :
 - o Densité urbaine moyenne calculée au pro-rata de la surface de chaque commune dans la zone hydrographique
 - o Rejets des stations d'épuration domestiques et industrielles (Figure 31), pour prendre en compte de possibles défaillances de ces systèmes de traitement et les rejets de part ouverture des dégrilleurs pendant les crues
 - o Débit nominal à la station d'épuration
 - o Rejets d'installations classées (IC), qui peuvent potentiellement rejeter des déchets (facteur de risque)
- Sur les zones d'accumulation potentielles :
 - o Obstacles à l'écoulement (OE) (Figure 32), e.g., barrages, écluses, centrales hydro-électriques, enrochements, ponts etc. ; issus de la base de données SANDRE.
- Sur les sources et facteurs d'accumulation :
 - o Type d'occupation du sol (carte de 2012 - CLC12) (Figure 18). Nous avons évalué la surface et le pourcentage de chaque catégorie dans la zone hydrographique à une échelle donnée. Nous avons différencié 4 niveaux de différenciation des occupations du sol, ayant respectivement 5 (niveau 1), 15 (niveau 2), 44 (niveau 3), 50 catégories (niveau 4).

Des tableaux ont été réalisés pour associer à chaque point de relevés, un pourcentage de différents types d'occupation du sol, une densité moyenne de population, des moyennes de débit nominal des stations d'épuration, au sein du cercle et pour chaque échelle spatiale.

L'extraction de ces informations est en cours. Il s'agira ensuite de réaliser des modèles (modèles linéaires généralisés, modèles de permutation) décrivant les densités observées en fonction des variables cartographiques. La météorologie, un facteur crucial à la dispersion et la remobilisation des déchets dans l'environnement, sera aussi prise en compte, en considérant les mesures prises au moment des relevés ou bien juste avant (données à acquérir).

D'autres perspectives seront de ne retenir que ce qu'il y a en amont des relevés, pris en compte par des demi-cercles ou bien des rectangles. Cela nécessite une automatisation prenant en compte la direction de la pente du bassin versant. Le cercle est plus facile à répliquer pour prendre en compte l'influence de facteurs à différentes échelles. Centré sur le relevé, il permet de considérer des éléments à l'amont, drainés par les pluies sur le cours d'eau et le bassin versant, et aussi les éléments à l'aval, qui pourraient être disséminés par le vent ou déplacés par des personnes.

Les approches SIG permettront aussi de préciser les sites à prospecter en priorité. Des cartes plus précises peuvent être obtenues localement, notamment sur les déversoirs d'orage ou les points de rejets des eaux pluviales. L'information des localisations des déversoirs ou des points de rejet des eaux pluviales n'est pas encore connue à ce jour, mais elle serait primordiale.

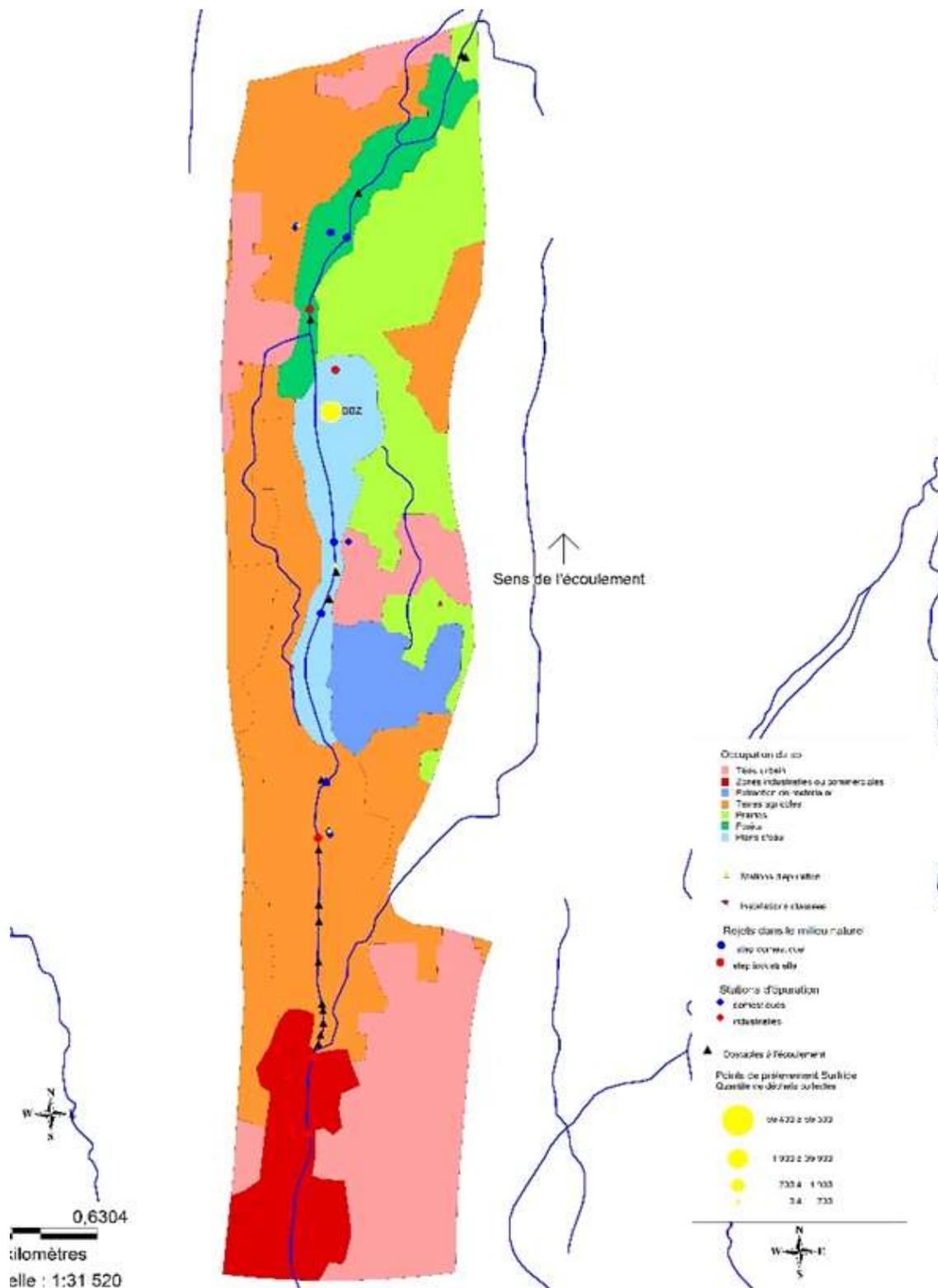


Figure 18. Occupation du sol et rejets domestiques et industriels

1.6.2. Simulation du transport des déchets flottants aux embouchures de fleuves

Les connaissances actuelles sur le transport des déchets flottants en mer s'appuient en grande majorité sur des données empiriques, souvent disparates, et basées sur des approches non standardisées. Elles n'offrent qu'une vision parcellaire et limitée des schémas de transport. A contrario, la simulation numérique permet d'apporter une vision homogène à différentes échelles spatio-temporelles en adoptant un certain nombre d'hypothèses de travail. Il est alors possible de tester différents scénarii afin d'élaborer des modèles qui peuvent être validés par les données empiriques existantes et/ou l'avis d'experts.

Pour cela, les simulations en mer doivent prendre en compte, non seulement les courants marins, mais aussi différents phénomènes physiques qui agissent à des échelles spatio-temporelles variées (vent, marée, apport d'eau douce par les fleuves, ...). L'approche basée sur l'utilisation d'un modèle de circulation générale couplé à un module de transport d'objets passifs flottants, tels que les déchets plastiques, est tout à fait adaptée à cette tâche.

1.6.2.1. Transport de déchets flottants dans le Golfe de Gascogne :

En constituant le point le plus aval des bassins versants, l'océan se retrouve particulièrement impacté par la pollution plastique. La bande côtière joue en ce sens un rôle particulièrement important puisque la majeure partie du plastique, autour de 80 %, provient d'activités terrestres (UNEP, 2015). Selon les estimations les plus récentes (Lebreton et al., 2017, 2019 ; Schmidt et al., 2017), entre 0,5 et 1 million de tonnes de plastique, toutes tailles confondues, seraient déversées chaque année par les fleuves dans les océans à l'échelle mondiale. Malgré cet état de fait, le transport de ces déchets par la circulation océanique reste encore mal compris, notamment aux échelles régionale et locale. La zone côtière présente en ce sens une dynamique océanique de surface très complexe, dans laquelle rentre en jeu une multitude de phénomènes physiques qui agissent simultanément et sur une large gamme d'échelles spatio-temporelles. Certaines régions à travers le monde, appelées « hot spot » ont cependant bénéficié d'une attention particulière de la communauté scientifique quant à l'étude du transport des déchets marins. La Méditerranée est l'un de ces « hot spots » pour lequel on commence à avoir une idée plus précise des schémas de transport. Plusieurs études de modélisation numérique (par exemple Liubartseva et al., 2018 ; Mansui et al., 2015, Mansui et al., 2020) ont ainsi montré que le bassin Méditerranéen, de par sa circulation extrêmement dynamique, ne permet pas la constitution de zones d'accumulation de déchets permanentes. De manière générale, la configuration de cette mer semi-fermée favorise plutôt l'émergence de zones d'accumulations temporaires qui se forment et s'évanouissent suivant les saisons. La modélisation numérique a joué un rôle essentiel dans la compréhension de ces schémas de transport, en complétant les observations in-situ existantes, souvent encore disparates.

D'autres points sensibles ont déjà été identifiés en France, comme le Golfe de Gascogne (Bruge et al., 2018 ; Declerck et al., 2019) ou la baie de Seine (Tramoy et al., 2019c) mais n'ont pas fait l'objet d'une étude approfondie des schémas de transport des déchets flottants. Pourtant, une étude tenant compte non seulement de l'impact des fleuves, mais également des grandes villes côtières, apparaît comme un premier pas important dans une compréhension détaillée de la distribution et du transport des déchets marins flottants le long des côtes françaises. Cette connaissance est également nécessaire pour proposer des mesures de restauration adaptées, aidant notamment à cibler des zones d'intervention.

1.6.2.2. Modélisation du transport des déchets dans le Golfe du Lion

La comparaison dans le Golfe du Lion, des modélisations effectuées à l'échelle du bassin Méditerranéen (détaillées dans Mansui et al., 2020) avec des observations visuelles montre que la dynamique du transport des déchets flottants n'est pas reproduite fidèlement par ces modélisations. L'impasse sur les sources locales côtières dans les simulations en est la principale raison identifiée. Afin de remédier à ce problème, un nouveau type de modélisation a été développé. Il est basé sur la conjonction de scénarii différents : la prise en compte d'une part, des populations résidant sur les côtes, et d'autre part, du rejet des cours d'eau présentant un débit significatif.

À cette fin, des particules virtuelles sont introduites dans le modèle pour simuler le transport des déchets en surface, respectant un rapport de rejets entre villes et fleuves, comme proposé par Liubartseva et al. (2018), et considérant des estimations de densité de population côtière (Brinkhoff, 2010) sur une bande de 15 km de large. Le domaine d'étude est découpé en secteurs dans lesquels on injecte plus ou moins de particules suivant le pourcentage de population présent (Figure 19). Pour le Golfe du Lion, seuls deux fleuves, le Rhône et le Var, sont pris en considération car présentant les plus forts débits dans la région. Un ratio est fixé en fonction de la population présente dans leurs bassins versants respectifs et de leur débit au cours de l'année. Un nombre quotidien de particules virtuelles est alors introduit au niveau des deux embouchures en fonction de ce ratio.

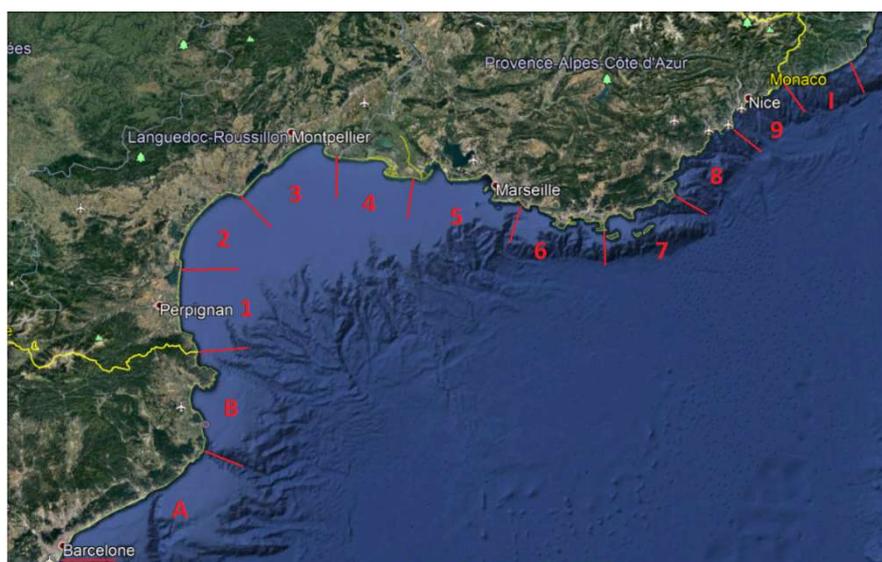


Figure 19. Découpage du littoral en 12 secteurs différents, pour simulations sur le Golfe du Lion

Un modèle de transport Lagrangien (ARIANE) couplé à un modèle océanique (NEMO) est enfin utilisé pour calculer un transport en surface réaliste de l'ensemble des particules (villes + fleuves). On dispose ainsi d'un modèle de distribution des déchets flottants dans le Golfe du Lion qui se focalise sur l'impact des rejets côtiers. Une première analyse de ces données (Mansui et al., non publiées, Figure 20, Figure 21) montre que la distribution simulée des déchets dans le Golfe du Lion représente correctement les observations aériennes effectuées dans le cadre du projet SAMM (Suivi Aérien de la Méga-faune Marine, Pettex et al., 2012a, 2012b).

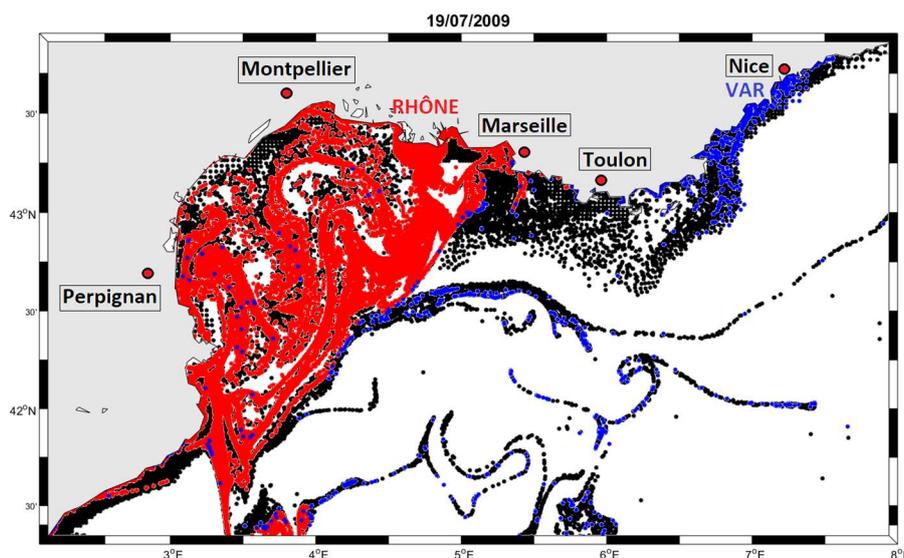


Figure 20. Exemple de simulation numérique dans le Golfe du Lion, avec les déchets provenant de la population en noir, et ceux venant des fleuves en couleur (Rhône en rouge et Var en bleu)

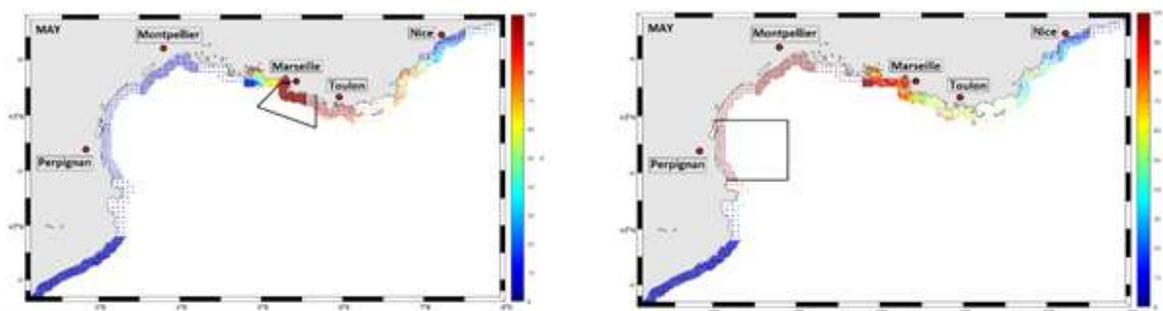


Figure 21. Recherche des sources potentielles de déchets traversant des zones marines protégées. A gauche le Parc national des Calanques, à droite le Parc naturel marin du Golfe du Lion

1.6.2.3. Bâtir une méthodologie pour des points sensibles le long de la côte française en s'inspirant des approches développées dans le Golfe du Lion

Avec l'expérience du Golfe du Lion, il est possible de proposer une approche un peu plus poussée pour d'autres points sensibles le long de la côte française. L'idée est de tenir compte non seulement des apports de déchets induits par les villes côtières et les grands fleuves, mais aussi des événements climatiques remarquables, notamment en ce qui concerne les précipitations. En effet, plusieurs études (par exemple Kurniawan, 2019b ; Onoi et al., 2012 ; Schirinz et al., 2020) montrent que de grosses quantités de déchets sont rejetées à la mer lors de périodes de fortes précipitations. En fait, les périodes associées à de fortes précipitations constituent bien souvent les événements majeurs de rejets de déchets plastiques dans l'océan. Or, il est possible de tenir compte de ces événements en se basant sur les relevés de débit des principaux cours d'eau se déversant en mer.

Sur cette base, deux scénarii de rejets des déchets plastiques à la mer peuvent être établis :

- (i) un rejet par les villes du littoral, sur une bande côtière de largeur prédéfinie, éventuellement à moduler en fonction de la fréquentation touristique si suffisamment de données empiriques peuvent être rassemblées ;

- (ii) un rejet par les fleuves en fonction de la population des bassins versants et de la modulation du débit de ces fleuves avec les conditions climatiques.

Cette approche permettrait d'obtenir une vision fine du transport des déchets rejetés par les activités humaines le long du littoral français, et de déterminer l'existence ou non de zones d'accumulation suivant la période de l'année. Elle permettrait également d'évaluer plus spécifiquement l'impact des épisodes intenses de précipitations sur les trajectoires des déchets dans la bande côtière et de cibler les parties de littoral que les déchets sont plus susceptibles d'impacter.

Partie 2. Impacts des déchets sur la faune des cours d'eau

2.1. Introduction

L'omniprésence des déchets sauvages et leur grande variété en types de matériaux, tailles, formes et propriétés physico-chimiques rendent probables les interactions avec la vie animale et végétale via de multiples voies. En 1997, Laist listait 247 espèces marines impactées par les déchets marins (Laist, 1997), et près de 15 ans plus tard, des biologistes en dénombraient plus du double (Gall & Thompson, 2015). Eriksen et al. (2014) estiment que, sans action concrète, l'océan pourrait contenir 155 millions de tonnes de plastiques d'ici 2025, soit une tonne de plastique pour 3 tonnes de poisson.

La prévalence d'ingestion de déchets parmi les tortues caouannes *Caretta caretta* retrouvées mortes en Méditerranée s'élève à plus de 70% (Darmon et al., 2020). Elle atteint près de 60% en Italie et plus de 80% en France et en Espagne, attestant que le bassin Nord occidental est particulièrement pollué. En France méditerranéenne, le constat est vraiment inquiétant : 82,4% des tortues autopsiées entre 2013 et 2018 avaient ingéré des déchets (Darmon, INDICIT consortium, Miaud, 2019), et très localement en Corse et autour de Toulon-Antibes, 100% des individus étaient concernés (Darmon & Miaud, 2016). Les plus forts risques d'exposition sont identifiés dans le courant liguro-provençal mais aussi en face de l'estuaire de la Gironde et du Rhône (Darmon et al., 2017 ; D. Gambaiani (RTMMF), communication personnelle), ce qui témoigne de l'influence des fleuves sur l'apport de déchets en mer et sur les impacts que ces derniers causent sur la faune marine. En amont, les impacts des déchets sauvages sur la faune des milieux aquatiques et terrestres sont beaucoup moins connus. Alors que 80% des déchets sont dits provenir de ces milieux, il est fort probable que les impacts y soient tout autant voire plus alarmants.

Le recouvrement de déchets dans l'environnement se répercute indubitablement sur la disponibilité et la qualité des ressources alimentaires et d'habitat de la faune. Néanmoins, les interactions les plus renseignées entre faune et déchets, concernent l'ingestion de micro- ou macro-items (e.g., Darmon et al., 2018 ; Silvestri et al., 2018, Collard et al., 2019) et l'emmêlement (e.g., Claro et al., 2018, Ryan, 2018). Les causes de ces impacts sont peu connues. Une hypothèse fréquemment formulée est celle que les animaux confondent les déchets avec leurs proies à cause d'une ressemblance visuelle (Schuyler et al., 2014) ou bien olfactive, leurrés dans ce cas par la colonisation des déchets par des algues par exemple. Il est aussi tout à fait possible que les déchets soient ingérés malencontreusement lorsqu'ils sont entremêlés dans la nourriture naturelle. L'ingestion ou l'emmêlement dans les déchets causent des mortalités survenant plus ou moins rapidement, par exemple à cause de l'obstruction ou la perforation du tube digestif e.g., chez les tortues marines (Wilcox et al., 2018), ou par étouffement ou étranglement (Claro et al., 2018). Cependant, des effets indirects, dits sub-létaux, plus ou moins sévères, sont certainement plus fréquents. Ils ne remettent pas en cause la survie directement, mais ils impactent la croissance, la capacité à se nourrir, à se déplacer ou à se protéger des prédateurs par exemple, et donc à terme, ils pourraient se répercuter sur la fécondité et la capacité de reproduction. Il peut s'agir par exemple, de lacérations ou de l'amputation d'un membre, de complications infectieuses, de constriction, ou bien en interne, de l'inflammation des tissus gastro-intestinaux qui empêchent l'absorption correcte des nutriments (e.g., Welden & Cowie (2016), expériences chez la langoustine *Nephrops norvegicus*). L'ingestion de sacs plastiques et autre matériel anthropique peut aussi provoquer des gaz et des poches d'air dans le tube digestif, ce qui peut conduire à des problèmes de flottaison et de capacité de plongée chez les tortues marines (D. Gambaiani & J.B. Senegas, CESTMED, communication personnelle). Cela peut simuler une sensation de satiété, mais l'individu manque malgré tout des ressources énergétiques fournies par la nourriture naturelle, nécessaires pour assurer ses besoins vitaux ou sa croissance. Enfin, les additifs des plastiques, comme les plastifiants (e.g., bisphénol A, phtalates) ajoutés pour augmenter leur flexibilité, ou bien les polluants que les

plastiques absorbent dans l'environnement, ont tendance à être lessivés dans l'environnement et dans l'organisme lorsqu'ils sont ingérés. Des organophosphates, employés comme retardateurs de flamme, ont été retrouvés dans des truites grises *Salvelinus namaycush* et des perches Walleye *Sander vitreus* pêchées dans des lacs canadiens (McGoldrick et al. (2014)). Les impacts écotoxicologiques touchent autant les mammifères que les non mammifères (Mathieu-Denoncourt et al., 2015) : Ils contrarient les fonctions endocrines (Rochman et al., 2014), affectent le développement de l'individu en modifiant les hormones thyroïdiennes et de croissance, conduisent à des malformations des organes reproducteurs, pouvant amener à des anomalies de la reproduction et une diminution de la fertilité (Mathieu-Denoncourt et al., 2015). Comme les plastiques ne se dégradent pas complètement mais se fragmentent en items de plus en plus petits, leur ingestion devient d'autant plus probable. Quand ils atteignent la taille du nanomètre (1 nm=10⁻⁶ mm), ils ont alors le potentiel de franchir la barrière hémato-encéphalique causant des dommages sur le cerveau et des changements de comportement (Mattsson et al., 2017).

Tous ces effets pourraient se répercuter sur la survie et la fécondité des individus, et donc sur leur contribution à la dynamique de leur population. La mesure des conséquences de ces effets individuels sur les populations ou les espèces est complexe à mettre en évidence, d'autant plus chez les espèces longévives, à croissance lente et se reproduisant tardivement. Cela souligne l'importance d'étudier les impacts des déchets sur la faune, autant pour anticiper leurs répercussions économiques ou sanitaires (e.g., espèces consommées) que pour adapter les programmes de conservation (e.g., espèces protégées). Il s'agit aussi de sélectionner des espèces sentinelles, ou bio-indicatrices, qui peuvent témoigner de la distribution et des impacts des déchets dans l'environnement local. Plusieurs bio-indicateurs sont employés en milieu marin, comme l'occurrence et la quantité de déchets ingérés par le Fulmar boréal *Fulmarus glacialis*, indicateur commun de la convention OSPAR (Van Franeker & Meijdoorn, 2002 ; EC JRC, 2013) ou bien les tortues marines, indicateur commun de la zone OSPAR et indicateur candidat de la DCSMM et de la Convention régionale de Barcelone (Dell'Amico & Gambaiani, 2013 ; Darmon, INDICIT consortium, Miaud, 2019). Bien que la DCE n'intègre pas encore de descripteur de pollution par les déchets, il est important de l'anticiper et de développer un indicateur d'impacts des déchets sur la faune des cours d'eau, idéalement dans la continuité avec le milieu marin afin de comparer les impacts observés (méthodologies comparables, espèces utilisant les deux milieux, acteurs communs, etc.).

La grande majorité des études portent sur le milieu marin (Battisti et al., 2019) plutôt que dans les cours d'eau ou les milieux terrestres. Parmi les initiatives visant à évaluer l'impact des déchets sur la faune des cours d'eau, beaucoup concernent l'ingestion de micro-plastiques, généralement collectés dans les tubes digestifs de poissons (e.g., Sanchez et al., 2014), et occasionnellement relevés dans les pelotes de réjection d'oiseaux (Faure et al., 2015) ou les fourreaux alaires de trichoptères (Tibbetts et al., 2018) par exemple. L'acquisition de connaissance est fondamentale pour mieux documenter les impacts des macro-déchets sur la faune et proposer une espèce/taxon indicateur. Les critères de sélection d'un indicateur dépendent de : i) la propension de l'espèce/taxon à interagir avec les déchets, la niche écologique et alimentaire de l'espèce concernée définissant le compartiment visé (e.g., fond, colonne, surface) ; ii) sa distribution, qui doit être étendue pour pouvoir évaluer l'influence des mesures de restauration du bon état écologique à large échelle spatiale ; iii) la présence d'un réseau d'acteurs apte à collecter des spécimens sur l'ensemble de la zone-cible et collecter des données standards, sur la base d'une méthodologie commune, transposable, facile à mettre en œuvre et idéalement, peu coûteuse.

Afin de discuter des perspectives de développement de bio-indicateurs d'impacts des macro-déchets, les objectifs de cette partie sont : 1) d'établir un état des lieux des impacts des macro-déchets observés

sur la faune dulçaquicole et éventuellement terrestre (ou des deux milieux), par taxon ; 2) d'évaluer les méthodologies pour définir l'occurrence des interactions faune-déchets et les caractéristiques des déchets en cause ; 3) de définir les acteurs et les moyens existants ou envisageables, pour mener une surveillance à large échelle. Comme pour la première partie, la possibilité d'employer des approches participatives, éventuellement grand public, sera aussi discutée.

2.2. Méthode

Notre étude de littérature a été conduite principalement entre Janvier et Juillet 2020, mais a été ralentie depuis le confinement (Mars-Juin 2020) imposé par la situation sanitaire liée au Covid-19 et ses retentissements. Aucune étude de terrain/laboratoire n'a pu être conduite, certains acteurs n'ont pas pu être contactés et la revue de littérature présentée ici n'a malheureusement pas pu être exhaustive. Il s'agira principalement ici de proposer des éléments de réflexion pour le développement de bio-indicateurs d'impacts et de discuter des perspectives d'études.

Notre recherche a porté sur les articles avec comité de lecture et la littérature grise. Nous avons employé divers moteurs de recherche : Google Scholar, Research Gate et Bib CNRS, et complété nos références avec la liste bibliographique citée dans les articles prospectés. Plusieurs mots-clefs relatifs aux déchets qui sont communément employés dans la littérature traitant de leurs impacts sur la faune marine, ont été utilisés (litter, plastic, plastic litter, macro litter, macro plastic, anthropogenic litter). D'autres mots-clefs ont été employés au cours des recherches (anthropogenic material, waste, garbage). Le mot « freshwater » a aussi pu être ajouté. Les recherches ont porté sur les poissons, les amphibiens, les reptiles, les oiseaux, les mammifères, ainsi que sur la végétation. Un taxon ou une espèce déterminé a pu être précisé. Le type d'impact a éventuellement été ajouté (entanglement, ingestion, consumption). Les déchets anthropiques étant parfois employés dans certains comportements comme pour la confection des nids, d'autres mots-clefs comme « nest » ont été considérés (la recherche avec « offering » n'a apporté aucun résultat). Les recherches ont aussi été menées en Français pour détecter une littérature grise plus locale.

Nous avons ciblé prioritairement les macro-déchets, définis comme de taille supérieure à 5 mm selon la définition de la DCSMM. Les risques de contamination avec des plastiques « extérieurs » rendent l'étude des impacts des micro-plastiques peut-être moins accessibles pour des approches participatives. Néanmoins, parmi les études prospectées, certains auteurs incluaient aussi les micro-débris.

Pour chaque taxon, nous avons listé la(es) localisation(s) des sites prospectés, le nombre d'individus étudiés (taille d'échantillon), la date, le type d'impact et son occurrence (nombre d'individus impactés en rapport au nombre d'individus échantillonnés), la description (type, couleur, taille) et les quantités (masse, nombre, volume) des déchets en cause, ainsi que d'autres résultats potentiellement majeurs relevés par les auteurs (e.g., impact sur la santé, comportement du manipulateur/observateur envers l'individu impacté). Nous avons également évalué les protocoles et les moyens employés par les auteurs pour leurs prospections, ainsi que les coûts.

Nous avons contacté plusieurs acteurs pour discuter des impacts qu'ils ont déjà pu observer (type, espèce, circonstances), de leurs dispositifs et moyens disponibles pour conduire une surveillance (déjà mise en œuvre ou possible à l'avenir). Nous avons aussi interrogé leur expertise sur des espèces-cibles ou des méthodologies de surveillance.

Nous avons prospecté les données empiriques déjà disponibles dans le but d'effectuer une analyse descriptive des impacts ainsi que des facteurs favorisant les risques d'interactions de la faune avec les

déchets. Nos réflexions ont aussi été menées en synergie avec d'autres projets européens portant sur les impacts des déchets marins, en particulier le projet [INDICIT II](#) afin d'explorer les photos prises de manière opportuniste par des observateurs citoyens ou experts. Nous avons lancé un « [challenge](#) » en parallèle du [challenge](#) lancé par le projet INDICIT spécialisé sur le milieu marin. Disséminé via le compte Facebook de l'association HISA et par courriel, il s'agissait à la fois d'une campagne de sensibilisation et de collecte d'information visant à partager des photos trouvées sur internet ou prises par les participants eux-mêmes. Enfin, nous avons initié une collaboration avec le projet [Blue Circular Economy](#) dans le but d'établir un site web de collecte d'informations, photos ou vidéos sur des cas d'interaction entre faune sauvage et déchets.

2.3. Résultats pour les poissons d'eau douce

2.3.1. Revue de littérature

Il existe, à notre connaissance, très peu d'espèces de poissons d'eau douce ingérant des macro-déchets, et probablement de ce fait, très peu d'études. Les études recensées portent généralement sur l'ingestion de micro-plastiques, défini par la DCSMM de taille inférieure à 5 mm (EC JRC, 2013), e.g., Faure et al. (2013) sur le brochet *Esox lucia*, le gardon *Rutilus rutilus* et la brème commune *Abramis brama* dans le lac Léman ; Faure et al., (2015) (cité par Sanchez et al., 2014) sur l'ablette *Alburnus alburnus*, la perche commune *Perca fluviatilis* ou la vandoise *Leuciscus leuciscus* ; Sanchez et al. (2014) sur le goujon *Gobio gobio* sur plusieurs cours d'eau français ; Collard et al (2018) sur le chevesne *Squalius cephalus* sur la Marne et la Seine. Certains auteurs prospectent des tailles parfois légèrement supérieures, dans la gamme des méso-plastiques (définis entre 5 mm et 2,5 cm selon la DCSMM), e.g., Sloommaekers et al. (2019) rapportant une ingestion par le goujon d'items de 0.67 mm en moyenne ; Collard et al. (2019), une moyenne de taille de 2,67 mm chez le chevesne ; ou tout à fait ailleurs, Andrade et al., (2019), une ingestion d'items jusqu'à 15 mm chez les Characidae et piranhas du fleuve Amazone au Brésil. Ces études montrent que la propension à ingérer des déchets, et leurs caractéristiques dépendent de la niche écologique et alimentaire des espèces.

Il n'y a pas, à notre connaissance, d'étude montrant l'ingestion de plus gros déchets. Seule une espèce de grande taille, connue pour avoir un régime alimentaire opportuniste, serait capable d'ingérer des macro-déchets potentiellement de très grande taille : le Silure glane *Silurus glanis*. Étonnamment, nous n'avons pas trouvé d'article avec comité de lecture témoignant ou décrivant ce comportement chez cette espèce. Néanmoins, l'étude de Tanzilli & Faure (2016, 2017) sur le bassin du Rhône soutient la pertinence de l'espèce pour l'étude de l'ingestion de macro-déchets. Jean-Claude Tanzilli, guide de pêche professionnel notamment sur cette espèce qui peut atteindre plus de 2 mètres, a compilé des observations entre 1988 et 2015 sur 3 secteurs du Rhône et de la Saône. Les auteurs ont aussi analysé des données sur le comportement alimentaire de 3883 individus et la croissance de 720 individus marqués entre 1993 et 2004. D'après Tanzilli & Faure (2016), le silure se nourrit plus ou moins fréquemment au cours de l'année dans le bassin du Rhône, avec des pics d'alimentation durant la saison chaude, entre les mois de mai et octobre, et des variations au cours de l'année. Parmi les silures qui se sont alimentés, les poissons constituent la majorité de la biomasse ingérée et il arrive que des oiseaux soient aussi consommés (1,1% du régime alimentaire). La part des ordures ménagères représente 2,9% du nombre total d'items retrouvés soit 0,2% en masse du contenu stomacal (Figure 22). Ces déchets pourraient être le témoin des déchets abandonnés dans l'agglomération lyonnaise. Des objets de toute sorte ont été recensés : sacs et morceaux de plastique, tissus, polystyrène, aluminium, piles, tong, cartons, préservatifs, serviettes hygiéniques, tampons usagés, coton-tiges, couches, tube de dentifrice, bouteilles d'eau, canettes de bière... La nourriture d'origine humaine compte pour 1,1% de l'abondance et 0,2% de la masse de nourriture ingérée (saucisson, maïs, pomme

de terre, carotte, poireaux, poulet, queue de bœuf, gruyère, pomme...). Les résultats présentés dans Tanzilli & Faure (2017) montrent une variation du régime alimentaire au cours de l'âge, mais la part d'éléments non naturels semble relativement indépendante de l'âge.

D'après les données de 94 recaptures exposées par Tanzilli & Faure (2017), avec une moyenne de 3 ans entre leur marquage et leur reprise, et jusqu'à plus de 10 ans, les silures auraient tendance à être fidèles à un tronçon de cours d'eau précis et à un groupe. En effet, la plupart des individus ont été recapturés entre 1 et 2 km du site initial, bien que certains ont parcouru des dizaines de kilomètres en amont. Les jeunes se sont plus déplacés, mais seulement de 2 km en moyenne, aussi vers l'amont. La reprise sur le même site de première capture de 17 des 19 poissons déplacés à plusieurs kilomètres atteste aussi ce comportement. L'absence de suivi au-delà du secteur considéré ne permet pas d'évaluer les déplacements potentiels à longue distance.



Figure 22. Ingestion d'un ballon par un silure *Silurus glanis*. Photo de P. Joubert, 2013 extraite de Tanzilli & Faure (2017)

2.3.2. Méthodologies

Les protocoles employés par les auteurs visent généralement à étudier l'impact des micro-plastiques, mais les approches méthodologiques peuvent être disparates, e.g., taille minimum prospectée, évitement de la contamination, solution de digestion des éléments naturels. Collard et al. (2019) soulignent l'importance d'harmoniser les méthodes, comme le proposent aussi Silvestri et al. (2018) pour l'étude des micro-plastiques ingérés par les poissons marins. En mer, les projet [MedSeaLitter](#) et [INDICIT II](#) travaillent sur une harmonisation de ces approches pour des études en mer. Un protocole a été déposé par le consortium INDICIT II au groupe Déchets Marins de la DCSMM qui doit le réviser (TG ML) (Mattidi et al., 2020). Il serait intéressant d'harmoniser les méthodes employées en milieu marin et en milieu dulçaquicole pour pouvoir comparer les impacts des micro-plastiques sur un continuum fleuve-mer à l'avenir et mieux comprendre les processus de transfert des plastiques entre ces deux environnements.

Le protocole d'ouverture et d'extraction de l'appareil digestif chez le silure et la caractérisation de son régime alimentaire ne sont pas présentées dans Tanzilli & Faure (2016). Néanmoins, bien que les protocoles présentés dans la littérature concernent généralement l'étude des micro-plastiques, plusieurs étapes peuvent être adaptées pour l'analyse de méso et macro-déchets ingérés, telles que la dissection et l'extraction du tube digestif. Pour les silures, il serait aussi possible de faire un lavage

gastrique pour récolter le contenu digestif, une approche non létale à explorer pour étudier les individus vivants. Par ailleurs, les classifications de types, tailles et couleurs doivent aussi rester identiques entre les études pour pouvoir être comparables. Il est aussi important d'évaluer la condition corporelle des individus, en relevant à minima les mesures biométriques et la masse de l'individu.

2.3.3. Facteurs influençant l'ingestion de déchets

Les études publiées montrent essentiellement un effet du régime alimentaire et de l'habitat utilisé sur la propension à ingérer des déchets et sur le type d'items ingérés. Anastasopoulou et al. (2013) notent chez les poissons marins, des différences dans les caractéristiques des déchets ingérés en fonction de l'habitat utilisé, les espèces pélagiques (colonne d'eau) ingérant plutôt des plastiques mous alors que les espèces benthiques (fond) ingéreraient plus de plastiques durs. On s'attend donc à une différence entre espèces selon l'habitat utilisé et la densité/flottabilité des déchets. Certains auteurs notent aussi que les espèces spécialisées sur les sédiments et le fond ont plus tendance à ingérer des microplastiques (e.g., Collard et al., 2019). Le régime alimentaire influence aussi la possibilité d'ingestion secondaire de déchets (via leurs proies), mais il y a encore très peu d'études à ce sujet. Les espèces opportunistes devraient avoir tendance à ingérer tout type de déchets. La sélectivité pour les déchets, c'est-à-dire le rapport entre l'ingestion de déchets et la disponibilité (quantité et distribution) des déchets dans l'environnement, qui témoigne aussi de leur exposition aux déchets, n'est que très peu étudiée. Certaines études ont montré que l'exposition peut dépendre de la distance à la source. Bien qu'ils aient trouvé des microplastiques dans tous les contenus stomacaux des goujons collectés dans 11 rivières françaises, Sanchez et al. (2014) trouvent moins de microplastiques dans les individus prélevés dans les sites moins anthropisés, situés dans la partie supérieure des bassins fluviaux.

2.3.4. Recommandations

Une revue des études portant sur l'ingestion de microplastiques par les poissons d'eau douce (Collard et al., 2019) montre que le chevesne pourrait être une espèce intéressante pour la surveillance des impacts des items de cette catégorie de taille. En effet, Collard et al. (2018) recensent du matériel anthropique parmi 25% de 60 chevesnes prélevés sur la Seine et la Marne, 15% avec du plastique. Les dispositifs répartis en France pour prélever des chevesnes dans le cadre de la DCE pour la surveillance des impacts des contaminants pourraient effectivement permettre un suivi national de l'ingestion de micro-déchets par cette espèce sans coût additionnel majeur (N. Roset, OFB, communication personnelle).

Certaines études suggèrent que plusieurs autres espèces pourraient aussi être pertinentes pour une surveillance à large échelle, e.g. 32,8 % parmi 64 individus chez le gardon sur la Tamise en Angleterre (Horton et al., 2018) ; entre 11 et 26 % (12 % en moyenne) parmi 186 individus collectés sur 11 sites en France chez le goujon (Sanchez et al., 2014) ; 20 % de 10 individus chez le barbeau commun *Barbus barbus* sur le Rhin d'après l'étude de faisabilité de Roch & Brinker (2017). Certaines espèces invasives, qui ne peuvent pas être relâchées par les pêcheurs, telles que l'écrevisse de Louisiane *Procambarus clarkii* ou l'écrevisse américaine *Orconectes limosus*, pourraient être étudiées pour l'ingestion et d'autres types d'interactions (e.g., emploi de déchets abandonnés comme habitat ; observation personnelle). Dans le même esprit, des espèces comme le poisson chat *Ameiurus melas* ou le crapet soleil *Lepomis gibbosus* seraient intéressantes à tester du fait de leur large répartition et de leur statut d'espèce invasive. Pour faciliter la collecte des tubes digestifs et évaluer les risques sanitaires, une étude sur les espèces commercialisées pour la consommation, seraient aussi intéressante dans les rivières, fleuves et plans d'eau où cette activité professionnelle existe toujours.

Le silure apparaît comme une espèce pertinente pour la surveillance des impacts des macro-déchets. L'étude du régime alimentaire de cette espèce peut aussi permettre de mieux comprendre les transferts dans la chaîne trophique. L'étendue de distribution du silure, sur quasiment tout le territoire français et européen, sa présence sur l'ensemble des tronçons jusqu'aux deltas des fleuves, en font une espèce intéressante à prospector comme indicateur (Figure 23).



Figure 23. Répartition du silure glane *Silurus glanis*. En France (à gauche) : Stations du réseau hydrologique et piscicole sur lesquelles le silure a été observé (points de couleur) entre 1995 et 2004 ; A l'échelle internationale (à droite) : Pays où la présence du silure est attestée (d'après Valadou B., 2007).

2.4. Résultats pour les amphibiens et reptiles

2.4.1. Revue de littérature

Cent deux enregistrements (correspondant à une espèce et une référence) ont été listés (Annexe 5.7. Littérature traitant des impacts des déchets sur les amphibiens-reptiles). Deux enregistrements, concernant la grenouille rieuse *Pelophylax ridibundus* et la Grenouille du Caucase *Rana macrocnemis*, étudient les conséquences de l'exposition de têtards à des gradients d'abondance de micro-plastiques dans l'environnement au Nord de la Turquie (Karaoglu & Gül, 2020). Trois autres enregistrements concernent des cas d'ingestion chez des tortues d'eau douce, deux précisant que les déchets en cause sont des ballons. Parmi ces cas, 2 rapportent aussi des emmêlements. Tous les autres cas portent sur des impacts liés à l'emmêlement.

Excepté une étude en Turquie (Karaoglu & Gül, 2020) et une au Mexique (Stuart et al., 2001), les observations ont été réalisées aux États-Unis. Plusieurs enregistrements portent sur des observations anciennes pour lesquelles nous n'avons pas accès à la référence, et sont reportés par des articles plus récents. La localisation précise de ces observations n'est pas toujours spécifiée. Nous n'avons pas trouvé de référence en Europe ou en France publiée dans la littérature. Néanmoins, l'observation en Mars 2011 (non listée en Annexe 5.7. Littérature traitant des impacts des déchets sur les amphibiens-reptiles car non publiée) d'un crapaud (commun *Bufo bufo* ou épineux *Bufo spinosus*) emmêlé par la patte arrière dans du fil de pêche nous a été reporté par l'association Ligue de Protection des Oiseaux (LPO) Rhône-Alpes Auvergne (Arthur Vernet, LPO, communication personnelle). Cela suggère que d'autres observations opportunistes aient pu être relevées par des naturalistes dans cette association ou d'autres associations françaises et européennes spécialisées en herpétologie.

Plusieurs observations ont lieu en milieu terrestre, bien que portant sur des espèces pouvant utiliser aussi les milieux aquatiques. Certaines observations montrent que les impacts peuvent d'ailleurs avoir lieu dans des lieux très éloignés de toute activité anthropique. Walde et al. (2007) rapporte l'observation d'une tortue d'eau douce ayant ingéré et étant restée emmêlée dans du ruban accroché

à un ballon dans une section reculée du désert des Mojaves (Sud Californie, Etats-Unis) situé à plus de 7,5 km d'une maison. Après avoir nettoyé la zone de ses déchets, les chercheurs ont dénombré 178 nouveaux ballons arrivés sur le site d'étude entre mars et novembre 2005. Ils ont démontré que des ballons lâchés lors d'événements sociaux pouvaient parcourir des centaines de kilomètres (un des ballons a parcouru 270 km).

La grande majorité des cas reportés a été relevée de manière opportuniste. Les observations concernent généralement 1 individu observé pendant d'autres prospections (souvent pendant le contrôle de filets anti-érosion des routes) ou lors de comptages pour lesquels la taille d'échantillon n'est pas reportée. Seule une étude réalisée dans les zones humides d'Edinbourg au Texas (Etats-Unis) rapporte le nombre d'individus de couleuvre d'eau diamantine *Nerodia rhombifer* retrouvés emmêlés (n = 12) par rapport au total d'individus observés (n = 220) pendant des recensements de routine, des suivis télémétriques et des récupérations en centre de soin (Ortega & Zaidan III, 2009). Aucune étude n'avait donc pour objectif de recenser les impacts des déchets avec un protocole dédié et adapté.

L'observation effectuée en France sur le crapaud commun rapportée par la LPO concerne du fil de pêche. Quatre-vingt-huit enregistrements obtenus dans la littérature publiée précisent les déchets en cause. Plusieurs références renseignent des emmêlements dans du matériel anthropique ou plus précisément du polypropylène, sans précision. Les 12 cas d'emmêlements sur les 220 couleuvres d'eau diamantines observés (5,4 %) rapportés par Ortega & Zaidan III (2009) sont causés par des plastiques (anneaux de bouteille, des élastiques et des anneaux de tirette pour carton de jus de fruit). Les ballons sont la cause de 2 emmêlements et d'un cas d'ingestion. Pour ce dernier, il s'agissait aussi de bouts de verre. L'étude sur les têtards en Turquie ciblait les micro-plastiques ingérés (fibres, PET (polyéthylène terephthalate), nylon et polyacrylique) (Karaoglu & Gül, 2020).

De très nombreux cas d'emmêlements sont causés par des grillages en plastique employés en agriculture pour protéger les cultures ou les animaux domestiques de la faune sauvage (43 enregistrements). Sept cas concernent des filets dont l'usage n'est pas toujours détaillé (1 cas de filet servant d'enclos à poules ou autres clôtures (3 cas), les autres cas ne sont pas précisés). Vingt-trois enregistrements d'emmêlement sont causés par des filets anti-érosion. Pour tous ces cas, il n'est pas possible de déterminer s'il s'agissait réellement d'emmêlements dans des déchets (objets abandonnés). Dans certains cas, il s'agissait plus probablement de captures accidentelles dans des dispositifs encore actifs, e.g., reptiles emmêlés dans des grillages agricoles ; Stuart et al., 2001). L'ingestion d'hameçons par 0 à 33 % parmi 600 individus de quatre espèces de tortues d'eau douce capturés dans cinq rivières du sud-est des États-Unis (Steen et al., 2014 ; non référencé dans Annexe 5.7. Littérature traitant des impacts des déchets sur les amphibiens-reptiles) interrogent sur le fait que ces cas pourraient être causés par des pêches accidentelles tout aussi bien que par une ingestion d'hameçons perdus ou abandonnés. Les couvertures de protection des semences ou les couvertures anti-érosion apposées sur les routes ou les fonds limoneux ont des impacts sur la faune qui font l'objet de beaucoup de préoccupations aux Etats-Unis (Walley et al., 2005).

2.4.2. Méthodologies d'évaluation

Les recherches des interactions entre amphibiens ou reptiles et déchets, plastiques en particulier, sont souvent expérimentales. Comme chez les mollusques (e.g., escargot terrestre *Achatina fulica*, Song et al., 2019), les individus sont exposés ou se voient administrer des doses croissantes de micro-plastiques pour évaluer leur capacité d'excrétion, leur réponse comportementale ou leur condition corporelle appréhendée par la masse, la longueur du corps ou un ratio de ces deux paramètres. Certaines recherches visent à évaluer les quantités de micro et nano- plastiques consommés par des

têtards prélevés dans l'environnement, en lien avec les quantités présentes dans l'eau et dans les sédiments (e.g., Karaoglu & Gül, 2020). Les têtards sont euthanasiés, trempés dans des solutions (chlorure de sodium, peroxyde d'hydrogène etc.) visant à digérer les éléments naturels et extraire les polymères synthétiques, caractérisés ensuite au stéréo-microscope et spectroscopie infrarouge (FTIR).

Les études rapportant des emmêlements (Annexe 5.7. Littérature traitant des impacts des déchets sur les amphibiens-reptiles) ne précisent pas leur méthodologie pour noter leur observation. Les deux cas d'ingestion de ballons (Walde et al., 2007) ont probablement été détectés parce que les déchets dépassaient de la bouche de l'animal. González Jáuregui et al. (2019) proposent une méthodologie pour déterminer les micro-plastiques administrés à des crocodiles : il s'agit 1) d'immobiliser l'animal ; 2) extraire le contenu de l'estomac par lavage gastrique (succès à 95%) ; 3) séparer, identifier et quantifier les fragments micro-plastiques récupérés par microscopie et FTIR (succès > 60-80% suivant l'ingestion de micro-plastiques par les crocodiles).

En somme, il n'y a pas, à notre connaissance, de protocole standard publié pour évaluer les interactions, emmêlement ou ingestion, de déchets par les amphibiens et reptiles. De même, les auteurs listés en Annexe 5.7. Littérature traitant des impacts des déchets sur les amphibiens-reptiles n'emploient pas de protocole pour déterminer l'impact sur la santé. Généralement, il est évalué en analysant les corrélations avec des variables biométriques. Par exemple, Ortega & Zaidan III (2009) ont pris en compte la masse des serpents, la longueur du museau et de la queue, la largeur et longueur de la tête ainsi que la longueur de la queue. En parallèle, ils ont aussi caractérisé les plaies et les largeurs et longueurs du corps avant, au niveau et en arrière des blessures causées par la constriction par les déchets, et d'autres mesures comme la distance entre la zone d'emmêlement et le museau. Ils ont pratiqué des autopsies sur les animaux morts ou euthanasiés lorsqu'ils étaient condamnés afin de caractériser les blessures en interne.

2.4.3. Impacts des déchets sur les individus et facteurs de risque

Les études montrent généralement une influence négative des déchets. Les auteurs notent des mortalités directes causées par les emmêlements dans des filets ou l'ingestion de ballons et cordage associé (Annexe 5.7. Littérature traitant des impacts des déchets sur les amphibiens-reptiles). Ils relèvent aussi des blessures parfois très handicapantes, et qui, selon Walley et al. (2005), entraîneraient certainement la mort de l'individu par constriction de ses organes vitaux et/ou à cause d'infection secondaire. Ortega & Zaidan III (2009) ont observé que l'emmêlement des serpents dans des plastiques causaient des plaies de gravité variable (Figure 24), allant de blessures superficielles, à un blocage presque complet dans l'œsophage de la nourriture composée de poissons en train de moisir dans la gueule. Les auteurs constatent une diminution de la condition corporelle, sans noter de différence entre les mâles et les femelles, soulignant que l'impact concerne tous les individus quelles que soient les différences potentielles de comportement associé à leur genre. Chez les tortues d'eau douce, de graves déformations de la carapace causées par l'enchevêtrement avec des déchets ont été observées (Odum, 1985 et Dietz & Ferri, 2003, dans Walde et al., 2007).

Ces impacts négatifs concernent parfois des espèces dont le statut de conservation est déjà préoccupant (Walley et al., 2005). Or, en mettant en cause les chances de survie et de reproduction, ils pourraient se répercuter sur la contribution des individus à la dynamique de leur population. A ce propos, des études évoquent un impact négatif sur le succès de reproduction, comme observé chez des alligators américains *Alligator mississippiensis* lorsqu'ils utilisent des déchets comme matériel de nidification (Coulson & Coulson, 1993 dans Walde et al., 2007).

Une expérience sur les têtards de l'espèce *Xenopus tropicalis* menée par Hu et al. (2016) a montré que les individus ingèrent d'autant plus de micro-plastiques que l'abondance de ces particules augmente dans l'environnement et que la nourriture naturelle disponible diminue. La propension d'ingestion de micro-plastiques serait donc corrélée à la disponibilité dans le milieu. Il n'y a cependant aucune étude qui a analysé la sélection pour les macro-déchets chez les amphibiens et reptiles. De même, on connaît très peu les facteurs de risque de ces interactions. Pour Ortega & Zaidan III (2009), les serpents n'auraient pas tendance à être attirés par les déchets mais l'emmêlement serait dû à une rencontre aléatoire avec des déchets flottants. C'est alors qu'une fois emmêlé, que les individus, en tentant de s'en défaire, et en s'aidant éventuellement d'un objet pour faire levier, se blesseraient avec la torsion (Stuart et al., 2001).



Figure 24. Tiré de Ortega & Zaidan III, 2009, impacts sur *Nerodia rhombifer*, étranglement dans des déchets flottants, ici des anneaux de bouteille en plastique

2.4.4. Analyse et recommandations

Les amphibiens ont la particularité et l'intérêt d'être adaptés à la fois au mode de vie aquatique et terrestre, et sont de ce fait déjà reconnus comme indicateur de la santé et de la qualité de ces deux habitats (Hu et al., 2016, 2018 ; de-Felice et al., 2018 ; da Costa Araújo et al., 2020). Les études d'impact des contaminants pourraient être couplées à des évaluations sur les impacts des plastiques. Néanmoins, il y a peu de connaissance à ce jour pour évaluer leur pertinence de ces taxons pour une surveillance systématique. Une étude plus approfondie des dispositifs existants dans le cadre de la DCE est requise. La collecte et l'analyse de données opportunistes couplée à la mise en œuvre d'un protocole pour la collecte de données standards et systématiques, e.g., lors de recensements de routine, sont aussi essentielles. Il s'agira alors de bien différencier les catégories de déchets, en particulier pour distinguer les cas d'emmêlement et de capture accidentelle dans des dispositifs encore actifs. Les espèces les plus abondantes et à large valence écologique comme le complexe des Grenouilles vertes (*Pelophylax* spp.) pour les Anoures, ou le triton palmé (*Lissotriton helveticus*) pour les Urodèles, mériteraient d'être étudiées comme bio-indicateur potentiel. Pour les reptiles, les serpents aquatiques (comme la couleuvre helvétique *Natrix helvetica*) mériteraient des études de régime alimentaire (potentiellement intéressant par rapport aux poissons du fait de son régime très piscivore). Concernant les espèces invasives, la tortue à tempes rouges (*Trachemys scripta*) serait

également à considérer pour sa large répartition en France (C. Miaud, EPHE, communication personnelle).

2.5. Résultats pour les oiseaux

2.5.1. Revue de littérature

En 1997, alors qu'il réalisait la première revue de littérature sur les impacts (ingestion ou emmêlement principalement) des déchets sur la faune marine, Laist évaluait que 16 % des espèces d'oiseaux (51 sur 312 espèces évaluées) étaient concernées. En 2015, Kühn et al. en reportaient 25 % (103 sur 406 espèces prospectées), soulignant ainsi que l'augmentation des efforts de recherche devrait immanquablement montrer que pratiquement toutes les espèces d'oiseaux marins sont menacées par l'enchevêtrement. Wilcox et al. (2015) prédisent même que d'ici 2050, toutes les espèces d'oiseaux marins auront ingéré des plastiques.

Les études systématiques sur les interactions entre les déchets plastiques et les oiseaux sont plus fréquentes en mer que sur les cours d'eau ou en milieu terrestre. La revue de littérature de Battisti et al. (2019) soutient ce constat. En effet, parmi 258 espèces étudiées dans 171 références (2,37 % des 10894 espèces existantes), 206 (79,8 %) étaient des oiseaux marins. Les ordres de Gaviiformes, Phaetontiformes, Procellariiformes, Sphenisciformes ont le pourcentage le plus élevé d'interaction, et au niveau de la famille, ce sont les Gaviidae, Diomedidae, Sulidae, Stercorariidae et Alcidae (>70%). Les études en mer ont aussi été impulsées par la DCSMM et les conventions régionales, car le Fulmar boréal a été sélectionné comme bio-indicateur d'impact des déchets marins. La pression d'observation est donc certainement plus intense en mer que dans les milieux d'eau douce (Kühn et al., 2015).

Néanmoins, de très nombreux auteurs font référence à des impacts de déchets sur les oiseaux. Nous avons recensé 84 enregistrements en milieu d'eaux douces/terrestre à l'international entre 1987 et 2019 (Annexe 5.8. Revue de littérature des impacts des déchets sur les oiseaux). Plusieurs études portent sur des environnements côtiers et concernent des espèces s'alimentant dans le milieu marin. Néanmoins, plusieurs d'entre elles, e.g., parmi les mouettes et les goélands (Laridés), peuvent être indicatrices des fleuves et du littoral. Les études de la littérature internationale montrent différents types d'interaction avec les déchets : ingestion, emmêlement, utilisation de matériaux anthropiques pour la construction du nid, passage de proie entre adultes reproducteurs (plastique, voir §2.5.2. Données empiriques). Les tailles d'échantillon des articles que nous avons étudiés sont très variables, et souvent faibles. De très nombreuses études se basent sur des observations opportunistes de 1 ou quelques individus et les recensements systématiques font encore exception (e.g., recensement aérien des nids de Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* au Canada (Houston & Scott, 2006) ; autopsies systématiques par Basto et al. (2019) sur 16 espèces au Portugal notamment Goélands *Larus michahellis*, *L. fuscus*, *L. argentatus*, *L. audouinii*, *L. melanocephalus* ; Hérons *Ardea cinerea*, *Bubulcus ibis* ; Mouettes *Chroicocephalus ridibundus*, *Rissa tridactyla* ; le Grand cormoran *Phalacrocorax carbo* ; Aigrette *Egretta garzetta*, Butor *Ixobrychus minutus* ; Spatule *Platalea leucorodia*). Toutes ces études montrent néanmoins quelles espèces/familles peuvent être impactées et quelles sont les caractéristiques des déchets en cause. Elles peuvent aussi inspirer les méthodologies à mettre en œuvre pour une surveillance systématique.

La plupart des auteurs ne précise pas la taille limite des déchets qu'ils prospectent. Les études portant sur l'ingestion confondent généralement les tailles de déchets. Huit études portent sur l'ingestion de micro-déchets, e.g., de 0,5 jusqu'à 8,5 mm chez la Buse variable *Buteo buteo* en Chine (Zhao, Zhu & Li, 2016). Reynolds & Ryan (2018) évaluent aussi les micro-débris (jusqu'à 63 µm) excrétés dans les fèces ou alors retrouvés dans les plumes, chez la Sarcelle à bec rouge *Anas erythrorhynchos*, le Canard

Souchet du Cap *Anas smithii*, le Canard à bec jaune *Anas undulata*, le Canard Dendrocygne veuf *Dendrocygna viduata*, l'Ouette d'Egypte *Alopochen aegyptiaca*, la Sarcelle du Cap *Anas capensis* et l'Oie-armée de Gambie *Plectropterus gambensis*, en Afrique du Sud. L'occurrence d'ingestion de déchets dans les fèces varient de 0 à 14 % et leur présence dans les plumes varient de 0 à 50 %, selon les espèces et les sites. Trente-huit enregistrements portent sur l'ingestion de déchets sans précision de la catégorie de taille évaluée, et mêlant l'évaluation des micro-déchets avec des tailles supérieures. Basto et al. (2019) ont évalué l'ingestion de micro, méso et macro-déchets par différentes espèces au Portugal entre 2007 et 2017, suivant la méthodologie de nécropsies de van Franeker (2004) (Annexe 5.8. Revue de littérature des impacts des déchets sur les oiseaux). Les auteurs rapportent des occurrences, tailles et quantités variables entre les espèces, par exemple, près de 10,5 % d'ingestion de déchets parmi 124 Goélands leucophées *Larus michahellis* (69.7% étant des micro-déchets; 27.27 % des méso-déchets entre 5 et 20 mm et 3.03 % des macros entre 20 et 100 mm ; avec en moyenne $0,80 \pm 0,64$ fragments et une masse de $0,005 \pm 0,004$ g) ; 25 % parmi 4 Mouettes rieuses *Chroicocephalus ridibundus* (100 % de micros ; $0,25 \pm 0,25$ fragments ; $0,005 \pm 0,01$ g), 100 % (n=1) chez le Grand cormoran *Phalacrocorax carbo* (100% de mésos ; 2 fragments ; 0,0766 g). Cependant, aucun des 17 Hérons cendrés *Ardea cinerea* ou du seul individu d'Aigrette garzette *Egretta garzetta* n'avait ingéré des déchets. D'autres études font état d'ingestion de micro-déchets, comme en Espagne (Gil-Delgado et al., 2017, étude entre 2013 et 2015) chez la Foulque macroule *Fulica atra* (60 % de 10 individus, ayant ingéré une moyenne de $2,83 \pm 2,14$ g de fils plastique de $2,03 \pm 1,24$ mm), le Canard colvert *Anas platyrhynchos* (45 % de 40 individus, ayant ingéré en moyenne 1 fragment de plastique dur de $1,38 \pm 0,48$ mm, $6,71 \pm 5,68$ fragments de fils plastique de $1,84 \pm 1,42$ mm) ou la Tadorne de belon *Tadorna tadorna* (43,8 % parmi 89 individus, contenant 1 à 3 fragments de 0,5 à 4 mm et 1 à 33 fils de 0,5 à 12 mm). Holland et al. (2016) rapportent, sur une étude au Canada, entre 0 % (e.g., Canard chipeau *Mareca strepera* (n = 2), Canard souchet *Spatula clypeata* (n = 1)) et 50 % chez l'Oie rieuse *Anser albifrons* (n = 2). Le plastique est le type de déchet le plus fréquemment retrouvé (Annexe 5.8. Revue de littérature des impacts des déchets sur les oiseaux), souvent des plastiques durs, des fils plastiques ou des fragments de sacs et des mousses (respectivement FRA, THR, SHE, FOA, selon le protocole DCSMM (EC JRC, 2013), mais aussi du verre et du métal/aluminium, avec des répartitions variables selon les espèces, les localisations et les unités de mesure (abondance, masse). Les auteurs notant la couleur de ces déchets rapportent généralement des items blancs ou transparents.

Les déchets impliqués dépendent du type d'interaction. Pour Ryan (2018), les engins de pêche (lignes et filets) sont responsables de l'enchevêtrement de la plupart des espèces (83 %). Pour les déchets liés à l'activité de pêche, il peut parfois être difficile de différencier l'enchevêtrement dans des déchets sauvages, abandonnés, des prises accessoires sur des engins actifs. Les cordages de ballons affectaient 4 à 7 % des espèces enchevêtrées dans tous les habitats, et les cordages de cerfs-volants présentent des risques pour les oiseaux terrestres. Ryan (2018) trouve moins d'espèces d'oiseaux affectées par les cordons de ballons dans les systèmes d'eau douce (n = 3) que dans les systèmes marins (n = 11). Pour l'auteur, cela est dû à la végétation qui enchevêtre les déchets avant qu'ils n'atteignent les animaux. Les déchets utilisés dans les nids de balbuzards sont notamment des bouteilles plastiques, sacs, corde, jouets (Ryan, 2018). Les déchets ingérés sont plus variés, souvent des morceaux de plastiques mous ou durs. Holland et al. (2016) ont aussi trouvé des plombs de chasse qu'ils suspectent d'avoir été confondus avec du gravier. Gil-Delgado et al. (2017) trouvent des morceaux de plastique utilisés dans les cultures pour protéger les semis et fils et brins fins. Parmi les 55 % d'oiseaux qui ont ingéré des déchets, 84.2 % des 18 espèces ont ingéré des déchets de couleur claire (Holland et al., 2016). A l'inverse, Delgado et al. (2017) trouvent des déchets principalement noirs (70.6 % à 76,6 % selon les espèces d'anatidés testés). Il y a certainement un lien avec la disponibilité locale.

Vingt-trois enregistrements (Annexe 5.8. Revue de littérature des impacts des déchets sur les oiseaux) portent sur des cas d’emmêlement directs sur les individus ou bien dans les nids. Il s’agit dans ce second cas de l’utilisation de matériaux synthétiques pour la construction des nids. Batisteli et al. (2019) effectuent un recensement systématique des ficelles plastiques dans les nids d’oiseaux d’une orangeraie située dans l’état de Sao Paulo au Brésil, et évaluent entre 2013 et 2014, une occurrence atteignant jusqu’à 62,5 % chez la Colombe rousse *Columbina talpacoti* (n=8) et 100 % chez le Batarayé *Thamnophilus doliatus* (n = 5). Les déchets ramenés au nid sont généralement du plastique, et parfois aussi du fil électrique (e.g., chez le Synallaxe à gorge jaune *Certhiaxis cinnamomea*, Roda & Carlos, 2003), de la corde ou du métal (chez l’Eider à duvet, *Somateria mollissima*, le Canard noir *Anas rubripes* ou le Canard colvert, English et al., 2015). On trouve aussi parfois des textiles. Hanmer et al. (2017) décrivent le nid de la Mésange bleue *Cyanistes caeruleus* à Reading au Sud-Est de l’Angleterre, avec du coton et du rembourrage artificiel se mêlant à de la mousse, des herbes, des feuilles, des brindilles, des plumes ou des poils d’animaux domestiques et sauvages. Les mégots de cigarette sont aussi régulièrement employés par certaines espèces (Suárez-Rodríguez et Macías Garcia, 2017). L’occurrence de matériel synthétique est très variable entre les espèces. Lopes et al. (2020) évaluent aussi des différences entre sites chez le Goéland leucopnée au Portugal, avec des occurrences plus fortes en milieu urbain qu’en milieu naturel (jusqu’à 95,7 % et 15,4 % respectivement). Cette utilisation de matériaux synthétiques dans la confection des nids peut amener certains individus à se retrouver emmêlés, en particulier des jeunes. Ce phénomène a été observé chez des balbuzards (Ryan, 2018), des cormorans (Robinson et al., 2012) ou des corbeaux (Townsend et Barker, 2014) par exemple. Ryan (2018) cite également une étude de Collins & Johnson (1982) qui montre des cas d’emmêlement chez les Martinets à gorge blanche *Aeronautes saxatilis* ayant colonisé des nids de Roselin familier *Carpodacus mexicanus* construits à partir de ficelle.

De très nombreuses recherches sur les impacts des déchets anthropiques sur les oiseaux en eaux douces ont été effectuées très récemment, soulignant l’intérêt naissant. Ryan (2018) a fait une revue de littérature sur les risques d’emmêlement et note que ces risques seraient apparemment plus faibles pour les espèces d’eau douce que pour les espèces marines (e.g., 47 % des canards marins versus 12 % des canards d’eau douce, oies et cygnes). Il montre aussi que les cas d’enchevêtrement sont supérieurs chez les oiseaux d’eau à ceux des oiseaux terrestres (20 % versus 0,5 %). Ceci pourrait être causé, selon l’auteur, par la différence de configuration entre les deux habitats, la végétation (submergée, émergente et sur les rives), plus dense dans les écosystèmes d’eau douce, pourrait piéger les débris avant d’enchevêtrer les oiseaux. Les recherches ont porté sur des espèces occupant exclusivement ou en partie les cours d’eau (cormoran, cygne, oie, canard, grèbe, grue, héron, aigrette, goéland, milan noir, etc., ou d’autres les occupant exceptionnellement comme eider, macreuse). Ryan (2018) recense des cas d’enchevêtrement dans 69 sur 676 (10 %) des espèces (eau douce et côtières). Il note une variation d’occurrence de ces impacts selon les taxons et les espèces dans la littérature :

- 35 % des grèbes (ordre des Podicipediformes, famille des Podicipedidae : 7 parmi 20 espèces),
- 41 % des cormorans (ordre des Suliformes, Famille des Phalacrocoracidae : 17 sur 41 espèces),
- 40 % des goélands, sternes, mouettes (ordre Charadriiformes, Famille des Laridés : 52 sur 131 espèces) dont 38 parmi 100 espèces occupant des habitats fluviaux,
- 12 % des canards, oies, cygnes (Ordre Anseriformes Famille Anatidae : 16 de 135 espèces),
- 17 % des flamants roses (Ordre Phoenicopteriformes Famille Phoenicopteridae : 1 sur 6 espèces),
- 16 % des cigognes (Ordre des Ciconiiformes Famille des Ciconiidae : 3 sur 19 espèces),
- 17 % dans l’ordre des Pelecaniformes (18 sur 103 espèces) dont 14% des ibis et spatules (famille Threskiornithidae : 5 sur 35), 18 % des hérons, aigrettes, butors (Famille des Ardeidae : 12 sur 66 espèces),

- 100 % des anhigas (Ordre des Anhingidés de la famille des Suliformes, sur 4 espèces),
- les 2 espèces de balbuzards (Ordre Accipitriformes Famille Pandionidae),
- 3% dans l'ordre des Gruiformes (5 sur 168 espèces) dont 2 % des râles, marouettes et foulques (famille des Rallidés : 3 sur 134), 13 % des grues (famille Gruidae : 2 sur 15 espèces),
- 8 % dans l'ordre Charadriiformes (17 sur 210 espèces) avec 10 % des courlis (famille Solopacidae), oedicnème (famille Burhinidae : 1 sur 10 espèces), 45 % des huîtres (famille Haematopodidae : 5 sur 11 espèces), 9 % des pluviers, vanneaux (Famille Charadriidae : 6 sur 66 espèces), 33 % des rynchées (Famille Rostratulidae : 1 sur 3 espèces), 7 % des Scolopacidae dont 7 % des bécasseaux, bécasses, bécassines (6 sur 91 espèces),
- 17 % des chouettes pêcheuses (Ordre des Strigiformes Famille Strigidae : 1 sur 6 espèces),
- 5 % des martins-pêcheurs (Ordre des Coraciiformes Famille Alcedinidae : 1 sur 20 espèces).

2.5.2. Données empiriques : Observations participatives partagées par la Ligue de Protection des Oiseaux Auvergne Rhône-Alpes

Un jeu de données nous a été fourni par l'association régionale de la Ligue de Protection des Oiseaux (LPO) Auvergne Rhône-Alpes (AURA). Il s'agit d'une extraction des observations réalisées par des bénévoles, saisies dans la base de données de l'association et pour lesquelles une mention à des plastiques ou autres déchets est reportée dans la colonne « commentaires ». Ce sont donc des données opportunistes, sans protocole dédié à l'étude des interactions avec les plastiques. Nous avons fait une demande pour les données à l'échelle nationale, mais ces données n'ont pas pu être extraites dans les temps impartis à cette étude. Cette approche est en cours de prospection.

Après avoir retiré 5 observations, le jeu de données de la LPO AURA est constitué de 280 observations effectuées entre 1979 et 2020. Elles concernent toutes des oiseaux, à l'exception de 4 mammifères, un castor (2013, déchets emmêlés dans les huttes), une chauve-souris (en 2006, morte accrochée à un hameçon au bout d'un fil de pêche pendant à un arbre au bord de la Dore), une genette commune (retrouvée en 2015, morte et momifiée, emmêlée dans un plastique noir), un renard (2015, se déplaçant avec un emballage plastique dans la gueule) et un amphibien, un crapaud (en 2011, emmêlé par une patte avec un fil de pêche et blessé). La liste des 46 espèces d'oiseaux concernées est fournie en annexe 5.9. Liste des espèces d'oiseaux dont les bénévoles de la LPO AURA ont observé une interaction avec des déchets synthétiques. Les observations portent sur 276 individus interagissant avec des déchets, le plus souvent 1 (pour 24 espèces) et au maximum 108 pour une espèce (milan noir). Nous avons attribué les types d'interaction et les caractéristiques des déchets impliqués à la lecture des commentaires des observateurs.

La base de donnée fait référence à 9 cas d'ingestion entre 2014 et 2019 : Un héron cendré en train d'avaler un sac plastique, peut-être avec de la nourriture dedans ; un Merle noir *Turdus merula* avec un plastique (indéterminé) dans le bec ; un Milan royal *Milvus milvus* se nourrissant dans un tas de ficelle plastique ; une Nette rousse *Netta rufina* picorant du plastique ; un Plongeon catmarin *Gavia stellata* observé avec un fil nylon sortant de son bec ; un Cygne tuberculé *Cygnus olor* avec un fil de pêche dépassant du bec ; et un Goéland leucopnée, en vol, avec un fil de pêche dépassant aussi de son bec. Dans deux cas, les déchets ont aussi emmêlé l'animal, comme un Plongeon imbrun *Gavia immer* avec un fil de pêche dans le bec et emmêlé à une aile, et un autre, récupéré par le bénévole de l'association et un pêcheur, pour lui retirer le fil de pêche et l'hameçon de la langue, le bec, le cou et les ailes. Une autre observation en mai 2011, fait aussi état d'un nourrissage de jeune avec des bouts de plastiques chez une Corneille noire *Corvus corone*.

L'emmêlement est l'interaction la plus fréquemment observée (n = 64) sur 1 ou 2 individus généralement, et plus parfois : 5 hérons cendrés, 4 martinets noirs, 4 merles noirs, 3 foulques macroules, 3 grèbes huppées, 3 grands cormorans, 3 moineaux domestiques. Certaines fois, l'observateur exprime un doute dans l'observation. Dans 38 cas, l'emmêlement est provoqué par du fil de pêche, éventuellement avec plomb ou hameçon. Il s'agit aussi de ficelle agricole, de sac plastique, de film ou emballage alimentaire, de gobelet plastique, un autre plastique non déterminé. Des objets surprenants sont parfois déterminés : Un Grand-duc d'Europe *Bubo bubo* aurait été observé en novembre 1997 l'aile emmêlée avec un fil nylon accroché à un canard en plastique, et un serpent en plastique aurait été vu au pied du nid d'un milan royal. Les déchets emmêlent une ou plusieurs parties du corps. Certains individus sont observés morts accrochés aux déchets, e.g., un Bihoreau gris *Nycticorax nycticorax* suspendu à un arbre en avril 2014, une Chouette hulotte *Strix aluco* suspendue aussi par un fil de pêche à son nichoir au-dessus de l'eau en décembre 2018, ou encore par exemple, un corbeau freux *Corvus frugilegus* suspendu par une ficelle plastique au-dessus d'un platane. Quatorze autres observations réfèrent à un individu mort suspendu au déchet. Alors que certains individus vivants ont pu être récupérés et libérés par les observateurs, plusieurs sont observés emmêlés dans des situations inextricables ou depuis plusieurs jours sans possibilité d'intervention, conduisant à des impacts inévitables sur la santé ou les chances de survie.

Soixante-treize enregistrements portent sur des prises ou transports de déchet en vol, régulièrement en direction du nid : un faucon crécerelle, un geai des chênes, un grand corbeau, 3 corneilles noires, 3 merles noirs, 4 moineaux domestiques, 20 milans royaux et 40 milans noirs. Un couple de milan royal est aussi observé en train de s'échanger un bout de plastique. De très nombreuses observations (108) portent sur les matériaux transportés ou constituant le nid, la plupart concernant les milans noirs (65) et royaux (29). Il s'agit souvent de déchets filiformes, comme des fils et ficelles plastique, parfois en boule, des rubans d'emballage type raphia, des sacs plastiques, des bouts de plastique dur ou de cartons ainsi que des tissus. Les couleurs reportées sont le blanc, le bleu, l'orange.

D'autres types d'interaction sont reportées, telle que celle d'une poule d'eau ayant pris refuge dans une poubelle plastique abandonnée. Un moineau domestique a été aperçu nettoyant le plastique de son nid.

Ces données opportunistes partagées par la LPO AURA montrent la diversité des interactions des déchets avec les oiseaux et soulignent l'importance des impacts potentiels. Elles appuient aussi la légitimité des approches participatives pour fournir de l'information sur les impacts. De plus, l'observation des interactions avec les déchets pourrait tout à fait être intégrée à divers recensements systématiques (voir §2.5.3. Méthodologies d'évaluation).

2.5.3. Méthodologies d'évaluation

2.5.3.1. Nécropsie des individus retrouvés morts

Les méthodologies employées en mer pour évaluer l'ingestion de déchets chez les oiseaux sont bien standardisées du fait que le Fulmar boréal soit employé comme bio-indicateur commun de la zone OSPAR. Les corps des oiseaux morts sont récupérés de manière opportuniste, souvent échoués sur les plages après des épisodes de tempêtes (Van Franeker, 2004). Les déchets sont récupérés après extraction du tube digestif des individus autopsiés, lavé au-dessus d'un tamis de 1 mm. Ils peuvent être différenciés des macro-déchets de plus de 5 mm, selon les définitions de la DCSMM (EC JRC, 2013). L'objectif est de pouvoir mettre en évidence des tendances spatiales et temporelles de l'occurrence et la quantité (masse sèche) des déchets ingérés, éventuellement par catégorie (EC JRC, 2013). D'ailleurs, les tendances observées chez les fulmars étudiés depuis les années 1980, sont très corrélées au niveau

spatial, avec la concentration en pollution plastique régionale et au niveau temporel, avec les efforts mis en œuvre auprès des industriels et des usagers (Van Franeker & Meeijdom, 2002). Cette méthode d'analyse de l'appareil digestif par nécropsie des individus morts est aussi employée pour étudier les oiseaux des cours d'eau, e.g., par Basto et al. (2019).

Les observations des impacts des déchets en milieux aquatique et terrestres sont généralement opportunistes. Les individus peuvent être récupérés auprès des chasseurs, suite à des collisions ou des prédatons (e.g, Holland et al., 2016), par exemple auprès des centres de soin. Les corps des individus morts sont conservés à -20°C si leur nécropsie ne peut être réalisée dans la foulée de la découverte du corps. Certains auteurs n'étudient qu'une partie du contenu digestif, e.g., proventricule et gésier (Holland et al., 2016). Le tube digestif est rincé au-dessus d'un tamis, comme pour la méthode de Van Franeker (2004). Les dommages corporels internes sont évalués pour définir l'impact possible des déchets sur la condition corporelle ou s'ils ont pu entraîner la mort. Toute inflammation, abrasion ou section est analysée, et tout dommage corporel prospecté scrupuleusement. La condition corporelle est parfois évaluée selon l'état des muscles pectoraux par palpation (Carrega, 2016 cited by Basto et al., 2019).

Basto et al. (2019) différencient les longueurs maximums des déchets (± 1 mm) en utilisant du papier millimétré, avec les plastiques "megas" de plus 100 mm, les macros entre 20 et 100 mm, les méso entre 5 et 20 mm et les micros (< 5 mm). Pour les études sur l'ingestion, les débris sont généralement classés à l'œil ou à la loupe binoculaire. Pour les études sur l'ingestion, les débris sont généralement classés à l'œil ou au microscope. Les couleurs sont catégorisées selon la méthode de Provencher et al. (2017) qui différencie des catégories : blanc-clair, gris-argent, noir, bleu violet, vert, orange-brun, rouge-rose et jaune.

2.5.3.2. Étude du régime alimentaire

Ryan & Reynolds (2018) ont collecté des fèces de canards sur des sites mono-spécifiques et en les prélevant à des intervalles de 2 m afin d'éviter des doubles évaluations sur des mêmes individus. Ils ont aussi capturé des individus vivants, appâtés dans des pièges à entonnoir ou des filets afin de collecter leurs plumes et évaluer en parallèle les micro-plastiques qui y seraient enchevêtrés, en les peignant au peigne fin. Les auteurs ont rincé à l'eau distillée et passé sur papier filtre les fèces et les plumes, en employant 3 tamis superposés, de mailles respectives de 1 mm, 250 μm et 63 μm . Ils ont alors distingué les débris au loupe binoculaire et au microscope après séchage.

L'ingestion de déchets anthropiques (plutôt micro-débris ou taille inférieure) peut être évaluée lors de l'étude du régime alimentaire à partir de fèces ou éventuellement des pelotes de réjection. Cela permet d'étudier des individus vivants avec des approches non invasives et avec un minimum de dérangement (Barrett et al., 2007). Il est possible de récupérer des pelotes au sol pour étudier l'ingestion possiblement secondaire (via les proies), e.g., hibou grand-duc ou chouette effraie, mais les pelotes se désagrègeraient trop rapidement pour d'autres espèces (e.g., chouette chevêche, martin pêcheur). D'autres espèces régurgitent le matériel non digestible mais pas sous forme de pelotes (e.g., mouettes, goélands, cormorans, hérons, martinets, corbeaux, rouges-gorges), et les restes pourraient être analysés e.g., sous les dortoirs des colonies.

2.5.3.3. Emmêlement et matériaux employés dans les nids

La plupart des observations des emmêlements sont effectuées de manière opportuniste lors de prospection des nids et plus rarement lors de recensements systématiques d'individus ou de colonies.

Delgado et al. (2020) prospectent les nids de goélands à 2 périodes de l'année, en avril puis en juin après le départ des poussins, pour ensuite collecter les déchets et effectuer une analyse plus fine du matériel. Les auteurs suivent la méthode de Provencher et al. (2017) pour différencier les matériaux utilisés pour confectionner les nids (e.g. textiles, cordes, ficelles, plastique flexible d'emballage) ainsi que pour différencier les couleurs. Houston & Scott (2006) rapportent des matériaux synthétiques dans les nids de Balbuzard pêcheur lors de recensements aériens au bord du lac Murray, dans le Saskatchewan, au Canada. Des drones pourraient éventuellement aussi être employés, en évaluant auparavant les risques de dérangement.

Hanmer et al. (2017) proposent de poser des nids artificiels (nichoirs) dans les jardins de volontaires pour suivre les matériaux utilisés par les mésanges, les matériaux pouvant être retirés d'une année sur l'autre pour évaluer les nouveaux déchets rapportés chaque année. Les informations peuvent être reportées dans une base de données nationale anglaise dédiée au suivi de nids (<https://www.bto.org/our-science/projects/nrs> (British Trust for Ornithology (BTO) Nest Record Scheme) et pour y enregistrer les échecs ou les succès de reproduction. Cette approche permet d'être appropriée par les citoyens. Cependant, les auteurs portent l'attention sur le fait que cette méthode ne doit être qu'à but expérimental et non pour une surveillance systématique, car ces nichoirs artificiels peuvent constituer des pièges écologiques pour les oiseaux qui pourraient manquer des habitats de meilleure qualité ailleurs. Witteveen et al. (2017) supportent aussi l'idée d'une approche plutôt expérimentale, avec des zones contrôle, car l'incidence de plastique dans les nids ne dépendrait pas seulement de la disponibilité locale de plastique mais aussi de la disponibilité de matériaux naturels.

La présence de matériaux synthétiques et l'occurrence d'emmêlements d'individus pourraient être évaluées lors de prospections systématiques des nids comme cela est fait pour le Fulmar boréal (Acampora et al., 2016 ; voir §2.5.3.6. Développer les recensements systématiques).

2.5.3.4. Analyse de photos ou Informations participatives

Ryan (2018) a trouvé sur Google Images et d'autres sources du Web, 265 photos d'oiseaux enchevêtrés dans des matières synthétiques, parmi lesquelles au moins 147 espèces d'oiseaux de mer, 69 espèces d'eau douce (canards, oies, cigognes, ibis et spatules, hérons et aigrettes, anhingas, balbuzards, râles, foulques, grues, oiseaux de rivage, chouettes et martins pêcheurs) et 49 oiseaux terrestres (53 familles). En 2020, cet auteur s'est servi de cette méthode pour détecter les déchets dans les nids de Noddi brun *Anous stolidus* (atole de Ducie au Sud de l'Océan Pacifique) en évitant les dérangements lors des comptages (Ryan, 2020).

Nous avons d'ailleurs aussi proposé une [expérience](#) de partage et d'analyse de photos à partir des réseaux sociaux, en collaboration avec le projet INDICIT II qui a focalisé sur [l'environnement marin](#). Il s'agit d'employer les photos d'impacts des déchets postées par des citoyens ou experts afin d'analyser les espèces et les déchets impliquées. Cette expérience devrait être réitérée en communiquant beaucoup plus, pour obtenir plus de résultats (une dizaine de retours sur 1 mois, pendant le confinement). Les photos reçues donnent un aperçu des interactions avec les déchets (e.g., transport (Figure 25), emmêlement (Figure 26), matériaux de nidification (Figure 27)). Couplé avec des informations sur la localisation, la date et le contexte, l'analyse de ces photos permettrait de mieux évaluer le phénomène. Cette expérience souligne bien que ce type d'approche participative peut fournir des informations pertinentes.



Figure 25. Milan noir en vol avec une feuille de plastique prise dans le bec (photo de Michel Hendavin, prise en mai 2020, à Volonne)



Figure 26. A gauche : Caneton à l'embouchure du cours d'eau du Bourdigou (commune de Torreilles 66440) ; A droite : Poule d'eau morte dans un sac plastique au bord d'un cours d'eau Agouille de la mer alimentant l'étang de Canet St Nazaire (commune de Canet en Roussillon) (photos partagées par l'association Citeco66).



Figure 27. Plastique utilisés pour la construction des nids (nid trouvé par Delphine Gambaiani, photos: G. Darmon)

Il existe une banque de photos participative en ligne [Birds and debris](#) coordonnée par le projet Ocean Circular, visant à partager les informations et les photos d'interactions entre oiseaux et déchets. Nous avons initié une collaboration avec ce projet ainsi qu'avec le projet INDICIT II afin de co-construire ensemble un site plus complet, incluant les impacts sur tous les taxons et tous les écosystèmes (mer,

eaux douces, terrestres), probablement intitulé « Wildlife and debris ». Les coûts et les contraintes techniques sont en train d'être évalués.

Plusieurs plateformes et applications de ce type pourraient être employées pour rassembler des informations participatives, ce qui permettrait aussi par ce biais d'impliquer et sensibiliser un plus grand nombre de personnes. L'association Cybelle Planète utilise une application pour recenser les animaux marins ([OBSenMER](#)), et l'ajout d'une option sur les interactions avec les déchets est discuté.

2.5.3.6. Développer les recensements systématiques

Les populations d'oiseaux sont très suivies à l'échelle nationale par des associations, des chercheurs et des amateurs ou experts naturalistes. Spécifiquement pour les oiseaux, il existe plusieurs recensements systématiques annuels, avec des protocoles internationaux. Nous discutons actuellement avec la LPO de la possibilité d'inclure une observation sur les interactions avec les déchets. En plus d'identifier les zones et les facteurs de risque sur les continuums cours d'eau - mer, ces comptages systématiques peuvent permettre une surveillance des tendances spatiales et temporelles des impacts des déchets tout en tenant compte de la taille et de la répartition des populations d'oiseaux.

- Les comptages « Wetlands » : il s'agit des comptages au sol des oiseaux d'eau hivernants sur les zones humides. Ils sont effectués chaque année, mi-janvier, par un réseau de plus de 150000 bénévoles à l'échelle Européenne, coordonnés par l'association « Wetlands International » au niveau international. En France, ils sont coordonnés par la LPO et rassemblent plus de 1500 bénévoles sur plus de 500 zones humides. Le [protocole](#) requiert jumelles, éventuellement longue-vue, un moyen de prendre des notes (carnet + crayon, dictaphone), un moyen de localisation des observations (carte, GPS, géolocalisation automatique avec téléphones nouvelle génération). Un guide d'identification des déchets pourrait être proposé, avec un niveau de précision simple pour un observateur seul ou plus complexe pour un deuxième observateur dédié aux observations de déchets. Il s'agira de préciser les quantités ou la présence de déchets par catégories majeures. Comme pour les oiseaux, le nombre de déchets, quand ils sont très nombreux, peuvent être estimés par « bloc » de 10, 50 ou 100 items par exemple, ou bien avec un compteur manuel pourrait être dédié au comptage des déchets. L'absence de déchet doit aussi être rapportée.
- Le protocole de [Suivi Temporel des oiseaux Communs par Echantillonnage Ponctuel Simple](#) (STOC-EPS) est coordonné par la LPO et le Museum national d'Histoire naturelle (MNHN). Il a pour but d'évaluer les variations spatio-temporelles des populations nicheuses d'oiseaux communs à partir de comptages auditifs et visuels sur points fixes. Il s'agit de réaliser 3 comptages au cours de l'année. Un relevé annuel détaillé de l'habitat est aussi assuré sur chaque point d'écoute selon une typologie fournie. L'identification de grandes catégories de déchets et les emmêlements d'individus ou de nids pourrait être intégrée en prenant en compte la distance au point d'écoute. Ces suivis peuvent aussi concerner les mammifères.
- Protocole de [Suivi Hivernal des Oiseaux des Communs](#) SHOC est un comptage visuel et auditif à partir de transects de 300 mètres dans un maillage de 2 x 2 km, réalisé en hiver. Pour celui-ci aussi, la présence de déchets pourrait éventuellement être relevée avec des catégories simples.

La faisabilité de ces protocoles est discutée avec la LPO. Il s'agira dans un premier temps de faire un état des lieux de la situation actuelle : Lors de ces recensements, la caractérisation du milieu et en particulier des déchets, permettrait d'acquérir des données empiriques standards à l'échelle nationale.

Un design expérimental pourrait aussi cibler en priorité des gradients d'anthropisation, en sélectionnant des sites en fonction e.g., de la distance aux sources potentielles et à la naturalité des sites. Des recensements pourraient intégrer les sites désignés « d'importance internationale » de par la population d'oiseaux qu'ils accueillent et par exemple se caler avec les comptages effectués sur les « zones d'importance internationale » au titre de la Convention de Ramsar ou pour l'évaluation des Zones Importantes pour la Conservation des Oiseaux (ZICO, ou Important Bird Area IBA) de l'association BirdLife International (non spécifiques aux zones humides).

2.5.4. Impacts des déchets sur les oiseaux et facteurs de risque

Différentes hypothèses sont avancées pour expliquer l'utilisation de matériel anthropique dans la confection des nids. Les matériaux choisis peuvent avoir des fonctions structurelles comme l'isolation (Hilton et al. 2004) ou tout autre, comme pour la protection contre les prédateurs et les parasites (Wimberger 1984, Schuetz 2005, dans Batisteli et al., 2019). Ils pourraient aussi avoir une fonction de signalisation. C'est ce qui est évoqué pour les nids de milan noir (Sergio et al. 2011), par exemple pour montrer la qualité du nid ou la qualité du mâle envers les femelles (e.g., chez les oiseaux jardiniers *Ptilonorhynchidae*; e.g., Borgia 1985). Néanmoins, cela peut aussi augmenter la visibilité du nid par les prédateurs (Canal et al., 2016) ou au contraire servir de tactique anti-prédation (Igic et al, 2009).

Il a été suggéré que les matériaux synthétiques employés dans les nids pourraient avoir une fonction de thermorégulation (Igic et al. 2009). Reynolds et al. (2019) posent l'hypothèse que les changements dans la conception des nids sont dictés par leur valeur adaptative. Les mégots de cigarettes seraient en effet activement sélectionnés par certaines espèces d'oiseaux (Suárez-Rodríguez & Macías Garcia 2017) et ils pourraient être employés pour une automédication (Clayton & Wolfe (1993), dans Reynolds et al. (2019)), par exemple pour repousser les parasites (Suárez-Rodríguez et al. 2013). L'expérience de Suárez-Rodríguez et al. 2013 sur une population urbaine de moineaux domestiques *Passer domesticus* et de pinsons *Carpodacus mexicanus* au Mexique pendant la période de reproduction en 2011, a montré que les nids avec mégots usés (fumés) présentent moins de parasites que ceux avec des mégots propres (non fumés)). La nicotine pourrait repousser les parasites.

Les impacts des plastiques sur les oiseaux d'eau douce sont peu connus (Wagner et Lambert, 2018). Néanmoins, il y a eu différentes études d'impacts des déchets sur les oiseaux aquatiques, certaines sur l'enchevêtrement (e.g., Laist, 1997; Thiel et al., 2011) mais aussi sur les oiseaux terrestres (Thiel et al., 2011; Townsend et Barker, 2014), et d'autres sur l'ingestion (e.g., English et al., 2015; Faure et al., 2015; Holland et al., 2016; Gil-Delgado et al., 2017; Reynolds et Ryan, 2018). Les impacts liés à



Figure 28. Balbuzard pêcheur adulte mort desséché, étranglé à son nid par une ficelle autour du cou (Houston et al., 2006)

l'enchevêtrement sont peut-être plus évidents à observer que ceux liés à l'ingestion. En effet, et comme le note Ryan (2018), l'enchevêtrement est un des plus gros impacts anthropiques causé sur les oiseaux. Il induit des blessures plus ou moins sévères, une réduction de la mobilité avec des conséquences sur la survie (éviter des prédateurs, ou de la noyade) ou sur la capacité à obtenir suffisamment de nourriture (Laist, 1997; Kühn et al., 2015). Les ficelles d'emballage induisent des mortalités chez les balbuzards (Figure 28), mais elle pourrait dépendre de la rigidité des matériaux (Houston et al., 2006).

L'ingestion de matériel synthétique peut perforer ou bloquer le tractus digestif ou bien causer des ulcères qui ont une répercussion sur la capacité digestive et le comportement alimentaire. Plus souvent, la matière peut s'accumuler dans une partie de l'appareil

digestif, à la place de la nourriture, et les individus peuvent souffrir de malnutrition ou de famine. L'impact des déchets dépend donc du taux de rétention et de la capacité d'excrétion ou régurgitation, eux-mêmes dépendant de la forme, de la taille et de la densité des déchets ingérés. L'accumulation des déchets dans le tractus digestif dépend de la capacité à extraire ou régurgiter. Certaines espèces sont capables de régurgiter la matière indigestible dans des pelotes. Par exemple, les procellariiformes (oiseaux marins) voient cette capacité limitée non digestibles, s'accumulent ainsi les déchets ingérés. Les oiseaux capables de régurgiter des matières non digestibles, comme les plastiques, sont capables d'éviter l'accumulation potentielle de ces déchets dans le tube digestif. Les granivores ont des gésiers puissants, peut-être capables de décomposer et d'excréter des débris plastiques. Les espèces telles que les goélands qui régurgitent régulièrement des proies indigestes retiendraient moins les plastiques, même si elles consomment régulièrement des déchets plastiques (Ryan, 2020). Une manière de le prospecter est donc d'inspecter les rejections.

Plusieurs études ont montré un risque direct sur la mortalité et la condition corporelle à cause de l'emmêlement qui cause strangulation et autres blessures (e.g., Blem et al. 2002 ; Townsend et Barker 2014). Au-delà de la mortalité directe, les déchets causent aussi des impacts sub-létaux. Comme pour d'autres taxons, il peut être difficile de mettre en évidence un impact indirect sur la santé chez l'animal. Ce sont souvent des approches indirectes qui sont employées, e.g. en évaluant l'état corporel (masse, réserves de graisse, rapports biométriques, etc.) de l'individu ou bien les retards de croissance quand un suivi est possible au cours de la vie de l'individu. Cependant, sur le peu d'études sur les impacts des déchets ou de facteurs indirects, potentiellement liés à la quantité de déchets ou à la disponibilité de la nourriture ou des matériaux naturels, les résultats sont contrastés, mettant en évidence soit aucun effet, des effets négatifs, et parfois même des effets positifs.

Holland et al. (2016) ne mettent en évidence aucun lien entre l'ingestion de déchets et la masse corporelle chez les oiseaux qu'ils ont collectés au Canada, ni même avec leur localisation ou leur niche alimentaire, bien qu'ils trouvent une occurrence d'ingestion de 55 % sur 18 espèces prospectées dans des cours d'eau pourtant parfois reculés. L'utilisation de déchets dans la confection du nid a possiblement un impact sur la fertilité de certaines espèces. Chez le Roselin familier, les mégots de cigarettes dans les nids ont favorisé un renforcement de l'immunité et de la croissance en masse des poussins, mais ils ont également induit des troubles génotoxiques érythrocytaires (diminution de l'intégrité du génome) chez les oisillons et les adultes (Suárez-Rodríguez et Macías Garcia 2014, Suárez-Rodríguez et al. 2017). Hanmer et al. (2017) ont montré que le succès de reproduction des mésanges bleues à Reading au Sud de l'Angleterre (étude d'avril à juin 2016), diminue avec l'urbanisation, mais qu'il ne dépend pourtant pas de l'utilisation de matériel synthétique ni de la diversité et l'abondance d'arthropodes ou de puces. Les matériaux synthétiques employés par les oiseaux pour construire les nids peuvent avoir une influence sur le succès de reproduction. Lopes et al. (2020) ne trouvent cependant aucune différence de succès d'éclosion entre les colonies de goélands leucophées des zones urbaines et des zones naturelles au Portugal, mais ne précisent pas le lien avec la quantité de déchets employés. D'autres auteurs notent que ces matériaux peuvent causer des décès par enchevêtrement des parents ou des oisillons (e.g., Blem et al. 2002, Townsend et Barker 2014). Ces résultats contrastés soulignent un besoin d'acquisition de connaissance sur les impacts des déchets sur la santé des oiseaux, avec des programmes de recherches dédiés. Il faudrait aussi être capable de mesurer les conséquences sur la dynamique des populations afin d'établir des seuils de déchets soutenable par les populations ou pour adapter les programmes de conservation, ce qui est un challenge. Il faut pour cela être capable d'évaluer e.g., la proportion d'individus enchevêtrés au sein de chaque espèce, la mortalité, la relation avec des facteurs liés à la reproduction des individus.

Plusieurs facteurs sont à considérer pour mettre en œuvre une surveillance des impacts des déchets sur les oiseaux. Par exemple, la disponibilité des déchets dans l'environnement influence l'exposition et la sélectivité. Pour Delgado et al (2020), la part de matériaux synthétiques dans les nids de goélands marins (*Larus dominicanus*) est plus élevée dans les colonies où la végétation naturelle est rare et où par conséquent, les animaux sont plus dépendants des déchets urbains comme ressource alimentaire (Witteveen et al., 2017). Ainsi, l'incidence de plastique dans les nids ne dépend pas seulement de la disponibilité locale de plastique (e.g. Bond et al., 2012, Jagiello et al. 2018) mais aussi de la disponibilité de matériaux naturels (e.g. Witteveen et al., 2017, Wang et al., 2009). Il pourrait y avoir une corrélation entre la concentration des déchets dans les nids et la distance au milieu urbain. Lopes et al. (2020) trouvent une masse plus importante de déchets, mais de taille plus petite, dans les zones urbaines, peut-être parce que la disponibilité en matériaux naturels de construction de nids serait en effet plus limitée. De même, la prévalence d'ingestion de plastique est liée à la quantité de contamination en plastique dans la zone humide, influencée par les processus en amont. Sur les deux sites testés par Ryan & Reynold (2018), la contamination en plastique proviendrait des effluents d'une station d'épuration desservant une grande région métropolitaine, les usines de traitement des eaux usées étant situées en aval. Les auteurs ont cependant testé uniquement deux sites et se sont focalisés sur les micro-plastiques, dont le comportement de dispersion/accumulation dans l'environnement est certainement différent de celui des macro-plastiques.

Plusieurs études ont mis en évidence une modification des matériaux de nidification le long d'un gradient d'urbanisation (e.g., Wang et al. 2009 ; Radhamany et al. 2016 ; Reynolds et al. 2016), tandis que d'autres études ne font pas un tel constat (e.g., Townsend et Barker 2014 ; Hammer et al. 2017). Il existe peut-être des variations interspécifiques et spatiales sur la conception du nid, deux facteurs confondants à prendre en compte avec des designs expérimentaux adaptés selon des gradients d'anthropisations (Reynolds et al., 2019).

Jagiello et al. (2018) évoquent une influence de l'âge des individus dans l'utilisation de matériaux anthropiques, lesquels apparaissent positivement corrélés dans leur étude, bien qu'il puisse y avoir une confusion liée à des différences de structures d'âge entre les sites qu'ils ont testés. L'influence de l'âge devrait donc être testée (Reynolds et al., 2019). D'autres facteurs comme le régime alimentaire et l'utilisation de l'habitat, sont aussi à prendre en compte. Holland et al. (2016) n'ont trouvé aucune différence entre les niches écologiques sur 18 espèces collectées dans des sites parfois reculés (55 % des espèces ont ingéré des déchets) au Canada (en se focalisant sur l'étude du gésier seulement). Aucune influence de la masse des individus au niveau inter comme intra-spécifique sur la quantité de déchets ingérés n'a été détectée. Selon les auteurs, cela suppose une ingestion de déchet accidentelle par 55 % des espèces.

L'utilisation de l'habitat influence aussi le type de déchet ingéré. Toutefois, la couverture des déchets plastiques par les sédiments les enfouit et les retient dans le fond, conduisant potentiellement les espèces plongeurs à être aussi exposées aux plastiques alors que les espèces utilisant la surface de l'eau sont plutôt exposées aux déchets flottants. Il y a alors aussi des risques de transfert dans la chaîne trophique (ingestion secondaire, via les proies). C'est ce que montre l'étude d'Hammer et al. (2016) sur le Grand labbe *Stercorarius skua* pour lequel 6 % des 1034 pelotes de réjection collectées sur les îles Féroé (Danemark) contenaient du plastique préalablement ingéré par des fulmars, dont ils se nourrissent en partie, une espèce connue pour consommer du plastique (Van Franeker et al., 2011).

2.5.6. Analyse et recommandations

Notre analyse fait état de très peu d'études en Europe. Les approches sont souvent très disparates entre les auteurs et les méthodes ne sont pas toujours précisées. Les auteurs ne précisent généralement pas la taille des déchets prospectés. Souvent les articles portent sur l'ingestion de déchets plastiques, incluant à la fois les micros et les autres gammes de taille. De même, la taille d'échantillons est souvent faible (exemples en Annexe 5.8. Revue de littérature des impacts des déchets sur les oiseaux), notamment par le fait que les études ne s'appuient pas sur un protocole dédié aux impacts des déchets mais rapportent plutôt des observations opportunistes. Or pour mettre en évidence des changements significatifs, un nombre d'échantillons relativement important est nécessaire. En France, les oiseaux représentent probablement un des taxons les plus suivis. Il existe de nombreux protocoles pour surveiller la dynamique des populations de plusieurs espèces et il semble envisageable d'inclure des observations sur les interactions avec les déchets dans ces suivis systématiques. Par exemple, les emmêlements pourraient être observés lors des suivis des nids par les experts ornithologues, et une étude des déchets extraits du système digestif des oiseaux retrouvés morts pourrait être réalisée en partenariat avec les laboratoires de recherche ou vétérinaire.

Comme en mer où de nombreux oiseaux enchevêtrés ne sont pas détectés car ils meurent loin de la terre (Laist, 1997), il est probable que la détectabilité des espèces terrestres ou dulçaquicoles impactées soit variable selon l'habitat utilisé par les espèces.

L'occurrence (ingestion et emmêlement) qui est détectée dépend de l'effort de recherche. Les suivis réalisés sur les fleuves et les petits cours d'eau sont moins fréquents qu'en mer et la plupart des temps sans protocole dédié, contrairement à ce qui est maintenant disponible et réalisé en milieu marin (sous l'impulsion de la DCSMM). D'une manière générale, il est clair que les suivis terrestres ne prennent encore que trop rarement en compte les impacts des déchets : si des études rapportent l'existence d'impact, des évaluations systématiques font défaut, et l'évaluation des occurrences sont encore peu fiables car le rapportage des non-observations n'est le plus souvent pas réalisé (pas de prise en compte les occurrences nulles). Enfin, plusieurs biais mériteraient d'être évalués : certains goélands peuvent être spécialisés sur les décharges (Weiser et Powell, 2011), amenant une surévaluation des occurrences d'ingestion. Les nécropsies devraient être systématiques et considérer l'ensemble du tractus digestif des animaux, ou tester qu'il n'y a pas de différence à n'en considérer qu'une partie, ce qui doit dépendre de la capacité de l'espèce à excréter ou régurgiter les matériaux non digestibles.

2.6. Mammifères

2.6.1. Revue de littérature

En milieu sauvage, les impacts des déchets sur des mammifères ne sont tout simplement pas recherchés (Annexe 5.10. Résultat de la littérature pour les mammifères). Une seule étude en Europe, à notre connaissance, s'y intéresse (Jankowiak et al., 2016). Son objectif premier est de tester l'importance des déchets synthétiques pour évaluer l'utilisation de déchets alimentaires humains dans le régime alimentaire et la fréquentation des décharges. Ces restes biologiques sont en effet difficiles à estimer directement du fait de leur haute digestibilité et ils ne se retrouvent pas dans les fèces. L'étude porte sur 6 espèces : le Raton laveur *Nyctereutes procyonoides*, le Renard roux *Vulpes vulpes*, la Martre *Martes sp.*, le Putois *Mustela putorius*, l'Hermine *Mustela erminea*, le Vison d'Amérique *Neovison vison* et la Loutre eurasiennne *Lutra lutra*. Les auteurs ne précisent pas la taille des déchets prospectés. Ils retrouvent du plastique dans les fèces de 5 des 7 espèces, ainsi que divers autres types de déchets (laine, verre, aluminium). Il existerait un gradient d'ingestion de déchet selon l'adaptation des espèces aux activités humaines (espèces dites synanthropisées), des renards roux qui ingéreraient

le plus aux visons américains qui n'en consommeraient pas (Gołdyn et al. 2003 ; Zabala et coll. 2005 ; Jankowiak et al., 2016). La loutre, le vison et l'hermine semblent moins impactées que les putois et les renards. L'ingestion de déchets par le renard roux et le putois semble corrélée à la sélection des décharges d'ordures près desquelles les colonies s'installent et donc inversement corrélé à la distance aux décharges. Les déchets alimentaires humains constituent une nourriture riche, disponible toute l'année, indépendamment des conditions environnementales. Jankowiak et al. (2016) discutent aussi le fait que ces déchets, en attirant les animaux, les exposent aussi à d'autres risques, notamment de collision sur les routes. D'autres études dénoncent un attrait de la faune sauvage pour les décharges, e.g. renard roux en Italie, Balestrieri et al. (2011) ou en Suisse (Contesse et al., 2004). Brosset A. (1975) a retrouvé des déchets variés dans 25 à 75% de 123 fèces renards collectées dans une forêt située au Sud-Est de Paris. C'est probablement en recherchant la nourriture dans les déchets alimentaires humains que les animaux ingèrent des plastiques par mégarde, en déchirant les contenants. Ils sont donc les témoins de la présence d'ordures ou de décharges sauvages.

De nombreuses études portent sur les troupeaux domestiques essentiellement en Afrique et en Inde, et concernent des animaux domestiques destinés à la consommation. Beaucoup de ces animaux sont laissés en libre pâturage où ils divaguent dans des décharges sans accès à la nourriture naturelle. Les ruminants, en particulier les moutons et les chèvres, ont tendance à ingérer des déchets dispersés dans l'environnement des zones urbaines et périurbaines sans système de traitement de déchets adapté, alors qu'ils recherchent de la nourriture sur les bords des routes et fouillent les décharges. Ces déchets ingérés ont de gros impacts sur leur santé, et cela implique également des risques sanitaires pour les populations humaines qui les consomment.



Figure 29. Plastiques retrouvés dans le rumen d'un mouton en Ethiopie (photo issue de Abdela et al., 2017)

2.6.2. Méthodologies d'évaluation des impacts des déchets

Les déchets sont extraits des fèces (Brosset, 2015 ; Jankowiak et al., 2016), néanmoins les auteurs n'ont pas précisé comment ils différencient les individus. Les fèces sont passés sous l'eau et examinés à l'aide d'un microscope optique.

Abdela et al. (2017) et Mahadappa et al. (2019) ont sélectionné des individus dans les abattoirs. Ils ont autopsié les animaux pour extraire leur appareil digestif ou une partie, et examiner le contenu. Un examen ante et post mortem a été pratiqué. Mahadappa et al. (2019) comparent des buffles nourris avec des déchets à un groupe nourri avec une nourriture naturelle, dans le but d'évaluer les impacts sur la santé. Leurs résultats indiquent que les buffles ayant ingéré des plastiques sont exposés aux

métaux lourds. Cela affecte leur santé et constitue un risque sanitaire pour les personnes les consommant. En dehors de cette étude expérimentale, des autopsies pourraient être réalisées sur des animaux retrouvés morts (collisions, chasse, morts naturelles...) pour évaluer la prévalence d'ingestion de déchets par des mammifères sauvages. Le paramètre « déchets ingérés » pourrait être rajouté à la batterie de tests épidémiologiques réalisés sur la faune sauvage (e.g dans le cadre du réseau SAGIR par exemple).

Katlam et al. (2018) ont suivi la fréquentation des animaux dans les décharges à partir de pièges photographiques. Ils ont effectué des suivis entre 2 h et 3 h par jour avec des plans globaux et des focales sur des individus aléatoires dans l'objectif de mieux comprendre le comportement d'alimentation sur la nourriture naturelle et anthropique.

2.6.3. Impacts sur la santé et facteurs de risque

Pour évaluer la santé des animaux, Abdela et al. (2017) ont attribué un score de condition corporelle aux animaux (mince, moyen, bon), selon une appréciation visuelle et la palpation des apophyses transverses des vertèbres lombaires, associé à une classe d'âge. Généralement, les impacts sur la santé de ces animaux sont évalués par des vétérinaires. Il s'agit surtout d'évaluer les conséquences sanitaires pour la consommation humaine, alors que les populations concernées par ces études sont déjà en situation de grande pauvreté et d'insécurité alimentaire.

Certaines recherches vétérinaires ont porté sur des expérimentations pour évaluer l'impact de la présence de plastiques dans le tube digestif. Otsyina et al. (2017) ont évalué l'impact d'une quantité croissante de sacs en plastique (129 g, 285 g, 387 g) implantés par ruménotomie dans 3 groupes de chèvres, comparés à un groupe témoin. Les auteurs listent tout une batterie d'examens. Après 6 semaines, ils euthanasient et autopsient les chèvres et constatent une atrophie des muscles et de la graisse corporelle, une atrophie et une fibrose de la rate, du foie, des reins et un hydropéricarde. En plus de ces lésions macroscopiques sont apparues beaucoup d'autres changements histologiques comme des lésions sur l'épithélium et les papilles du rumen (atrophie, perte de papilles, nodules, ulcérations...), qui peuvent interférer l'absorption des nutriments et entraîner une dégradation de l'état de santé des animaux. Sadan et al. (2020) font aussi de telles expérimentations avec l'objectif de proposer des opérations chirurgicales de traitement pour soigner les chameaux présentant un syndrome de « corps étranger réticulaire » causé par l'ingestion de matières comme du bois, des sacs en plastique, des vêtements, des cheveux, etc. En comparant avec un groupe de chamelles considérées comme saines, cette étude vétérinaire conclue que l'ingestion de déchets conduit à une diminution de l'appétit, de la production de lait, de la masse corporelle et amène à des modifications des paramètres sanguins traduisant une carence en oligo-éléments.

Aucune étude ne traite des facteurs influençant l'ingestion de déchets, bien qu'il soit évident que la disponibilité de la nourriture naturelle est en cause.

2.6.4. Recommandations

Ce taxon ne semble pas le plus pertinent à ce stade pour une surveillance systématique des impacts des déchets sauvages. Néanmoins, les déchets pourraient être recherchés dans l'appareil digestif d'individus retrouvés morts ou des fèces, e.g. de renards, collectées en milieu sauvage et urbains, afin d'évaluer les propensions à ingérer des déchets, lorsque la nourriture naturelle est aussi disponible. La disponibilité d'animaux morts confiés aux laboratoires vétérinaires dans le cadre de la surveillance

sanitaires de la faune sauvage est cependant un atout à considérer pour l'évaluation de l'ingestion des déchets par les mammifères sauvages.

Les données de la LPO AURA, qui cible principalement les oiseaux, référencent 3 mammifères en interaction avec les déchets : un renard roux, surpris en train de traverser une route avec un emballage plastique dans la bouche, une chauve-souris (indéterminée), retrouvée morte accrochée à un arbre en bord de ruisseau par un fil de pêche avec hameçon, et enfin un barrage de castor d'Eurasie, proche d'un dépotoir, et notamment composé de déchets. Les informations participatives, incluant des photos, pourraient être analysées pour avoir une première évaluation de ces interactions.

2.7. Analyse générale

L'objectif de cette étude est d'évaluer les interactions entre faune des cours d'eau et macro-déchets dans le but de définir une méthodologie de surveillance des impacts. Notre revue de littérature, bien que non exhaustive, montre qu'il existe très peu d'études dédiées à l'interaction entre les macro-déchets et la faune sauvage fréquentant les eaux continentales. Pour faire un état des lieux général, nous avons été conduits à considérer aussi le milieu terrestre, d'une part parce que plusieurs taxons/espèces fréquentent ces deux environnements, d'autre part pour avoir une évaluation d'ensemble et s'inspirer de toutes les méthodologies. Il apparaît néanmoins que tous les taxons sont très fortement impactés. Les oiseaux sont les plus renseignés, mais les études sur les autres taxons montrent que des impacts importants sur la survie ou sur la condition corporelle des individus existent. L'emmêlement, plus visible que l'ingestion, est le type d'interaction le plus étudié.

2.7.1. Contraintes

Comme généralement, la méthodologie sur laquelle se basent les études s'appuie rarement sur un protocole établi pour évaluer l'impact des déchets, il est difficile d'en tirer des tendances. En effet, la plupart des articles reposent sur des observations opportunistes et les protocoles sont très disparates entre auteurs (taille de déchet prospectée, répartition des échantillons, etc.). Les études ne prennent souvent en compte qu'un seul site, peu font des répétitions dans le temps, et l'échelle de travail est très variable.

La taille d'échantillon est souvent faible, comme aussi constaté pour les études sur l'ingestion de micro-plastique chez les poissons (Collard et al., 2019). Pourtant, il faut un minimum d'échantillon pour mettre en évidence et évaluer des moyennes (e.g., occurrence, quantités par catégories) précises et des changements spatio-temporels significatifs. Il y a un risque de biais d'interprétation des résultats à partir de petits échantillons du fait de la stochasticité des événements rares ou de la variabilité interindividuelle. Il devient aussi difficile de faire des comparaisons entre espèces, entre sites ou au cours du temps. La taille d'échantillonnage minimum à collecter est sujet à débats (Collard et al., 2019), de 30 individus pour atteindre une distribution Normale et ajuster des statistiques paramétriques, 40 individus préconisés chez le Fulmar ou 50 pour plus de puissance statistique. En fait, il est nécessaire d'effectuer des tests de puissance pour déterminer à partir de combien d'individus on tire une évaluation précise et on peut détecter des changements significatifs (e.g., Tavares et al., 2020 ; Darmon, INDICIT consortium, Miaud, 2019 ; Van Franeker & Meijdoorn, 2002 ; Darmon et al., 2020 ; etc.). Toutefois, la décision de cette taille minimum à collecter doit aussi être confrontée aux contraintes logistiques (e.g., ressources humaines) et de disponibilité des échantillons, ainsi qu'aux échelles spatiales (e.g., régionale, nationale, etc.) et temporelles (e.g., évaluation sur des cycles de 6 ans pour la DCSMM). Les approches participatives, bien que potentiellement moins précises, peuvent

permettre de collecter des échantillons à plus large échelle spatiale et plus régulièrement. Ces approches pourraient permettre d'évaluer les risques d'interaction déchets-faune, en croisant les cartes de distribution des déchets, distribution de la faune, cartes d'habitats et impacts observés (§1.6.1 ; Darmon et al., 2017).

Les impacts des déchets sur la santé des individus sont très difficiles à appréhender. Certains auteurs font des expérimentations mais elles impliquent l'euthanasie de l'animal et ne sont pas forcément représentatives de ce qu'il se passe dans l'environnement naturel. L'évaluation des impacts du macro-plastique sur la santé repose plus souvent sur des corrélations entre des paramètres liés à l'occurrence des impacts (ingestion, emmêlement) et des paramètres liés à la capacité de survie et de reproduction, et quelques fois, aux quantités de déchets dans l'environnement (e.g., distance au milieu urbain, disponibilité des ressources naturelles).

2.7.2. Protocoles

Tableau 6. Avantages et inconvénients des méthodes d'évaluation des interactions entre faune et déchets dans les cours d'eau et le milieu terrestre rapportés par les auteurs

Méthode	Avantage	Inconvénient
Etude du régime alimentaire	- Diverses approches possibles sur individus morts ou vivants (Autopsies, lavages gastriques, analyse des fèces, analyse des pelotes de réjection)	- Besoin d'adapter les protocoles, selon le taxon
Recensements des individus et des nids	- Diverses approches possibles (à pied, en avion, en drone) - Ajouter l'information des interactions avec les déchets, possiblement à moindre coût	- Dérangement, plus ou moins important selon la méthode - Besoin d'adapter les protocoles
Prospection de nids artificiels	Plutôt à but expérimental (e.g., tester un gradient d'urbanisation/anthropisation)	Piège écologique (en systématique)
Observations opportunistes	- Evaluation descriptive des interactions et des impacts - Sensibilisation à la problématique des déchets	- Précision - Difficulté de déduire une occurrence
Analyses d'images	- Adapté aux approches participatives - Evaluer le contexte, les espèces, les impacts, - Reprendre les images pour des questions futures	- Adapter les protocoles - Précision

Il est nécessaire d'établir des protocoles de collecte de données standards comparables entre sites et au cours du temps. Ces méthodologies peuvent s'inspirer des approches déjà menées pour les bio-indicateurs marins.

La méthode la plus répandue pour évaluer l'ingestion de plastique consiste à autopsier les individus retrouvés morts, afin d'extraire les déchets dans l'ensemble de leur appareil digestif. Il existe des protocoles standards pour le fulmar ou les tortues marines, et d'autres sont en cours de standardisation pour les poissons marins. Ils peuvent inspirer les méthodologies à proposer pour la faune des eaux continentales. Les déchets excrétés dans les fèces ou dans les pelotes de réjection permettent de cibler les individus vivants avec des approches non invasives. Dans ce cas, on vise plutôt des déchets de taille micro ou méso.

Les interactions entre faune et déchets peuvent être observées lors des recensements systématiques des populations et/ou spécifiquement des nids, e.g., comptage Wetlands des oiseaux d'eau. Ces approches permettent d'évaluer un pourcentage d'individus impactés relatif à la taille de la population prospectée et à un effort de recherche. Des recensements par drone peuvent être envisagés sur des zones spécifiques. Il convient d'adapter la régularité des passages pour atteindre la taille échantillon minimum requise pour mettre en évidence des tendances significatives.

Les observations opportunistes restent intéressantes à analyser pour acquérir un meilleur état des lieux de la situation actuelle. Les photos (géo-référencées) peuvent fournir des éléments pour mieux comprendre les facteurs influençant les risques d'interaction avec les déchets et les impacts sur la santé.

Les catégories de déchets considérées doivent prendre en compte les programmes de mesure et les objectifs environnementaux visant à réduire les déchets à la source, et à limiter les acheminements et les impacts du fleuve à la mer, tout en s'adaptant aux spécificités territoriales (embouchure, milieu urbain, milieu agricole par exemple). Différents niveaux de protocoles peuvent être proposés (basique à expert), avec des catégories plus ou moins précises.

2.7.3. Bancarisation

Plusieurs applications de recensement des déchets existent, mais n'incluent pas encore l'impact des déchets. Ces informations peuvent apparaître à minima dans les commentaires des observateurs, comme le proposent les plateformes de saisie d'observations (portail Visionature) par les LPO régionales (<https://www.faune-france.org/> déployées en régions, ou autres applications de type NaturaList, Vigie Nature ou Vigifaune). Il serait aussi tout à fait adapté d'héberger ces informations complémentaires sur la base d'un protocole simple.

Nous discutons de la constitution d'une plateforme pour la collecte d'observations opportunistes ou systématiques ainsi que de photos dédiées aux impacts des déchets sur la faune avec les projets Circular Ocean, Blue Circular Economy (2018-2021) et INDICIT II (2018-2021). Il s'agit d'adapter le site birdsanddebris, actuellement en anglais et ciblant seulement les oiseaux, marins initialement. Il s'agira de développer un site plus généraliste, couvrant toutes les espèces et tous les milieux. Une évaluation des coûts de son développement, incluant les capacités de données et d'images, ainsi que de maintenance, est en cours.

2.7.4. Acteurs

De très nombreux acteurs pourraient être mis à contribution pour collecter des informations et des données standards sur les impacts des déchets sur la faune des eaux continentales. Les services techniques en charge de l'environnement réalisent régulièrement des inventaires des zones humides remarquables par exemple dans le cadre des schémas d'aménagement et de gestion des eaux. Diverses structures régionales peuvent avoir mis en place des inventaires dans le cadre de leurs politiques à l'égard des milieux humides, tels que les conservatoires d'espaces naturels ou les parcs naturels régionaux. Il s'agit aussi de développer des réseaux d'échouage, comme cela existe en mer pour le Fulmar, les mammifères ou les tortues marines. Ce réseautage pourrait être mis en place pour la faune dulçaquicole et terrestre, comme le proposent Basto et al. (2019) qui ont établi des partenariats avec les réseaux d'échouage pour récupérer les oiseaux aquatiques échoués ainsi qu'avec les centres de soin pour récupérer des informations sur individus vivants.

Plusieurs autres acteurs pourraient être sollicités, tels que les fédérations de chasseurs ou pêcheurs professionnels, dans le but de récupérer les appareils digestifs des individus avant leur consommation. Il existe également tout un réseau hydrologique et piscicole (RHP) constitué de stations sur lesquelles des échantillonnages de la faune piscicole sont effectués chaque année. Ces 650 stations réparties sur le territoire national ont été choisies pour être représentatives des différents types de cours d'eau et des pressions qu'ils subissent (Valadou, 2007). Un suivi complémentaire des déchets et des impacts des déchets sur la faune piscicole sur ces mêmes stations pourrait donc fournir une bonne représentation des risques sur les cours d'eau français. D'autres dispositifs pourraient être explorés tels que ceux employés pour évaluer les indices « poissons rivière », indicateur de qualité des peuplements piscicoles. L'Office Français de la Biodiversité (OFB) possède différents dispositifs mis en œuvre pour e.g., la surveillance des impacts des polluants dans le cadre de la DCE. Des dispositifs pourraient être mis à disposition à moindre coût pour surveiller les impacts des déchets sur les poissons (N. Roset, OFB, communication personnelle).

Les associations naturalistes sont des acteurs-clefs à impliquer, de par leur expertise, le réseau de salariés et de volontaires qu'elles déploient et les messages de sensibilisation qu'elles diffusent. Plusieurs sont expertes de taxons particuliers. La LPO par exemple, mobilise de nombreux experts en ornithologie pour effectuer des recensements systématiques, réaliser des inventaires pour la mise à jour des Atlas nationaux, etc. Il existe aussi des structures équivalentes à l'étranger permettant de prévoir des approches harmonisées à l'échelle internationale, e.g., européenne, dans le futur. Des observations sur les impacts des déchets peuvent être ajoutées aux recensements systématiques (discussion avec Laurent Couzi, LPO), en prévoyant soit des protocoles (catégorisation des déchets et impacts) très simples, soit un deuxième observateur dédié à l'évaluation des impacts des déchets.

Enfin, il apparaît important de prévoir des programmes de recherche dédiés à l'étude des impacts des déchets dans les environnements aquatiques et terrestres, ciblant les continuums entre les divers milieux. Associés aux laboratoires vétérinaires (e.g., nécropsies des individus retrouvés morts) et aux réseaux d'acteurs de terrain (e.g., récupérations des spécimens ou des échantillons ; expertise de faisabilité), les réseaux de chercheurs (laboratoires, associations ou privés) pourraient aider à l'élaboration de protocoles standards et à faire un premier état des lieux de la situation actuelle. Les coûts de formation et de dissémination de ces protocoles sont à prévoir.

2.7.5. Quelles espèces pertinentes ?

La revue de littérature conduite dans cette étude montre l'étendue des impacts des déchets sur les poissons, les amphibiens, les reptiles, les oiseaux et les mammifères. Tous sont concernés par l'ingestion de déchets (nano, micro, méso, macro) ou l'emmêlement (macro) de déchets, cette dernière interaction étant la plus renseignée. Une utilisation accidentelle, un problème de discrimination, une confusion avec une proie naturelle, un choix secondaire du fait de la perte de disponibilité des ressources naturelles, la sélection pour construction des nids, pourraient expliquer ces interactions entre faune et déchets. Bien que leurs objectifs et méthodologies soient très disparates, les articles publiés montrent des impacts sur la santé des individus (mortalité, blessures plus ou moins sévères, conséquences sur le comportement alimentaire ou de reproduction) et les conséquences potentielles sur la dynamique des populations. Ainsi, une surveillance des impacts des déchets apparaît d'ores et déjà pertinente pour tous les taxons. De plus, l'existence de dispositifs et de réseaux d'acteurs déployés à l'échelle nationale, peut permettre la mise en œuvre de protocoles pour la collecte de données standards. Il est aussi envisageable de collecter des données opportunistes en grande quantité grâce aux réseaux d'observateurs de la faune sauvage. Cela permettrait déjà de

mieux comprendre les phénomènes ainsi que d’identifier des tendances, sur la base d’une pression d’observation à prendre en compte.

Notre analyse de la littérature vise à fournir des éléments de discussion pour le développement de bio-indicateurs pour la surveillance des déchets dans les cours d’eau. Le choix d’un indicateur doit permettre de mettre en évidence des variations spatiales et les variations temporelles liées aux efforts de restauration. Par exemple, Battisti et al. (2019) ont montré sur les interactions entre oiseaux et déchets un pic depuis les années 1986–90 puis une augmentation progressive dans les années 2000. Cette étude appuie le fait qu’il est possible de mettre en évidence des variations temporelles des interactions avec des suivis constants. Pour le choix d’un indicateur, plusieurs paramètres sont aussi à prendre en compte :

- La propension de l’espèce à interagir avec les déchets ;
- Le régime alimentaire et l’habitat utilisé par l’espèce, afin de définir les gammes de taille, les types et les déchets concernés (e.g., déchets flottants, déchets du fond) ;
- La distribution de l’espèce/ du genre, qui doit être vaste, idéalement à échelle internationale, pour permettre une comparaison sur des continuums fleuve-mer, et/ou entre sites et territoires ;
- Éventuellement une valeur emblématique pour faciliter la mobilisation des acteurs et des ressources, ou une valeur commerciale, pour évaluer les impacts de la consommation de ces espèces sur la santé humaine ;
- La mise en réseaux d’acteurs, existants ou à déployer, pour récupérer des spécimens, analyser les interactions, saisir et analyser les données.

Le Tableau 7 propose une liste des approches possibles par taxon à discuter avec les experts. Plusieurs approches complémentaires seraient pertinentes. Par exemple, la quantité de déchets dans les nids pourrait être un bon indicateur. En effet plusieurs auteurs ont démontré que la composition des nids variait en fonction de la disponibilité locale de matériaux naturels et anthropiques (Wimberger 1984, Jagiello et al. 2018). D’ailleurs, un article récent sur les oiseaux marins propose que la prévalence de plastiques dans les nids soit utilisée comme indicateur des quantités de plastiques dans l’océan (Tavares et al., 2020). La méthodologie serait relativement facile, rapide et surtout non-invasive. Les auteurs estiment qu’il faudrait échantillonner environ 250 nids pour obtenir une évaluation précise. Les relevés à long terme des oiseaux échoués sur les plages fournissent un outil pour suivre les changements des taux d’enchevêtrement (e.g., chez le fulmar, Van Franeker et al. 2011). Les taux d’enchevêtrement de fous de Bassan ont augmenté de 50% entre les années 1970–80 et les années 1990 (Camphuysen, 2001), et a doublé après 2003 (Camphuysen, 2008, in Ryan, 2018) aux Pays-Bas. De tels réseaux pourraient être déployés sur l’ensemble du territoire français pour les oiseaux comme pour d’autres taxons (voir Tableau 7).

Tableau 7. Evaluation des bio-indicateurs de l’impact des déchets sur la faune des cours d’eau : Espèces pertinentes (liste préliminaire), métriques, méthodes à envisager, acteurs à impliquer, besoins actuels potentiels.

Taxon	Espèce	Interaction déchets	Métrique	Méthode	Acteur	Besoin
Poisson	Silure <i>Silurus glanis</i>	Ingestion	Occurrence et Masse ou Abondance de macro-déchets ingérés (tailles, catégories, couleurs)	Autopsie des individus morts ; Lavage gastrique des individus vivants	Fédérations de pêche ; Pêcheurs sportifs	Protocole standard, mise en réseau des acteurs

	Chevesne <i>Squalius cephalus</i>	Ingestion	Occurrence et Masse ou Abondance de micro-déchets ingérés (catégories, couleurs)	Autopsie des individus retrouvés morts	OFB	Standardisation des protocoles avec ceux employés en mer.
	Espèces exotiques envahissantes (e.g., écrevisse américaine, perche soleil, poisson chat...)	Ingestion			Fédérations de pêche	
Amphibiens-reptiles	Ensemble du taxon	Ingestion	% d'individus impactés ; Nombre et masse sèche de micro-plastique, catégories déchets	Autopsie des individus retrouvés morts	Laboratoires de recherche/vétérinaires, associations	Protocole
		Emmêlement	% d'individus impactés ; catégories déchets	comptages systématiques, analyse de données participatives	Associations, laboratoires, parcs	
Oiseaux	Milan noir/royal	Emmêlement	% d'individus impactés ; catégories déchets	Prospection des nids, comptages systématiques, analyse de données participatives	Associations, laboratoires, parcs	Protocole
	Ensemble du taxon	Emmêlement		Autopsies, fèces, pelotes de réjection (oiseaux), expérimental (nids artificiels), caméra-traps		
Mammifères	A prospecter (e.g., renard roux)	Ingestion	Occurrence et Masse ou Abondance de déchets ingérés (taille, catégories, couleurs)	Autopsies, fèces, pelotes de réjection (oiseaux), expérimental (nids artificiels), caméra-traps	Laboratoires de recherche/vétérinaires, associations, chasseurs	

Pour chaque taxon, il existe une liste d'espèces considérées comme « exotiques envahissantes », qui sont régulées ou interdites à être remises à l'eau et dont les appareils digestifs pourraient être récupérés pour analyser la présence et les caractéristiques des déchets.

Pour les populations déjà suivies par des recensements systématiques, l'observation de présence et d'impacts des déchets pourrait être proposé (e.g., Atlas ou comptages, ou comptages internationaux (oiseaux, amphibiens, etc.)). Pour limiter les coûts, il s'agit aussi de bénéficier des dispositifs existants, e.g., pour collecter des poissons pour l'évaluation des contaminants dans le cadre de la DCE. D'autres approches complémentaires pourraient être associées, pour avoir une meilleure appréciation générale de la pollution par les déchets sauvages à l'échelle des bassins versants et afin de mieux appréhender les risques environnementaux. Pour cela, il est intéressant de coupler les études sur la faune avec une évaluation des déchets dans l'environnement par les méthodes présentées en Partie 1. Distribution des macro-déchets dans les cours d'eau

Une autre approche également très peu explorée est celle d'un suivi des déchets accrochés à la végétation émergée des cours d'eau et des arbres ou arbustes environnements. Étonnamment, nous

n'avons trouvé que peu d'études à ce propos hormis dans les mangroves. Plusieurs articles s'intéressent à la rétention de déchets dans cette végétation marine située dans l'estran ou à l'embouchure des fleuves. Les auteurs effectuent un recensement visuel par transects parallèles au littoral ou sur le rivage sur des sites sauvages ou anthropisés. Dans la Baie de Buenaventura en Colombie, Riascos et al. (2019) ont réparti leurs observations sur des parcelles de 50 à 180 m réparties entre terre et mer à des distances variant de 7 à 18 m selon la longueur de la ceinture forestière. De tels transects ou quadras pourraient être systématisés sur des sites clefs éventuellement en prenant en compte un degré d'urbanisation, éventuellement basés aux embouchures ou sur les rives du fleuve. Il s'agit d'évaluer une métrique telle que le nombre de déchets retenus par les arbustes, arbres, ou bien la végétation basse par exemple en sortie d'exutoire.

2.8.6. Perspectives

Alors que la majorité de déchets marins provient des terres et est véhiculée notamment mais pour grande partie, par les cours d'eau ; alors que les impacts des déchets sur la faune marine sont déjà connus pour être alarmants, qu'en est-il de la faune dulçaquicole et terrestre ? Notre première évaluation de la littérature et des données partagées par les associations montre des impacts importants sur tous les taxons prospectés. Il est primordial que la problématique des déchets sauvages soit incluse dans la Directive Cadre sur l'Eau et que les impacts sur la faune soient évalués et surveillés. Pour la cohérence et l'efficacité des mesures mises en œuvre, ces études pourraient prendre en compte les continuums de dispersion des déchets et de la faune, du milieu terrestre au milieu aquatique, et du milieu dulçaquicole à marin. Ces études permettraient d'établir des protocoles et développer des réseaux pour mettre en œuvre des indicateurs et proposer des seuils de Bon État Écologique. L'évaluation des impacts sur la faune pourrait être couplée à la caractérisation des déchets dans leurs habitats pour identifier les zones à risque pour l'environnement et l'homme, et proposer les leviers d'action (e.g. §1.6.1). Des programmes participatifs et de concertations entre acteurs politiques, gestionnaires, chercheurs, associatifs, industriels et autres experts, pourraient aider à mettre en place une approche cohérente et globale.

3. Remerciements

Nous remercions le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire (MTES) pour le financement de cette étude, en particulier Bénédicte Jenot pour son soutien et ses conseils. Nous exprimons également notre reconnaissance à Vanessa Rispal, Perrine Crosmary et Margaux Balboa, bénévoles de l'association HISA, pour leur aide précieuse autant au niveau administratif que pour la mise en œuvre et leur appui sur cette étude, ainsi que Xavier Murard et Marie-Laure Barois de l'association ReSeaClons, pour notre collaboration pour l'évaluation des possibilités d'implication citoyenne et le co-encadrement du service civique de Céline Fromont. Nous exprimons aussi notre gratitude à Claude Miaud (CEFE-EPHE/CNRS), Timothée Beroud (Fondation Pierre Vérots), Camille Lacroix (Cedre), Françoise Claro (MNHN) et Romain Tramoy (LEESU) pour leur relecture et leurs commentaires précieux, ainsi que Antoine Bruge (SurfRider Foundation) et Arthur Vernet (LPO AURA) pour leur collaboration et le partage des données de leur association. Nous remercions aussi tous les experts contactés dans le cadre de cette étude : Nicolas Roset (OFB), René Habert (ANSES), Marina Coquery (Inrae), Arnaud Grignard (MIT Boston), Guillaume Fantino (GeoPeka), Anne Clemens (ZABR), Agathe Chateauvillain (GRAIE), Isabelle Poitou (MerTerre), Theo Zecchini (MerTerre), William Boffy (MerTerre), Johny Gaspéri (LEESU-IFSTTAR), Bruno Tassin (LEESU), Loïc Kerambrun (CEDRE), Marine Paul (CEDRE), Marie Béarez (CNR), Philippe Jonin (CNR), Isabelle Jacquelet (EDF), Anne-Isabelle

Colomer (EDF), Lionel Rard (Odysseus 3.1.), Florian Rognard (CEREMA), Philippe Kerhervé (CEFREM), Sébastien Augy (Pollustock), Samuel Alleaume (Inrae), Anna Gril (World Cleanup Day), Matthieu Hervé (Métropole de Lyon), Neil James (The Environmental Research Institute), Nina O'Hanlon (The Environmental Research Institute).

4. Références

- Abdela N., Deressa F.B., Hassan A., Teshome E. 2017. Prevalence of Indigestible Foreign Bodies in the Rumen and Reticulum of Sheep Slaughtered at Jimma Municipal Abattoir, Southwestern Ethiopia. *Global Journal of Medical Research (K)*, 17 (2) Version 1: 27-34
- Acampora, H., Lyashevskaya, O., Van Franeker, J. A., & O'Connor, I. (2016). The use of beached bird surveys for marine plastic litter monitoring in Ireland. *Marine environmental research*, 120, 122-129.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.08.002>
- Alcyon, 2019. Valorisation et traitement des corps flottants de Pierre Bénite, 48 p.
- Anastasopoulou, A., Mytilineou, C., Smith, C. J., & Papadopoulou, K. N., 2013. Plastic debris ingested by deep-water fish of the Ionian Sea (Eastern Mediterranean). *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 74, 11-13.
<https://doi.org/10.1016/j.dsr.2012.12.008>
- Andrade, M. C., Winemiller, K. O., Barbosa, P. S., Fortunati, A., Chelazzi, D., Cincinelli, A., & Giarrizzo, T., 2019. First account of plastic pollution impacting freshwater fishes in the Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other serrasalmids with diverse feeding habits. *Environmental Pollution*, 244, 766-773.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.088>
- Araujo M.C., Costa C., 2007, Analysis of the riverine contribution to the solid wastes contamination of an isolated beach at the Brazilian Northeast. *Management of Environmental Quality* 18(1), 6-12.
<https://doi.org/10.1108/14777830710717677>
- Arcangelli, A., Léa, D., Alex, A., Fabrizio, A., Asunción, B., Ilaria, C., Carosso L., Crosti R., Darmon G., Gambaiani D., Di-Méglio N., Di Vito S., Francesca F., Garcia-Garin O, Orasi A., Revuelta A., Roul M., Miaud C., Vighi M., 2020. Floating marine macro litter: Density reference values and monitoring protocol settings from coast to offshore. Results from the MEDSEALITTER project. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111647.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111647>
- Axelsson C, van Sebille E. 2017. Prevention through policy: Urban macroplastic leakages to the marine environment during extreme rainfall events. *Marine Pollution Bulletin* 124:211–227.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.024>
- Balas C.E., Williams A.T., Simmons S.L., Ergin A., 2001, A statistical riverine litter propagation model. *Marine Pollution Bulletin* 42(11), 1169-1176.
[https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00133-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00133-3)
- Baldwin A.K., Corsi S.R., Mason S.A., 2016, Plastic debris in 29 Great Lakes tributaries: Relations to watershed attributes and hydrology. *Environmental Science and Technology* 50(19), 10377-10385.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02917>
- Balestrieri, A., Remonti, L., & Prigioni, C., 2011. Assessing carnivore diet by faecal samples and stomach contents: a case study with Alpine red foxes. *Central European Journal of Biology*, 6(2), 283-292.
<https://doi.org/10.2478/s11535-010-0106-1>
- Barrett, R.T., Camphuysen, K., Anker-Nilssen, T., Chardine, J.W., Furness, R.W., Garthe, S., Veit, R.R., 2007. Diet studies of seabirds: a review and recommendations. *ICES Journal of Marine Science* 64 (9), 1675e1691.
<http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsm152>
- Barton, C., & Kinkead, K. (2005). Do erosion control and snakes mesh? *Journal of Soil and Water Conservation*, 60(2), 33A-35A.
- Basto, Nicastro, Tavares, McQuaid, Casero, Azevedo, Zardi, 2019. Plastic ingestion in aquatic birds in Portugal. *Marine Poll Bull* 139-19-24.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.024>
- Batisteli A. F., Guilherme-Ferreira R. & Sarmiento H., 2019. Abundance and prevalence of plastic twine in nests of Neotropical farmland birds. *The Wilson Journal of Ornithology*, 131(1), 201-205.
- Battisti, C., Staffieri, E., Poeta, G., Sorace, A., Luiselli, L., & Amori, G. (2019). Interactions between anthropogenic litter and birds: a global review with a 'black-list' of species. *Marine pollution bulletin*, 138, 93-114.

- <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.017>
- Bergmann M., Lutz B., Tekman M.B., Gutow L., 2017, Citizen scientists reveal: Marine litter pollutes Arctic beaches and affects wild life. *Marine Pollution Bulletin* 125(1-2), 535-540.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.055>
- Biermann, L., Clewley, D., Martinez-Vicente, V., Topouzelis, K. 2020. finding plastic patches in coastal Waters using optical Satellite Data. *Scientific reports*, 10(1), 1-10.
<https://doi.org/10.1038/s41598-020-62298-z>
- Blem, C.R., Blem, L.B., Harmata, P.J., 2002. Twine causes significant mortality in nestling Ospreys. *Wilson Bull.* 114, 528–529.
[https://doi.org/10.1676/0043-5643\(2002\)114\[0528:TCSMIN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1676/0043-5643(2002)114[0528:TCSMIN]2.0.CO;2)
- Blettler M.C.M., Ulla M.A., Rabuffetti A.P., Garelo N., 2017, Plastic pollution in freshwater ecosystems: macro-, meso- and microplastic debris in a floodplain lake. *Environmental Monitoring and Assessment* 189, 581.
<https://doi.org/10.1007/s10661-017-6305-8>
- Blettler M.C.M., Abrial E., Khan F.R., Sivri N., Espinola L.A., 2018, Freshwater plastic pollution: Recognizing research biases and identifying knowledge gaps. *Water Research* 143, 416-424.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.06.015>
- Bond, A.L., Montevicchi, W.A., Guse, N., Regular, P.M., Garthe, S., Rail, J.F., 2012. Prevalence and composition of fishing gear debris in the nests of northern gannets (*Morus bassanus*) are related to fishing effort. *Marine Pollution Bulletin* 64: 907e911.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.03.011>
- Borgia, G., 1985. Bowers quality, number of decorations and mating success of male satin bowerbirds (*Ptilonorhynchus violaceus*): an experimental analysis. *Animal Behaviour* 33: 266e271.
[https://doi.org/10.1016/S0003-3472\(85\)80140-8](https://doi.org/10.1016/S0003-3472(85)80140-8)
- Brinkhoff T., 2010, The Database on City Population. <http://www.citypopulation.de>
- Brosset A., 1975. Regime alimentaire d'une population suburbaine de renards au cours d'un cycle annuel. *La Terre et la vie* 1: 20-30
<http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/58445>
- Browne M.A., Galloway T.S., Thompson R.C., 2010, Spatial patterns of plastic debris along estuarine shoreline. *Environmental Science and Technology* 44(9), 3404-3409.
<https://doi.org/10.1021/es903784e>
- Bruge A., Barreau C., Carlot J., Collin H., Moreno C., Maison P., 2018, Monitoring litter inputs from the Adour River (southwest France) to the marine environment. *Journal of Marine Science and Engineering* 6(1), 24.
<https://doi.org/10.3390/jmse6010024>
- Camphuysen, K. C. (2001). Northern gannets *Morus bassanus* found dead in The Netherlands, 1970-2000. *Atlantic Seabirds*, 3(1), 15-30.
<http://natuurtijdschriften.nl/download?type=document&docid=546114>
- Canal D, Mulero-P'azm'any M, Negro JJ, Sergio F. 2016. Decoration increases the conspicuousness of raptor nests. *PLoS ONE*. 11(7):e0157440.
<http://dx.doi.org/10.20350/digitalCSIC/200>
- Carrega, 2016 Carpenter E., Wolverson S., 2017, Plastic litter in streams: The behavioral archeology of a pervasive environmental problem. *Applied Geography* 84, 93-101.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.04.010>
- Castro-Jiménez J., González-Fernández D., Fournier M., Schmidt N., Sempéré R., 2019, Macro-litter in surface waters from the Rhone River: Plastic pollution and loading to the NW Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 146, 60-66.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.067>
- Cheung P.K., Cheung L.T.O., Fok L., 2016, Seasonal variation in the abundance of marine plastic debris in the estuary of a subtropical macro-scale drainage basin in South China. *Science of The Total Environment* 562, 658-665.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.048>
- Chow C-F, So W-MW, Cheung T-Y, Yeung S-KD. 2017. Plastic waste problem and education for plastic waste management. Pages 125–140 *Emerging practices in scholarship of learning and teaching in a digital era*. Springer.
- Cigliano JA, Meyer R, Ballard HL, Freitag A, Phillips TB, Wasser A. 2015. Making marine and coastal citizen science matter. *Ocean & Coastal Management* 115:77–87. Elsevier.

- Cingonali A.M., Barberá I., Renison D., Barri F.R., 2016. Can persuasive and demonstrative messages to visitors reduce littering in river beaches? *Waste Management* 58, 34-40.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.08.028>
- Claro F., Pham C.K., Liria Loza A., Bradai M.N., Camedda A., Chaieb O., Darmon G., de Lucia G.A., Attia El Hili H., Kaberi H., Kaska Y., Matiddi M., Monzon-Arguelo C., Moussier J., Ostiategui P., Paramio L., Revuelta O., Silvestri C., Sozbilen D., Tòmas J., Tsangaris C., Vale M., Vandeperre F., Miaud C. 2018. State of the art and feasibility study for the implementation of indicator “Entanglement of biota with marine debris” in the areas of the Marine Strategy Framework Directive and the Regional Sea Conventions OSPAR, HELCOM and Barcelona. In INDICIT Consortium “Pilot and feasibility studies for the implementation of litter impacts indicators in the MSFD and RSCs OSPAR-macaronesia, HELCOM and Barcelona”, p. 68-128.
<https://indicit-europa.eu/cms/wp-content/uploads/2018/10/INDICIT-PILOT-AND-FEASIBILITY-STUDIES-February-2018.pdf>
- Collard, F., Gasperi, J., Gilbert, B., Eppe, G., Azimi, S., Rocher, V., & Tassin, B., 2018. Anthropogenic particles in the stomach contents and liver of the freshwater fish *Squalius cephalus*. *Science of the total environment*, 643, 1257-1264.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.313>
- Collard, F., Gasperi, J., Gabrielsen, G. W., & Tassin, B., 201). Plastic particle ingestion by wild freshwater fish: a critical review. *Environmental Science & Technology*, 53(22), 12974-12988.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03083>
- Constant M., 2018, Source, transfert et devenir des microplastiques (MPs) en Mer Méditerranée Nord-Occidentale. Thèse. Université de Perpignan-CEFREM, 277 pp.
<https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-02138186>
- Contesse, P., Hegglin, D., Gloor, S. A. N. D. R. A., Bontadina, F., & Deplazes, P., 2004. The diet of urban foxes (*Vulpes vulpes*) and the availability of anthropogenic food in the city of Zurich, Switzerland. *Mammalian biology*, 69(2), 81-95.
<https://doi.org/10.1078/1616-5047-00123>
- Cowger W., Gray A.B., Schultz R.C., 2019, Anthropogenic litter cleanups in Iowa riparian areas reveal the importance of near-stream and watershed scale land use. *Environmental Pollution* 250, 981-989.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.052>
- Crosti R., Arcangeli A., Campana I., Paraboschi M., González-Fernández D., 2018, ‘Down to the river’: amount, composition, and economic sector of litter entering the marine compartment through the Tiber river in the western Mediterranean Sea. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali* 29(4), 859-866.
<https://doi.org/10.1007/s12210-018-0747-y>
- Czarkowski T.K., Kapusta A., Kupren K., Bogacka-Kapusta E., Kozłowski K., 2016. Composition and seasonal changes of litter along the shorelines of selected water bodies in Warmia and Mazury region (north-eastern Poland). *Polish Journal of Natural Sciences* 31(1), 123-135.
- da Costa Araújo A.P., Ferreira Silva de Melo N., Gonçalves de Oliveira Junior A., Postalli Rodrigues F., Fernandes T., de Andrade Vieira J.E., Lopes Rocha T., Malafaia G., 2020. How much are microplastics harmful to the health of amphibians? A study with pristine polyethylene microplastics and *Physalaemus cuvieri*. *Journal of hazardous materials*, 382, 121066.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121066>
- Darmon, G., Miaud, C., 2016. Elaboration d’un indicateur de déchets ingérés par les tortues marines (D10-2-1) et d’un bon état écologique (BEE) pour la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM), et d’un objectif de qualité écologique (EcoQO) pour la convention internationale pour la protection du milieu marin de l’Atlantique nord-est (OSPAR). (Rapport final de contrat d’étude CNRS-IFREMER). Montpellier (France).
- Darmon, G., Miaud, C., Claro, F., Doremus, G., Galgani, F., 2017a. Risk assessment reveals high exposure of sea turtles to marine debris in French Mediterranean and metropolitan Atlantic waters. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, Abundance, distribution and habitats of Atlantic and Mediterranean marine megafauna* 141, 319–328. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2016.07.005>
- Darmon G., Liria Loza A., Claro F., Matiddi M., Silvestri C., Attia El Hili H., Bradai M.N., Camedda A., Chaieb O., de Lucia G.A., Kaberi H., Kaska Y., Paramio L., Pham C.K., Revuelta O., Sozbilen D., Tòmas J., Tsangaris C., Vale M., Vandeperre F., Miaud C. 2018. Pilot study for the implementation of indicator “Litter ingested by sea turtles” in the areas of the Marine Strategy Framework Directive and the Regional Sea Conventions OSPAR and Barcelona. In INDICIT Consortium “Pilot and feasibility studies for the implementation of litter impacts indicators in the MSFD and RSCs OSPAR-macaronesia, HELCOM and Barcelona”, p. 8-67.

<https://indicit-europa.eu/cms/wp-content/uploads/2018/10/INDICIT-PILOT-AND-FEASIBILITY-STUDIES-February-2018.pdf>

- Darmon G., Coquery M. & Chateauminois A., 2019. Plastique sur le continuum Rhône-Méditerranée. Perceptions, surveillance et perspectives de recherche. Compte-rendu d'Atelier en date du 3 Décembre 2019, Villeurbanne.
- Darmon G., INDICIT consortium, Miaud C., 2019. Implementation of indicators of litter impacts on sea turtles and biota in Regional Sea Conventions and Marine Framework Directive areas. Project n° 11.0661/2016/748064/SUB/ENV.C2 ; 1st February 2017 – 31st January 2018. INDICIT project Final report, 82 pp.
<https://indicit-europa.eu/indicit-documents/>
- Darmon G., Schulz M., Tomas T., Camedda A., de Lucia G.A., 2020. Activity 2 “Applying the indicator “Litter ingested by sea turtles” to quantify the Programs of Measures at the OSPAR and Barcelona RSCs and MSFD areas”, Progress and results. Oral presentation. INDICIT II intermediate meeting, 2 October 2020, online.
- Dean, C. L., Smith, H. T., Engeman, R. M., & Meshaka Jr, W. E. (2005). *Leiocephalus Carinatus carinatus armouri* (Northern Curly-tailed). Entanglement in human-made materials. USDA National Wildlife Research Center-Staff Publications, 46.
- Declerck A., Delpy M., Rubio A., Ferrer L., Basurko O.C., Mader J., Louzao M., 2019, Transport of floating marine litter in the coastal area of the south-eastern Bay of Biscay: A Lagrangian approach using modelling and observations. *Journal of Marine Science and Engineering* 6(1), 24 pp.
<https://doi.org/10.1080/1755876X.2019.1611708>
- De Felice, B., Bacchetta, R., Santo, N., Tremolada, P., Parolini, M., 2018. Polystyrene microplastics did not affect body growth and swimming activity in *Xenopus laevis* tadpoles. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(34), 34644-34651.
- Delgado, Zorrozueta et Arizaga, 2020. Marginal presence of plastic in nests of yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) in the southeastern Bay of Biscay. *Animal Biodiversity and Conservation*, 43(2): 191-195
- Gil-Delgado, J. A., Guijarro, D., Gosálvez, R. U., López-Iborra, G. M., Ponz, A., Velasco, A., 2017. Presence of plastic particles in waterbirds faeces collected in Spanish lakes. *Environmental Pollution*, 220, 732-736.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.054>
- Delgado, S., Zorrozueta, N., Arizaga, J. 2020. Marginal presence of plastic in nests of yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) in the southeastern Bay of Biscay. *Animal Biodiversity and Conservation*, 43(2), 191-195.
- Dell'Amico F., Gambaiani D. 2013. Bases scientifiques et techniques en vue de l'élaboration d'un objectif de qualité environnementale pour l'impact des déchets sur les tortues marines en Europe. Rapport d'étude, 53 p. + annexes
- Derraik J.G.B., 2002, The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* 44(9), 842-852.
[https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)
- Desplats R., 2012(a). Étude sur la caractérisation et les flux de déchets en milieux aquatiques. Phase 1 : Identification des acteurs. 25 pp.
- Desplats R., 2012(b). Étude sur la caractérisation et les flux de déchets en milieux aquatiques. Phase 2 : Retours d'expérience. 197 pp.
- Desplats R., 2012(c). Étude sur la caractérisation et les flux de déchets en milieux aquatiques. Phase 3 : Identification des méthodes de tri/identification des macro-déchets. 45 pp.
- Desplats R., 2012(d). Étude sur la caractérisation et les flux de déchets en milieux aquatiques. Phase 4 : Base de données. 44 pp.
- Dobson A. 2007. Environmental citizenship: towards sustainable development. *Sustainable development* 15:276–285. Wiley Online Library.
- Duerden MD, Witt PA. 2010. The impact of direct and indirect experiences on the development of environmental knowledge, attitudes, and behavior. *Journal of environmental psychology* 30:379–392.
- Eastman L, Hidalgo-Ruz V, Macaya V, Nuñez P, Thiel M. 2014. The potential for young citizen scientist projects: a case study of Chilean schoolchildren collecting data on marine litter. *Revista de Gestão Costeira Integrada* 14:569–579.
- Ebert S.A., Jobe K.L., Schalk C.M., Saenz D., Adams C.K., Cmer C.E. 2019. Correlates of Snake Entanglement in Erosion Control Blankets. *Wildlife Society Bulletin* 43(2):231–237
- EC JRC, 2013. European Commission Joint Research Centre, 2013. MSFD Technical Subgroup on Marine Litter (TSG-ML). Hanke, G., Galgani, F., Werner, S., Oosterbaan, L., Nilsson, P., Fleet, D., Kinsey, S., Thompson,

- R., Palatinus, A., Van Franeker, J.A., Vlachogianni, T., Scoullou, M., Veiga, J.M., Matiddi, M., Alcaro, L., Maes, T., Korpinen, S., Budziak, A., Leslie, H., Gago, J., Liebezeit, G. Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas. EUR 26113 EN - Joint Research Centre.
<https://ec.europa.eu/jrc/sites/default/files/lb-na-26113-en-n.pdf>
- English, Robertson, Avery-Gomm, Pirie-Hay, Roul, Ryan, Wilhelm, Mallory, 2015. Plastic and metal ingestion in three species of coastal waterfowl wintering in Atlantic Canada, *Marine Pollution Bulletin* 98- 349–352
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.063>
- Eriksen M., Lebreton L.C.M., Carson H.S., Thiel M., Moore C.J., Borerro J.C., Galgani F., Ryan P.G., Reisser J., 2014, Plastic pollution in the world’s oceans: More than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS ONE* 9(12), e111913.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>
- Evans SM, Gill ME, Marchant J. 1996. Schoolchildren as educators: the indirect influence of environmental education in schools on parents’ attitudes towards the environment. *Journal of Biological Education* 30:243–248.
<https://doi.org/10.1080/00219266.1996.9655512>
- Falk-Andersson J, Berkhout BW, Abate TG. 2019. Citizen science for better management: Lessons learned from three Norwegian beach litter data sets. *Marine Pollution Bulletin* 138:364–375.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.021>
- Faure F., Gagnaux V., Baecher H., Neuhaus V., de Alencastro L. F., 2013. Microplastiques sur les plages et la surface du Léman. Résultats préliminaires. *Bulletin de l’ARPEA*
- Faure, F., Demars, C., Wieser, O., Kunz, M., De Alencastro, L.F., 2015. Plastic pollution in Swiss surface waters: Nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environmental Chemistry* 12, 582–591.
<https://doi.org/10.1071/EN14218>
- Franz B., Freitas M.A.V., 2011, Generation and impacts of floating litter on urban canals and rivers: Rio de Janeiro megacity case study. *En Sustainability today*, C.A. Breddia editor, Wessex Institute of Technology, UK. WIT Press, 321-332.
- Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., Boldgiv, B., 2014. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine pollution bulletin*, 85(1), 156-163.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>
- Freitag A, Pfeffer MJ. 2013. Process, not product: investigating recommendations for improving citizen science “success.” *PLoS one* 8:e64079. *Public Library of Science*.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0064079>
- Galgani F., Leaute J.P., Moguedet P., Souplet A., Verin Y., Carpentier A., Goragner H., Latrouite D., Andral B., Cadiou Y., Mahe J.C., Poulard J.C., Nerisson P., 2000, Litter on the sea floor along European coasts, *Marine Pollution Bulletin* 40(6), 516-527.
[https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00234-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00234-9)
- Gall S.C., Thompson R.C., 2015, The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin* 92(1-2), 170-179.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>
- Gasperi J., Dris R., Bonin T., Rocher V., Tassin B., 2014, Assessment of floating plastic debris in surface water along the Seine River. *Environmental Pollution* 195, 163-166.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.09.001>
- Geraeds M., van Emmerik T., de Vries R., bin Ab Razak M.S., 2019, Riverine plastic litter monitoring using unmanned aerial vehicles (UAVs). *Remote Sensing* 11(17), 2045.
<https://doi.org/10.3390/rs11172045>
- Gil-Delgado, J. A., Guijarro, D., Gosálvez, R. U., López-Iborra, G. M., Ponz, A., Velasco, A., 2017. Presence of plastic particles in waterbirds faeces collected in Spanish lakes. *Environmental Pollution*, 220, 732-736.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.054>
- Goldyn, B., Hromada, M., Surmacki, A., Tryjanowski, P., 2003. Habitat use and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in an agricultural landscape in Poland. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 49(3), 191-200.
- González-Fernández D., Hanke G., 2017, Toward a harmonized approach for monitoring of riverine floating macro litter inputs to the marine environment. *Frontiers in Marine Science* 4 :86.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00086>
- Gonzalez-Jauregui, M., Borges-Ramirez, M., Barão-Nóbrega, J. A. L., Escamilla, A., Dzul-Caamal, R., Rendón-von Osten, J., 2019. Stomach flushing technique applied to quantify microplastics in Crocodylians. *MethodsX*, 6, 2677-2685.
<https://doi.org/10.1016/j.mex.2019.11.013>

- Gregory M.R., 2009, Environmental implications of plastic debris in marine settings – entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the royal society B* 364(1526), 2013-2025.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0265>
- Grignard A., Nguyen-Huu T., Gaudou B., Nguyen-Ngoc D., Brugière A., Dang T.H., Quang Huynh N., Nguyen Trong K. and Larson K., 2020. CityScope Hanoi: interactive simulation for water management in the Bac Hung Hai irrigation system. *Confé KES*. Sous presse.
- Guerranti C., Cannas S., Scopetani C., Fastelli P., Cincinelli A., Renzi M., 2017, Plastic litter in aquatic environments of Maremma Regional Park Tyrrhenian Sea, Italy): Contribution by the Ombrone river and levels in marine sediments. *Marine Pollution Bulletin* 117(1-2), 366-370.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.021>
- Hanmer, H. J., Thomas, R. L., Beswick, G. J., Collins, B. P., Fellowes, M. D., 2017. Use of anthropogenic material affects bird nest arthropod community structure: influence of urbanisation, and consequences for ectoparasites and fledging success. *Journal of Ornithology*, 158(4), 1045-1059.
- Hartley BL, Thompson RC, Pahl S. 2015. Marine litter education boosts children’s understanding and self-reported actions. *Marine pollution bulletin* 90:209–217. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.049>.
- Hartwig E., Clemens T., Heckroth M. 2007. Plastic debris as nesting material in a Kittiwake (*Rissa tridactyla*) colony at the Jammerbugt, Northwest Denmark. *Marine Pollution Bulletin*, 54(5), 595-597.
- Hidalgo-Ruz V, Thiel M. 2015. The Contribution of Citizen Scientists to the Monitoring of Marine Litter. Pages 429–447 in M. Bergmann, L. Gutow, and M. Klages, editors. *Marine Anthropogenic Litter*. Springer International Publishing, Cham. Available from http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-16510-3_16
- Hilton, G. M., Hansell, M. H., Ruxton, G. D., Reid, J. M., Monaghan, P., 2004. Using artificial nests to test importance of nesting material and nest shelter for incubation energetics. *The Auk*, 121(3), 777-787.
<https://doi.org/10.1093/auk/121.3.777>
- Hoellein T., Rojas M., Pink A., Gasior J., Kelly J., 2014, Anthropogenic litter in urban freshwater ecosystems: Distribution and microbial interactions. *PLoS One* 9(6), e98485.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098485>
- Holland, E. R., Mallory, M. L., & Shutler, D. (2016). Plastics and other anthropogenic debris in freshwater birds from Canada. *Science of the Total Environment*, 571, 251-258.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.158>
- Honorato-Zimmer D, Kruse K, Knickmeier K, Weinmann A, Hinojosa IA, Thiel M. 2019. Inter-hemispherical shoreline surveys of anthropogenic marine debris – A binational citizen science project with schoolchildren. *Marine Pollution Bulletin* 138:464–473.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.048>
- Horton, A. A., Jürgens, M. D., Lahive, E., van Bodegom, P. M., Vijver, M. G., 2018. The influence of exposure and physiology on microplastic ingestion by the freshwater fish *Rutilus rutilus* (roach) in the River Thames, UK. *Environmental Pollution*, 236, 188-194.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.044>
- Houston, C. S. & Scott, F., 2006. Entanglement threatens ospreys at Saskatchewan nest. *Journal of Raptor Research*, 40(3), 226-228.
[https://doi.org/10.3356/0892-1016\(2006\)40\[226:ETOASN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3356/0892-1016(2006)40[226:ETOASN]2.0.CO;2)
- Hu, L., Wu, L., Xue, Y., Zhu, J., Shi, H., 2016. An assay to determine the sensitive window of embryos to chemical exposure using *Xenopus tropicalis*. *Journal of Applied Toxicology*, 36(5), 685-691.
<https://doi.org/10.1002/jat.3200>
- Hu, L., Su, L., Xue, Y., Mu, J., Zhu, J., Xu, J., Shi, H., 2016. Uptake, accumulation and elimination of polystyrene microspheres in tadpoles of *Xenopus tropicalis*. *Chemosphere*, 164, 611-617.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.002>
- Igic, B., Cassey, P., Samas, P., Grim, T., Hauber, M. E., 2009. Cigarette butts form a perceptually cryptic component of song thrush (*Turdus philomelos*) nests. *Notornis*, 56(3), 134-138.
http://notornis.osnz.org.nz/system/files/Notornis_56_3_134.pdf
- INDICIT consortium, 2018. Monitoring marine litter impacts on sea turtles. Protocol for the collection of data on ingestion and entanglement in the loggerhead turtle (*Caretta caretta* Linnaeus, 1758). Version 1.0 - 2018.04.15. 20 pp. <https://indicit-europa.eu/protocols/>
- Ivar do Sul J.A., Costa M.F., 2013, Plastic pollution risks in an estuarine conservation unit. *Journal of Coastal Research* 65(sp1), 48-53.

- <https://doi.org/10.2112/SI65-009.1>
- Ivar do Sul J.A., Costa M.F., Silva-Cavalcanti J.S., Araújo M.C.B., 2014, Plastic debris retention and exportation by a mangrove forest patch. *Marine Pollution Bulletin* 78(1-2), 252-257.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.011>
- Jagiello, Z. A., Dylewski, Ł., Winiarska, D., Zolnierowicz, K. M., Tobolka, M., 2018. Factors determining the occurrence of anthropogenic materials in nests of the white stork *Ciconia ciconia*. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(15), 14726-14733.
- Jambeck J.R., Geyer R., Wilcox C., Siegler T.R., Perryman M., Andrady A., Narayan R., Lavender Law K., 2015, Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347(6223), 768-771.
<https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Jang S.W., Kim D.H., Seong K.T., Chung Y.H., Yoon H.J., 2014, Analysis of floating debris behavior in the Nakdong river basin of the southern Korean peninsula using satellite location tracking buoys. *Marine Pollution Bulletin* 88(1-2), 275-283.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.08.031>
- Jankowiak, Ł., Malecha, A. W., Krawczyk, A. J., 2016. Garbage in the diet of carnivores in an agricultural area. *European Journal of Ecology*, 2(1), 81-86.
- Karaoglu and Gül, 2020, Characterization of microplastic pollution in tadpoles living in small water-bodies from Rize, the northeast of Turkey. *Chemosphere* 255-126915.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126915>
- Katlam, G., Prasad, S., Aggarwal, M., & Kumar, R. (2018). Trash on the menu: patterns of animal visitation and foraging behaviour at garbage dumps. *Current science*, 115(12), 2322.
- Kiessling T., Knickmeier K., Kruse K., Brennecke D., Nauendorf A., Thiel M., 2019, Plastic pirates sample litter at rivers in Germany – Riverside litter and litter sources estimated by schoolchildren. *Environmental Pollution* 245, 545-557.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.025>
- Kieu-Le T.C., Strady E., Perset M., 2016, Life cycle of floating debris in the canals of Ho Chi Minh city.
<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02357363>
- Koumi, A., Peter, E. I. A., & Lyceum, P., No referenced Year. Investigating detection of floating plastic litter from Space.
- Kühn, S., Rebolledo, E. L. B., van Franeker, J. A., 2015. Deleterious effects of litter on marine life. In *Marine anthropogenic litter*. pp. 75-116
- Kurniawan S.B., Imron M.F., 2019a. The effect of tidal fluctuation on the accumulation of plastic debris in the Wonorejo river estuary, Surabaya, Indonesia. *Environmental Technology and Innovation* 15, 100420.
<https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100420>
- Kurniawan S.B., Imron M.F., 2019b, Seasonal variation of plastic debris accumulation in the estuary of Wonorejo River, Surabaya, Indonesia. *Environmental Technology and Innovation* 16, 100490.
<https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100490>
- Lahens L., Strady E., Kieu-Le T.C., Dris R., Boukerma K., Rinnert E., Gasperi J., Tassin B., 2018, Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environmental Pollution* 236, 661-671.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.005>
- Laist, D.W., 1997. Impacts of Marine Debris: Entanglement of Marine Life in Marine Debris Including a comprehensive List of Species with Entanglement and Ingestion Records, in: Coe, J.M., Rogers, D.B. (Eds.), *Marine Debris: Sources, Impacts, and Solutions*, Springer Series on Environmental Management. Springer New York, New York, NY, pp. 99–139.
https://doi.org/10.1007/978-1-4613-8486-1_10
- Lavers J.L., Bond A.L., 2017, Exceptional and rapid accumulation of anthropogenic debris on one of the world's most remote and pristine islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(23), 6052-6055.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1619818114>
- Lebreton L.C.M., Greer S.D., Borrero J.C., 2012, Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. *Marine Pollution Bulletin* 64(3), 653-661.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.10.027>
- Lebreton L.C.M., van der Zwet J., Damsteeg J.W., Slat B., Andrady A., Reisser J., 2017, River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications* 8, 15611.
<https://doi.org/10.1038/ncomms15611>

- Lebreton L., Andrady A., 2019, Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Communications* 5, 6.
<https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7>
- Liubartseva S., Coppini G., Lecci R., Clementi E., 2018, Tracking plastics in the Mediterranean: 2D Lagrangian model. *Marine Pollution Bulletin* 129(1), 151-162.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.02.019>
- Löhr A, Savelli H, Beunen R, Kalz M, Ragas A, Van Belleghem F. 2017. Solutions for global marine litter pollution. *Current opinion in environmental sustainability* 28:90–99.
<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.08.009>
- Lopes, C. S., de Faria, J. P., Paiva, V. H., Ramos, J. A., 2020. Characterization of anthropogenic materials on yellow-legged gull (*Larus michahellis*) nests breeding in natural and urban sites along the coast of Portugal. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(29), 36954-36969.
- Mahadappa P., Krishnaswamy N., Karunanidhi M., Bhanuprakash A., Bindhuja B. V., Dey S., 2019. Effect of plastic foreign body impaction on rumen function and heavy metal concentrations in various body fluids and tissues of buffaloes. *Ecotoxicology and environmental safety* 189 (109972).
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109972>
- Maherlsa R., Purwiyanto A.I.S., Agustriani F., Putri W.A.E., Fauziyah, Ferdiansyah, 2019, Identification of surface macro debris in river flow and estuary of Musi River, south Sumatera province, Indonesia. *Journal of Physics: Conference Series* 1282(1), 7 pp.
<https://doi.org/10.1088/1742-6596/1282/1/012106>
- Mansui J., Darmon G., Ballerini T., van Canneyt O., Ourmieres Y., Miaud C., 2020, Predicting marine litter accumulation patterns in the Mediterranean basin: Spatio-temporal variability and comparison with empirical data. *Progress in Oceanography* 182, 102268.
<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2020.102268>
- Mansui J., Molcard A., Ourmières Y., 2015, Modelling the transport and accumulation of floating marine debris in the Mediterranean basin. *Marine Pollution Bulletin* 91(1), 249-257.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.11.037>
- Martínez-Vicente V., Clark J.R., Corradi P., Aliani S., Arias M., Bochow M., Bonnery G., Cole M., Cózar A., Donnelly R., Echevarría F., Galgani F., Garaba S.P., Goddijn-Murphy L., Lebreton L., Leslie H.A., Lindeque P.K., Maximenko N., Martin-Lauzer F-R., Moller D., Murphy P., Palombi L., Raimondi V., Reisser J., Romero L., Simis S.G.H, Sterckx S., Thompson R.C., Topouzelis K.N., van Sebille E., Veiga J.M., Vethaak A.D. 2019. Measuring Marine Plastic Debris from Space: Initial Assessment of Observation Requirements. *Remote sensing*, 11, 2443
<https://doi:10.3390/rs11202443>
- Mathieu-Denoncourt, J., Wallace, S.J., de Solla, S.R., Langlois, V.S., 2015. Plasticizer endocrine disruption: Highlighting developmental and reproductive effects in mammals and non-mammalian aquatic species. *General and Comparative Endocrinology*, 219: 74–88.
<https://doi:10.1016/j.ygcen.2014.11.003>
- Mattsson, K., Johnson, E. V., Malmendal, A., Linse, S., Hansson, L. A., & Cedervall, T. (2017). Brain damage and behavioural disorders in fish induced by plastic nanoparticles delivered through the food chain. *Scientific Reports*, 7(1), 1-7.
- Maximenko N., Hafner J., Niiler P., 2012, Pathways of marine debris derived from trajectories of Lagrangian drifters. *Marine Pollution Bulletin* 65(1-3), 51-62.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.016>
- Mazarrasa I., Puente A., Núñez P., García A., Abascal A.J., Juanes J.A., 2019, Assessing the risk of marine litter accumulation in estuarine habitats. *Marine Pollution Bulletin* 144, 117-128.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.060>
- McCormick A.R., Hoellein T.J., 2016, Anthropogenic litter is abundant, diverse, and mobile in urban rivers: Insights from cross-ecosystem analyses using ecosystem and community ecology tools. *Limnology and Oceanography* 61(5), 1718-1734.
<https://doi.org/10.1002/lno.10328>
- McGoldrick, D. J., Letcher, R. J., Barresi, E., Keir, M. J., Small, J., Clark, M. G., ... & Backus, S. M. (2014). Organophosphate flame retardants and organosiloxanes in predatory freshwater fish from locations across Canada. *Environmental pollution*, 193, 254-261.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.024>

- McKinley DC, Miller-Rushing AJ, Ballard HL, Bonney R, Brown H, Cook-Patton SC, Evans DM, French RA, Parrish JK, Phillips TB. 2017. Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. *Biological Conservation* 208:15–28.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.015>
- McNicholas G, Cotton M. 2019. Stakeholder perceptions of marine plastic waste management in the United Kingdom. *Ecological Economics* 163:77–87.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.04.022>
- MedSeaLitter consortium, 2019. Common monitoring protocol for marine litter. Deliverable 4.6.1. of Activity 4.6: Delivering efficient, easy to apply and cost-effective protocols to monitor and manage litter impact on biodiversity. MedSeaLitter project Developing Mediterranean-specific protocols to protect biodiversity from litter impact at basin and local. MPAs scales. 110 pp.
- Meijer L.J.J., van Emmerik T., van der Ent R., Schmidt C., Lebreton L., 2019, Over 1,000 rivers accountable for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. EarthArXiv, 24 Octobre 2019. Web.
<https://doi.org/10.31223/osf.io/zigtv>
- Mihai F.C., 2018, Rural plastic emissions into the largest mountain lake of the eastern Carpathians. *Royal Society Open Science* 5(5), 14 pp.
<https://doi.org/10.1098/rsos.172396>
- Mills-thompson A. N., 2016. Structural and Morphometric changes in Ruminal tissues and physiological effects in Wethers with plastic bag-impacted Rumen. PhD thesis, University of Nairobi.
<http://erepository.uonbi.ac.ke/handle/11295/97404>
- Moore C.J., Lattin G.L., Zellers A.F., 2011, Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of southern California. *Journal of Integrated Coastal Zone Management* 11(1), 65-73.
<https://www.redalyc.org/pdf/3883/388340132008.pdf>
- Moritt D., Stefanoudis P.V., Pearce D., Crimmen O.A., Clark P.F., 2014, Plastic in the Thames: A river runs through it. *Marine Pollution Bulletin* 78(1-2), 196-200.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.035>
- Nelms S, Coombes C, Foster L, Galloway T, Godley B, Lindeque P, Witt M. 2017. Marine anthropogenic litter on British beaches: A 10-year nationwide assessment using citizen science data. *Science of The Total Environment* 579:1399–1409.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.137>
- Onoi T., Nihei Y., 2012, A new technique for evaluating floating-litter transport using temporal variation rate of water elevation. *Proceedings of the 18th IAHR-APD Congress*, 6 pp.
- Ortega, J., & Zaidan III, 2009. Observations of flotsam entrapment in the Northern Diamond-backed Watersnake (*Nerodia r. rhombifer*). *Herpetological Conservation and Biology*, 4(2) : 270-276.
- Otsyina HR, Nguhiu-Mwangi J., Mogoia EGM, Mbutia PG, Ogara WO, 2015. Prevalence of Indigestible Rumen Foreign Bodies in Sheep and Goats at Dagoretti and Kiserian Abattoirs, Kenya. *International Journal of Veterinary Science* 4(2): 75-80
- Owens K.A., Kamil P.I., 2020, Adapting coastal collection methods for river assessment to increase data on global plastic pollution: Examples from India and Indonesia. *Frontiers in Environmental Science* 7, 208.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00208>
- Pettex E., Stéphan E., David L., Falchetto H., Dorémus G., van Canneyt O., Sterckeman A., Bretagnolle V., Ridoux V., 2012a, Suivi aérien de la mégafaune marine dans la ZEE et ZPE de France métropolitaine. Été 2012. Rapport de campagne. Université de la Rochelle – UMS 3462, 60 pp.
- Pettex E., Stéphan E., David L., Falchetto H., Levesque E., Dorémus G., van Canneyt O., Sterckeman A., Bretagnolle V., Ridoux V., 2012b, Suivi aérien de la mégafaune marine dans la ZEE et ZPE de France métropolitaine. Hiver 2011-2012. Rapport de campagne. Université de la Rochelle – UMS 3462, 60 pp.
- Pettipas S, Bernier M, Walker TR. 2016. A Canadian policy framework to mitigate plastic marine pollution. *Marine Policy* 68: 117–122. Elsevier.
- Provencher JF, Bond AL, Avery-Gomm S, Borrelle SB, Bravo Rebolledo EL, Hammer S, et al. 2017. Quantifying ingested debris in marine megafauna: a review and recommendations for standardization. *Analytical Methods*, 9(9): 1454–1469.
<https://doi.org/10.1039/C6AY02419J>
- Radhamany, D., Das, K. S. A., Azeez, P. A., Wen, L., & Sreekala, L. K. (2016). Usage of nest materials by house sparrow (*Passer domesticus*) along an urban to rural gradient in Coimbatore, India. *Tropical life sciences research*, 27(2), 127.

- <https://doi.org/10.21315/tlsr2016.27.2.10>
- Rambonnet L, Vink SC, Land-Zandstra AM, Bosker T. 2019. Making citizen science count: Best practices and challenges of citizen science projects on plastics in aquatic environments. *Marine pollution bulletin* 145:271–277. Elsevier.
- Rech S., Macaya-Caquipán V., Pantoja J.F., Rivadeneira M.M., Jofre Madariaga D., Thiel M., 2014, Rivers as a source of marine litter – A study from the SE Pacific. *Marine Pollution Bulletin* 82(1-2), 66-75.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.03.019>
- Rech S., Macaya-Caquipán V., Pantoja J.F., Rivadeneira M.M., Kroeger Campodónico C., Thiel M., 2015, Sampling of riverine litter with citizen scientists – findings and recommendations. *Environmental Monitoring and Assessment* 187, 335.
<https://doi.org/10.1007/s10661-015-4473-y>
- Reynolds, C. & Ryan, P. G. 2018. Micro-plastic ingestion by waterbirds from contaminated wetlands in South Africa. *Marine pollution bulletin*, 126, 330-333.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.021>
- Reynolds, S. J., Davies, C. S., Elwell, E., Tasker, P. J., Williams, A., Sadler, J. P., Hunt, D., 2016. Does the urban gradient influence the composition and ectoparasite load of nests of an urban bird species?. *Avian Biology Research*, 9(4), 224-234.
<https://doi.org/10.3184/175815516X14725499175665>
- Reynolds, S, IbáñezÁlamo, JD, Sumasgutner, P., Mainwaring, M 2019. Urbanisation and nest building in birds: a review of threats and opportunities' *Journal of Ornithology*, pp. 1-20.
<https://doi.org/10.1007/s10336-019-01657-8>
- Riascos, J. M., Valencia, N., Peña, E. J., Cantera, J. R., 2019. Inhabiting the technosphere: The encroachment of anthropogenic marine litter in Neotropical mangrove forests and its use as habitat by macrobenthic biota. *Marine pollution bulletin*, 142, 559-568.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.010>
- Robinson, K.J., Meyer, C., Underhill, L.G., Calder, J.-L., 2012. Bank Cormorant chick entangled in fishing line dies after more than 88 hours. *Biodiversity Observations* 3: 188–194.
- Roch, S. & Brinker, A. 2017. Rapid and efficient method for the detection of microplastic in the gastrointestinal tract of fishes. *Environmental Science & Technology*, 51(8), 4522-4530.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00364>
- Roda, S. A., & Carlos, C. J. 2003. On a nest of Yellow-chinned Spinetail (*Certhiaxis cinnamomea*-Passeriformes, Furnariidae) built with bites of wire. *Lundiana*, 4, 69-70.
- Ruiz-Mallén I, Riboli-Sasco L, Ribault C, Heras M, Laguna D, Perié L. 2016. Citizen science: toward transformative learning. *Science Communication* 38:523–534. SAGE Publications Sage CA: Los Angeles, CA.
- Ryan, P. G. 2018. Entanglement of birds in plastics and other synthetic materials. *Marine pollution bulletin*, 135, 159-164.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.057>
- Ryan, P. G. (2020). Using photographs to record plastic in seabird nests. *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111262.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111262>
- Sadan, M., El-Shafaey, E. S., Al-Sobayil, F., 2020. Diagnosis and treatment of foreign bodies swallowing syndrome in camels (*Camelus dromedarius*) with special reference to the role of mineral deficiency. *Journal of Veterinary Medical Science*, 19-0621.
<https://doi.org/10.1292/jvms.19-0621>
- Sadri S.S., Thompson R.C., 2014, On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar estuary, southwest England. *Marine Pollution Bulletin* 81(1), 55-60.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.020>
- Sanchez, W., Bender, C., Porcher, J. M. 2014. Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: preliminary study and first evidence. *Environmental research*, 128, 98-100.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2013.11.004>
- Schmidt C., Krauth T., Wagner S., 2017, Export of plastic debris by rivers into the sea. *Environmental Science and Technology* 51(51), 12246-12253.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>
- Schmidt N., Thibault D., Galgani F., Paluselli A., Sempéré R., 2018, Occurrence of microplastics in surface waters of the Gulf of Lion (NW Mediterranean Sea). *Progress in Oceanography* 163, 214-220.
<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2017.11.010>

- Schirinzi G.F., Köck-Schulmeyer M., Cabrera M., González-Fernández D., Hanke G., Farré M., Barceló D., 2020, Riverine anthropogenic litter load to the Mediterranean Sea near the metropolitan area of Barcelona, Spain. *Science of the Total Environment* 714, 136807.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136807>
- Schuyler, Q.A., Wilcox, C., Townsend, K., Hardesty, B.D., Marshall, N.J., 2014. Mistaken identity? Visual similarities of marine debris to natural prey items of sea turtles. *BMC Ecology* 14, 14.
<https://doi.org/10.1186/1472-6785-14-14>
- Seo S., Park Y.G., 2020, Destination of floating plastic debris released from ten major rivers around the Korean peninsula. *Environment International* 138, 105655.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105655>
- Sergio, F., Blas, J., Blanco, G., Tanferna, A., López, L., Lemus, J. A., & Hiraldo, F. 2011. Raptor nest decorations are a reliable threat against conspecifics. *Science*, 331(6015): 327-330.
<https://doi.org/10.1126/science.1199422>
- Siegfried M., Koelmans A.A., Besseling E., Kroeze C., 2017, Export of microplastics from land to sea. A modelling approach. *Water Research* 127, 249-257.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.011>
- Silvestri C., Dalù M., Piermarini R., Matiddi M., Darmon G., Liria Loza A., Claro F., Attia El Hili H., Bradai M.N., Camedda A., de Lucia G.A., Kaberi H., Kaska Y., Paramio L., Pham C.K., Sozbilen D., Tòmas J., Tsangaris C., Vale M., Vandepierre F., Miaud C. 2018. pilot study for the implementation of indicator “Micro-plastic ingestion by fish and sea turtles” in the areas of the Marine Strategy Framework Directive and the Regional Sea Conventions OSPAR, HELCOM and Barcelona In INDICIT Consortium “Pilot and feasibility studies for the implementation of litter impacts indicators in the MSFD and RSCs OSPAR-macaronesia, HELCOM and Barcelona”, p..
<https://indiciteuropa.eu/cms/wp-content/uploads/2018/10/INDICIT-PILOT-AND-FEASIBILITY-STUDIES-February-2018.pdf>
- Sipos Y, Battisti B, Grimm K. 2008. Achieving transformative sustainability learning: engaging head, hands and heart. *International Journal of Sustainability in Higher Education*. Emerald Group Publishing Limited.
<https://doi.org/10.1108/14676370810842193>
- Slootmaekers, B.; Catarci Carteny, C.; Belpaire, C.; Saverwyns, S.; Fremout, W.; Blust, R.; Bervoets, L., 2019. Microplastic Contamination in Gudgeons (*Gobio Gobio*) from Flemish Rivers (Belgium). *Environmental Pollution*, 244, 675–684.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.136>
- Song, Y., Cao, C., Qiu, R., Hu, J., Liu, M., Lu, S., Shi H., Raley-Susman, K.M., He, D., 2019. Uptake and adverse effects of polyethylene terephthalate microplastics fibers on terrestrial snails (*Achatina fulica*) after soil exposure. *Environmental Pollution*, 250, 447-455.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.066>
- Steen, D. A., Hopkins, B. C., Van Dyke, J. U., Hopkins, W. A., 2014. Prevalence of ingested fish hooks in freshwater turtles from five rivers in the southeastern United States. *PLoS One* : 9(3), e91368.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0091368>
- Stuart, J. N., Watson, M. L., Brown, T. L., Eustice, C., 2001. Plastic netting: an entanglement hazard to snakes and other wildlife. *Herpetological Review*, 32(3), 162-163.
- Suárez-Rodríguez, M., López-Rull, I., & Macías García, C., 2013. Incorporation of cigarette butts into nests reduces nest ectoparasite load in urban birds: new ingredients for an old recipe? *Biology Letters*, 9(1), 20120931.
<https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0931>
- Suárez-Rodríguez, M., & Garcia, C. M. (2017). An experimental demonstration that house finches add cigarette butts in response to ectoparasites. *Journal of Avian Biology*, 48(10), 1316-1321.
<https://doi.org/10.1111/jav.01324>
- Suaría G., Perold V., Lee J.R., Lebouard F., Aliani S., Ryan P.G., 2020, Floating macro- and microplastics around the Southern Ocean: Results from the Antarctic Circumnavigation Expedition. *Environment International* 136, 105494.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105494>
- Syberg K, Hansen SF, Christensen TB, Khan FR. 2018. Risk perception of plastic pollution: Importance of stakeholder involvement and citizen science. Pages 203–221 *Freshwater Microplastics*. Springer, Cham.
- Tanzilli J.C. & Faure J.P., 2016. L’installation du silure dans le bassin du Rhône : bilan de trois décennies de suivi de l’espèce. Rapport technique Fédération du Rhône et de la Métropole de Lyon pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique 50 pp.

- Tanzilli J.C. & Faure J.P., 2017. Le silure du Rhône : bilan de trois décennies de suivi. Présentation power point, Carrefour National Pêche et Loisirs. Présentation orale, CNPL.
- Tavares, D. C., Moura, J. F., Acevedo-Trejos, E., Crawford, R. J., Makhado, A., Lavers, J. L., ... & Merico, A. (2020). Confidence intervals and sample size for estimating the prevalence of plastic debris in seabird nests. *Environmental Pollution*, 114394.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114394>
- Teshome E., Abdela N., Hassan, A., 2017. Postmortem Study on Indigestible Foreign Bodies in Rumen and Reticulum of Ruminants Slaughtered at Asella Municipal Abattoir, Southeastern Ethiopia. *Journal of Veterinary Science and Technology*, 8: 436.
- Themistocleous, K., Papoutsas, C., Michaelides, S., Hadjimitsis, D. 2020. Investigating Detection of Floating Plastic Litter from Space Using Sentinel-2 Imagery. *Remote Sensing*, 12(16), 2648.
<https://doi.org/10.3390/rs12162648>
- Tibbetts, J., Krause, S., Lynch, I., Sambrook Smith, G. H., 2018. Abundance, distribution, and drivers of microplastic contamination in urban river environments. *Water*, 10(11), 1597.
<https://doi.org/10.3390/w10111597>
- Topouzelis, K., Papakonstantinou, A., Garaba, S. P. 2019. Detection of floating plastics from satellite and unmanned aerial systems (Plastic Litter Project 2018). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 79, 175-183.
<https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.03.011>
- Townsend, A. K. & Barker C. M., 2014. Plastic and the nest entanglement of urban and agricultural crows. *PLoS One*, 9(1), e88006.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088006>
- Tramoy R., Gasperi J., Colasse L., Fisson C., Bacq N., Sananes S., Rocher V., Rognard F., Viault B., Tassin B., 2018, Estimer les flux de macro-déchets dans la Seine : un véritable casse-tête ? I.S. Rivers 2018, Juin 2018, Lyon, France.
<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01812643>
- Tramoy R., Gasperi J., Dris R., Colasse L., Fisson C., Sananes S., Rocher V., Tassin B., 2019a, Assessment of the plastic inputs from the Seine basin to the sea using statistical and field approaches. *Frontier in Marine Science* 6, 151.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00151>
- Tramoy R., Colasse L., Gasperi J., Tassin B., 2019b, Plastic debris dataset on the Seine river banks: Plastic pellets, unidentified plastic fragments and plastic sticks are the Top 3 items in a historical accumulation of plastics. *Data in Brief* 23, 103697.
<https://doi.org/10.1016/j.dib.2019.01.045>
- Tramoy R., Gasperi J., Tassin B., Rognard F., 2019c, Estimation des flux de macrodéchets sur le bassin de la Seine. Rapport de Recherche, LEESU, MTES, UPEC, ENPC, 99 pp.
<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02381331>
- UNEP/MAO, 2015, Marine Litter Assessment in the Mediterranean. Report by United Nations Environmental Programme.
- Valadou B., 2007. Le silure glane (*Silurus glanis*, L.) en France. Evolution de son aire de répartition et prédiction de son extension. Rapport pour le Conseil Supérieur de la Pêche, Protection des Milieux Aquatiques 99 pp.
- van Calcar C.J., van Emmerik T.H.M., 2019, Abundance of plastic debris across European and Asian rivers. *Environmental Research Letters* 14(12), 124051.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab5468>
- van der Velde T, Milton DA, Lawson TJ, Wilcox C, Lansdell M, Davis G, Perkins G, Hardesty BD. 2017. Comparison of marine debris data collected by researchers and citizen scientists: Is citizen science data worth the effort? *Biological Conservation* 208:127–138.
- van Emmerik T., Kieu-Le T.C., Loozen M., van Oeveren K., Strady E., Bui X.T., Egger M., Gasperi J., Lebreton L., Nguyen P.D., Schwarz A., Slat B., Tassin B., 2018, A methodology to characterize riverine macroplastic emission into the ocean. *Frontiers in Marine Science* 5, 372.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00372>
- van Emmerik T., Loozen M., van Oeveren K., Buschman F., Prinsen G., 2019a, Riverine plastic emission from Jakarta into the ocean. *Environmental Research Letters* 14(8), 084033.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab30e8>
- van Emmerik T., Strady E., Kieu-Le T.C., Nguyen L., Gratiot N., 2019b, Seasonality of riverine macroplastic transport. *Scientific Reports* 9, 13549.

- <https://doi.org/10.1038/s41598-019-50096-1>
- van Emmerik T., Tramoy R., van Calcar C., Alligant S., Treilles R., Tassin B., Gasperi J., 2019c, Seine plastic debris transport tenfolded during increased river discharge. *Frontiers in Marine Science* 6, 642.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00642>
- Van Franeker, J. A., 2004. Save the North Sea Fulmar-Litter-EcoQO manual part 1: collection and dissection procedures (No. 672). Alterra.
- van Franeker, J.A. & A. Meijboom, 2002. LITTER NSV, marine litter monitoring by Northern Fulmars; a pilot study. Wageningen, Alterra, Green World Research. Alterra-rapport 401. 72 pp. 12. figs.; 9. tables; 43 refs
Van Franeker et al., 2011
- Verney V., Bissagou Koumba G., Delor Justin F., Zdybal D., Askanian H., Peiry J.L., Roussel E., Voldoire O., Schaal A., Durantou L., Liboiron M., 2018, Macro et microplastiques présents dans les environnements de rivières Françaises. *Polymères et Océans*, Janvier 2018, Montpellier, France.
<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01706578>
- Vincent A.E.S., Hoellein T.J., 2017, Anthropogenic litter abundance and accumulation rates point to seasonal litter sources on a Great Lakes beach. *Journal of Contemporary Water Research and Education* 160(1), 72-84.
<https://doi.org/10.1111/j.1936-704X.2017.03241.x>
- Vriend P., van Calcar C., Kooi M., Landman H., Pikaar R., van Emmerik T., 2020, Rapid assessment of floating macroplastic transport in the Rhine. *Frontiers in Marine Science* 7, 10.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00010>
- Wagner S., Klöckner P., Stier B., Röner M., Seiwert B., Reemtsma T., Schmidt C., 2019, Relationship between discharge and river plastic concentrations in a rural and an urban catchment. *Environmental Science and Technology* 53(17), 10082-10091.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03048>
- Wagner, M., & Lambert, S., 2018. Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants?. Springer Nature.
<https://library.oapen.org/bitstream/handle/20.500.12657/27804/1002201.pdf?sequence=1>
- Walde, A. D., Harless, M. L., Delaney, D. K., & Pater, L. L., 2007. Anthropogenic threat to the desert tortoise (*Gopherus agassizii*): litter in the Mojave Desert. *Western North American Naturalist*, 67(1), 147-149.
[https://doi.org/10.3398/1527-0904\(2007\)67\[147:ATTTDT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3398/1527-0904(2007)67[147:ATTTDT]2.0.CO;2)
- Walley, H. D., King, R. B., Ray, J. M., Robinson, J., 2005. What should be done about erosion mesh netting and its destruction of herpetofauna? *Journal of Kansas Herpetology*, 16, 26-28.
- Walther BA, Kunz A, Hu C-S. 2018. Type and quantity of coastal debris pollution in Taiwan: A 12-year nationwide assessment using citizen science data. *Marine Pollution Bulletin* 135:862–872.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.025>
- Wang, Y., Chen, S., Blair, R. B., Jiang, P., Ding, P., 2009. Nest composition adjustments by Chinese Bulbuls *Pycnonotus sinensis* in an urbanized landscape of Hangzhou (E China). *Acta Ornithologica*, 44(2), 185-192.
<https://doi.org/10.3161/000164509X482768>
- Weiser, E. L., & Powell, A. N., 2010. Does garbage in the diet improve reproductive output of Glaucous Gulls?. *The Condor*, 112(3), 530-538.
<https://doi.org/10.1525/cond.2010.100020>
- Welden, N. A., & Cowie, P. R. 2016. Long-term microplastic retention causes reduced body condition in the langoustine, *Nephrops norvegicus*. *Environmental Pollution*, 218, 895-900.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.020>
- Wilcox, C., Heathcote, G., Goldberg, J., Gunn, R., Peel, D., Hardesty, B. D., 2015. Understanding the sources and effects of abandoned, lost, and discarded fishing gear on marine turtles in northern Australia. *Conservation biology*, 29(1), 198-206.
<https://doi.org/10.1111/cobi.12355>
- Wilcox, C., Puckridge, M., Schuyler, Q. A., Townsend, K., Hardesty, B. D., 2018. A quantitative analysis linking sea turtle mortality and plastic debris ingestion. *Scientific reports*, 8(1), 1-11.
<https://doi.org/10.1038/s41598-018-30038-z>
- Williams A.T., Simmons S.L., 1996, The degradation of plastic litter in rivers: Implications for beaches. *Journal of Coastal Conservation* 2(1), 63-72.
<https://doi.org/10.1007/BF02743038>
- Williams A.T., Simmons S.L., 1997a, Movement patterns of riverine litter. *Water, Air and Soil Pollution* 98(1-2), 119-139.

- <https://doi.org/10.1007/BF02128653>
- Williams A.T., Simmons S.L., 1997b, Estuarine litter at the river/beach interface in the Bristol Channel, United Kingdom. *Journal of Coastal Research* 13(4), 1159-1165.
<https://www.jstor.org/stable/4298724>
- Williams A.T., Simmons S.L., 1999, Sources of riverine litter: The river Taff, South Wales, UK. *Water, Air and Soil Pollution* 112, 197-216.
<https://doi.org/10.1023/A:1005000724803>
- Willis K., Hardesty B.D., Kriwoken L., Wilcox, C., 2017, Differentiating littering, urban runoff and marine transport as sources of marine debris in coastal and estuarine environments. *Scientific Reports* 7, 44479.
<https://doi.org/10.1038/srep44479>
- Wilson S.P., Randall S.J., 2005, Patterns of debris movement: From an urban estuary to a coastal embayment. In: *Proceedings of the Rivers to Sea Conference*. Redondo Beach-California-USA, 2005.
<https://conference.plasticdebris.org/whitepapers.html>
- Witteveen, M., Brown, M., Ryan, P. G., 2017. Anthropogenic debris in the nests of kelp gulls in South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 114(2), 699-704.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.052>
- Zabala, J., Zuberogoitia, I., Martínez-Climent, J.A., 2005. Site and landscape features ruling the habitat use and occupancy of the polecat (*Mustela putorius*) in a low density area, a multiscale approach. *European Journal of Wildlife Research*, 51, 157–162.
<https://doi.org/10.1007/s10344-005-0094-z>
- Zambianchi E., Trani M., Falco P., 2017, Lagrangian transport of marine litter in the Mediterranean Sea. *frontiers in Environmental Science* 5, 5.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2017.00005>
- Zappalorti R. T. & Mitchell J. C., 2008. Snake use of urban habitats in the New Jersey Pine Barrens. *Urban Herpetology*. Eds JC Mitchell, REJ Brown and B. Bartholomew. pp, 355-359.
- Zettler ER, Takada H, Monteleone B, Mallos N, Eriksen M, Amaral-Zettler LA. 2017. Incorporating citizen science to study plastics in the environment. *Analytical Methods* 9:1392–1403. The Royal Society of Chemistry.
<https://doi.org/10.1039/C6AY02716D>
- Zhao, S., Zhu, L., Li, D., 2016. Microscopic anthropogenic litter in terrestrial birds from Shanghai, China: Not only plastics but also natural fibers. *Science of the Total Environment*, 550, 1110-1115.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.112>

5. Annexes

5.1. Estimation du transport de plastique

Il est possible, grâce à la méthode de l'observation visuelle à partir d'un pont, d'estimer la quantité de plastique transportée par un cours d'eau. Le protocole le plus abouti à ce sujet a été proposé par van Emmerik et al. (2018). Il peut être résumé en 4 étapes comme suit :

1) Détermination du profil transversal (suivant la largeur) de distribution des déchets plastique. Le profil doit de préférence être déterminé sur toute la largeur du cours d'eau afin d'éviter toute influence de conditions hydrodynamiques locales.

2) Obtention d'une statistique sur les déchets plastique. Afin de traduire le profil de distribution (exprimé en items par unité de temps et par m de largeur) en flux de déchets plastique (exprimé en masse par unité de temps) il est nécessaire de déterminer la masse moyenne d'un déchet plastique. Pour cela, on peut en première approximation utiliser une valeur moyenne de masse trouvée dans la littérature (par ex. 3.2 g/déchet au Vietnam pour van Emmerik et al., 2018). On observe néanmoins des variations significatives de cette valeur à travers le monde, et il est conseillé, dans la mesure du possible, d'utiliser la valeur moyenne de l'étude se rapprochant le plus de ses propres conditions d'étude. Lorsque cela est possible, il est préférable de déterminer soi-même cette valeur sur le site d'étude. En général, on associe pour cela observations visuelles et plusieurs prélèvements de déchets

par le moyen d'un filet de surface de maille plus ou moins grosse. Il est important de réaliser suffisamment de prélèvements afin de remonter un nombre de déchets permettant d'avoir une statistique robuste. Après collecte, les déchets sont alors séchés avant d'être pesés individuellement.

3) Couplage de l'hydrologie et du flux de plastique. Actuellement, on connaît encore assez mal l'importance des facteurs physiques qui peuvent influencer le transport des déchets dans un cours d'eau. On exprime généralement ce transport en fonction du débit du fleuve et des concentrations en plastique relevées dans chaque section du cours d'eau. Cette méthode constitue une bonne approximation de premier ordre du transport de déchets plastique malgré le fait qu'elle reste très dépendante de la disponibilité des données hydrologiques.

4) Extrapolation des observations. Afin d'estimer le transport de déchets plastique sur une période plus ou moins longue, on réalise une extrapolation à partir du flux de masse observé grâce à l'utilisation de séries temporelles de données hydrologiques (par ex. de débit). On est alors capable de donner une estimation de la quantité de déchets plastique véhiculée par le cours d'eau étudié.

Cette méthode représente le premier pas vers une standardisation du suivi des macro-plastiques dans les systèmes fluviaux. Comme le font remarquer ses auteurs [van Emmerik et al, 2018](#), elle offre un grand degré de flexibilité et peut facilement être adaptée au cas par cas. Suivant les conditions locales et les possibilités, différentes techniques de mesures peuvent être utilisées pour chaque étape.

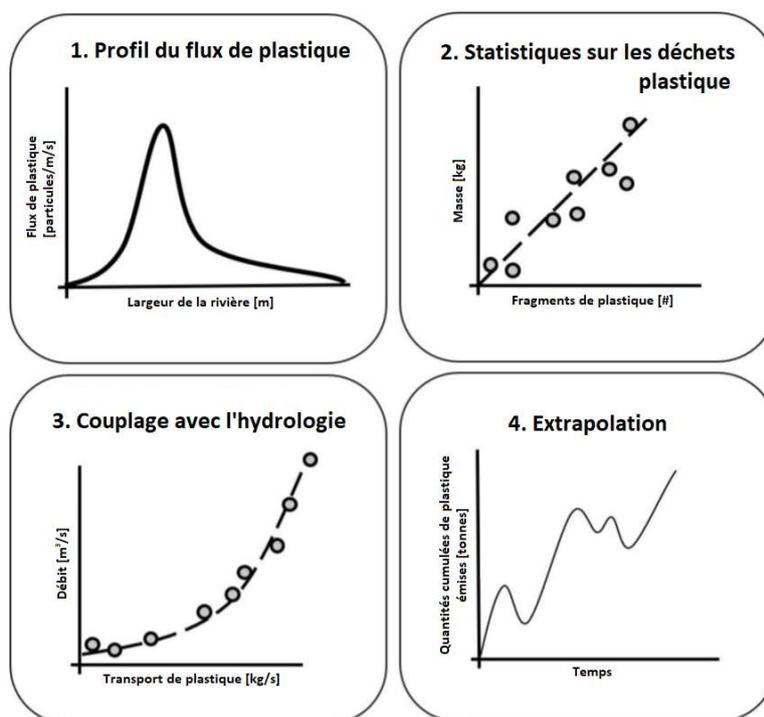


Figure 30. Méthodologie pour estimer le transport de plastique (d'après van Emmerik et al., 2018)

5.2. Estimation de la composition en plastique

La composition en plastique des déchets flottants ou superficiellement immergés peut être déterminée grâce à des prélèvements par filet de surface, réalisés simultanément aux observations visuelles. Les filets utilisés dans ce but sont généralement du type « Manta », formés d'un cadre et d'une structure portante sur laquelle est fixé un filet de maille plus ou moins grosse. Le choix de la

maille est un compromis entre la classe de taille visée par l'étude et la résistance de la structure à la force de trainée induite par les déchets collectés. Pour les macro-déchets, une maille de 1 à 2.5 cm est généralement utilisée. Suivant la vitesse du courant et la quantité de déchets véhiculée par le cours d'eau, les déploiements du filet peuvent durer d'une dizaine de minutes à plusieurs heures.

Le choix du lieu de déploiement du filet est déterminé en fonction de l'hydrologie du site, des observations visuelles (on échantillonne l'endroit où l'on observe le passage de déchet le plus important), mais aussi de l'évitement des voies de navigation. Dans la majorité des cas, la structure est déployée à partir du où sont réalisées les observations visuelles.

Les déchets collectés, après catégorisation, séchage et pesage individuel, peuvent alors servir à déterminer un poids moyen par déchet.

5.3. Densités des différents types de plastique

Tableau 8. Densité des différents types de plastique

Type de plastique	Abréviation	Densité (g/cm ³)
Acetate de Cellulose	AC	1,30
Acrylonitrile-butadiene-styrene	ABS	1,04 - 1,06
Polyamide (nylon)	PA	1,13 - 1,16
Polycarbonate	PC	1,20 - 1,22
Polychlorure de Vinyle	PVC	1,32 - 1,42
Polyéthylène Faible Densité	PE-LD	0,89 - 0,93
Polyéthylène Haute Densité	PE-HD	0,94 - 0,98
Polyéthylène téréphtalate (polyester)	PET	1,35 - 1,41
Polymétacrylate de méthyle	PMMA	1,16 - 1,20
Polypropylène	PP	0,85 - 0,92
Polystyrène	PS	1,03 - 1,08
Polystyrène Expansé	PSE	0,01 - 0,04
Polytétrafluoroéthylène	PTFE	2,10 - 2,30

5.4. Exemples d'initiatives de nettoyage et ramassage de déchets

Tableau 9. Quelques initiatives de nettoyage et de recyclage des déchets

Initiative et porteur du projet	Principe	Lieu	Acteurs impliqués
Installation de filets sur les exutoires d'eau pluviales	Captage des macrodéchets à la sortie des exutoires	Australie puis une cinquantaine de municipalités en Europe (Cannes, Marseille...)	Communautés d'agglomération, services d'assainissement, Pollustock qui commercialise les filets en France
The great bubble barrier https://thegreatbubblebarrier.com/en/	Mise en place d'un écran de bulles d'air qui remontent du fond de la rivière pour empêcher le passage des macrodéchets plastiques. Le courant guide les déchets vers une zone d'accumulation sur la berge	Amsterdam	Villes, gestionnaires d'espaces naturels
The ocean clean up : the interceptor https://theoceancleanup.com/rivers/	Une barrière guide les déchets jusqu'à l'interceptor (bateau), les déchets sont extraits grâce à un tapis roulant	Indonésie et Malaisie pour le moment	Gouvernements locaux, opérateurs locaux, partenariats avec des recycleurs
Clearwater Mills: Water Wheels https://www.mrtrashwheel.com/meet-the-trash-wheels/ http://www.clearwatermills.com/baltimore.html	Le dispositif est placé aux embouchures, une barrière guide les déchets vers la roue, les déchets sont extraits grâce à un tapis roulant	Baltimore	Cleanwater mills, Waterfront Partnership of Baltimore's Healthy Harbor Initiative
Claim : floating booms https://www.claim-h2020project.eu/technologies/	Le barrage flottant est placé aux embouchures ou près des sources de pollution identifiées, filtration grâce à des mailles de différentes tailles	Grèce	
Allseas : projet LIFE SouPLess - Sustainable riverine PLastic removal and management https://allseas.com/allseas-river-plastics-removal-project/ https://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=6745	Les déchets sont guidés vers une barrière de filtrage grâce à une bobine hélicoïdale. Trois filets à des profondeurs différentes pour connaître la distribution des plastiques dans la colonne d'eau, enregistre le courant et le vent pour étudier l'influence de ces facteurs	Benelux	
Urban rivers : Trashbot https://www.urbanriv.org/innovations	Robot flottant collecteur de déchets muni de caméras et GPS, qui peut être contrôlé à distance par n'importe qui dans le monde via un navigateur. Permet de rassembler les	Chicago	Citoyens

Initiative et porteur du projet	Principe	Lieu	Acteurs impliqués
	déchets vers un endroit où ils peuvent être collectés		
<p>I clean my sea https://icleanmysea.com/fr_fr/</p>	<p>Détection des déchets par les citoyens via une application qui permet l'envoi de photos et localisation des plastiques flottants, détection par caméras et satellites des groupes de déchets. Collecte des déchets à l'embouchure des rivières, sur les lignes d'accumulation à la limite entre eaux douces et salées, avec un bateau muni d'un tapis roulant</p>	Méditerranée	Citoyens et usagers de la mer
<p>H2OPE : river whale https://www.h2ope.fr/</p>	Collecteur de déchets inspiré des fanons des baleines	France	

5.5. Exemples d'initiatives de recyclage et revalorisation des déchets sauvages

Tableau 10. Quelques initiatives de revalorisation des déchets

Initiative et porteur du projet	Type d'initiative	Principe	Lieu	Public visé et acteurs impliqués	Mode de collecte du plastique	Produits et débouchés
Plastic Bank (start-up) https://plasticbank.com/	Incitation à la collecte	Faire des déchets plastiques une monnaie : Les collecteurs échangent les plastiques contre de l'argent, du crédit téléphonique, de l'électricité, du wifi...	Haïti, Brésil, Indonésie, Philippines (projet en Colombie, en Égypte, en Thaïlande et au Vietnam)	<ul style="list-style-type: none"> Collecteurs : Populations défavorisées des pays en développement Acteurs locaux du recyclage et entreprises structurant le recyclage pour sécuriser leur approvisionnement Entreprises qui achètent le plastique recyclé produit (programme Social plastic) Entreprises invitées à acheter des crédits pour financer le ramassage des plastiques sauvages, pour compenser leur « empreinte plastique » (programme Plastic positive) ou améliorer leur politique RSE (programme Impact) Utilisateurs du moteur de recherche Ocean Hero dont les recherches financent le ramassage des plastiques 	Les collecteurs ramassent les déchets dans les rues et décharges sauvages	Granulés de plastique recyclé vendus à des entreprises
Recycled plastic art (étudiants) https://www.recycledplasticart.com/	Valorisation artistique et artisanale du plastique	Réalisation de structures en plastique sur le thème des océans	Californie	Etudiants en école d'art (Laguna beach high school)	Collecte par les étudiants, sur leur école	Scultures, lampes, sacs à dos
Conceptos plasticos (entreprise de l'ESS) http://conceptosplasticos.com/conceptos-social.html	Valorisation du plastique en construction	Fabrication de briques en plastique recyclé pour construire des maisons dans les pays en manque de logements décentes	Colombie, Sri Lanka, Mexique, Côte d'Ivoire, Costa Rica	<ul style="list-style-type: none"> Collecteurs, constructeurs et bénéficiaires des maisons : Populations défavorisées des pays en développement 	Collecte des déchets plastiques auprès des ménages	Blocs qui s'emboîtent comme des Lego pour la construction
Dare (ONG) https://www.youtube.com/watch?v=cCPVaBIBQnU	Valorisation du plastique en construction	Construction de maisons à partir de bouteilles en plastique	Nigéria	ONG Dare et populations locales	Ramassage des bouteilles dans les rues, les décharges...	Les bouteilles sont remplies avec du sable puis liées avec de la ficelle, du ciment et de

Initiative et porteur du projet	Type d'initiative	Principe	Lieu	Public visé et acteurs impliqués	Mode de collecte du plastique	Produits et débouchés
						l'argile pour faire les murs
Organizmo (ONG habitat durable, bioconstruction) https://www.organizmo.org/	Valorisation du plastique en construction	Construction de maisons à partir de bouteilles en plastique	Colombie	ONG Organizmo et populations locales	Ramassage des bouteilles dans les rues, les décharges...	Les bouteilles sont remplies avec du sable puis liées avec de la terre crue pour faire les murs
Bamboo house India (entreprise de l'ESS) https://www.bamboohouseindia.org/	Valorisation du plastique en construction	Fabrication de plaques de plastique recyclé utilisées en construction et pour la fabrication de meubles	Inde (Hyderabad)	Chiffonniers (collecteurs), populations locales, municipalité	Collecte des déchets par les chiffonniers dans les décharges (informel)	<ul style="list-style-type: none"> • Utilisation des plaques pour faire des murs ou des meubles • Utilisation des pavés pour les rues de la municipalité
Les filles du facteur, en coopération avec SWOP (Sachets Woogdba Ouagadougou Paagba) (associations) https://www.fillesdufacteur.org/ https://www.facebook.com/wopburkinafaso/posts/	Valorisation artistique et artisanale du plastique	Fabrication d'objets au crochet à partir de sacs plastiques et de bouteilles en plastique	France et Burkina Faso	Femmes en situation difficile (handicap, isolement, précarité, illettrisme) au Burkina Faso	Points de collecte en Ile de France, achat de plastique à des groupes de collecteur au Burkina Faso	Corbeilles et napperons
Yamba-D (coopérative) http://www.respublica.asso.fr/La-cooperative-Yamba-D-Plastique-au-Burkina-Faso	Fabrication de meubles et objets	Fabrication de mobilier scolaire à partir de sacs plastiques fondus	Burkina Faso	Centres de tri, coopérative (une vingtaine d'employés), bénéficie aux écoles de Ouagadougou	Achats des sacs aux centres de tri	Tables-bancs pour les écoles

Initiative et porteur du projet	Type d'initiative	Principe	Lieu	Public visé et acteurs impliqués	Mode de collecte du plastique	Produits et débouchés
TECO2 (Toiture ECOlogique et ECONomique) (entreprise de l'ESS) http://tecocarre.com/	Valorisation du plastique en construction, Fabrication de meubles et objets	Fabrication de toitures, mobilier scolaire, meubles, transats	Burkina Faso	Collaboration du Laboratoire d'Eco-Matériaux de Construction (LEMC), du Laboratoire de Procédés et Ingénierie en Mécanique et Matériaux (PIMM) des Arts et Métiers de ParisTech et du Laboratoire de Génie de la Fonctionnalisation des Matériaux Polymères (GFMP) de l'ITECH Lyon	?	Toitures, tables et bancs pour les écoles, meubles, transats
Earth wake (la chrysalis) (association portée par Samuel Le Bihan) https://earthwake.fr/	Valorisation du plastique en carburant	Trouver des solutions low-tech pour lutter contre la pollution plastique : première réponse, la chrysalis qui produit du carburant à partir de plastique	Projets en Afrique du Sud, Sénégal, Angola, Tunisie... Pays du Sud et du Nord	Communautés locales, en partenariat avec des acteurs locaux du recyclage	Dépend des projets	La pyrolyse produit 65% de diesel, 15% d'essence, 15% de gaz et 5% de charbon
Precious plastic https://preciousplastic.com/index.html	Mise en place de filières locales de recyclage, Partage d'initiatives de valorisation low-tech	Stimuler la mise en relation de citoyens pour la mise en place de filière de recyclage des plastiques locales en donnant les outils pour organiser une filière et construire les machines adaptées et partager les expériences	Monde (carte de tous les projets sur le site)	Points de collecte, citoyens collecteurs, fabricants de machines pour le recyclage, petites usines spécialisées ou non dans un type de transformation, espaces d'organisation (community point). Les citoyens sont encouragés à prendre en charge ces points sur un territoire grâce à des "starterkits" qui expliquent comment monter son projet	Apport des plastiques par de citoyens engagés dans les points de collecte	Dépend des projets
Low-tech lab https://lowtechlab.org/	Partage d'initiatives de valorisation low-tech, notamment concernant les déchets plastiques	Recenser et partager les initiatives low-tech locales, durables, pour impliquer le plus grand nombre dans un mode de vie sobre et plus responsable	Monde	Citoyens	Dépend des initiatives	Dépend des initiatives

Initiative et porteur du projet	Type d'initiative	Principe	Lieu	Public visé et acteurs impliqués	Mode de collecte du plastique	Produits et débouchés
Projet AfricWaste (porté par Veolia en partenariat avec le groupe de BTP PFO Africa) https://www.planet.veolia.com/fr/economie-circulaire-recyclage-plastique-abidjan-cote-ivoire-afrique	Incitation à la collecte	Mise en place d'une application smartphone qui permet de signaler aux collecteurs des déchets plastiques à enlever et de rémunérer les collecteurs informels via paiement téléphonique	Côte d'Ivoire (Abidjan)	Citoyens et collecteurs informels	Ramassage des bouteilles dans les rues, les décharges... par les collecteurs informels et dépôt dans les points de collecte	?
Wecyclers http://wecyclers.com/	Incitation à la collecte	Mise à disposition de vélos-cargos pour la collecte des déchets	Nigéria (Lagos)	Ménages défavorisés qui collectent les déchets et les échangent contre des biens de consommation (par un système de points gagnés par kilo de déchets apporté), Wecyclers trie les déchets et les revend aux usines locales de recyclage	Ramassage des bouteilles dans les rues, les décharges...	?
Plastic Odyssey (expédition en bateau) https://plasticodyssey.org/	Partage d'initiatives de valorisation low-tech, Valorisation du plastique en carburant	Promotion d'initiatives de recyclage low-tech pour implantation le long des côtes les plus polluées, grâce à un bateau qui avance avec le carburant produit par des déchets plastiques	Monde (voir plan de l'expédition)	Communautés locales côtières fortement concernées par la pollution plastique	?	Objets et carburant
Recleansea (association) http://www.recleansea.org/	Mise en place de filières locales de recyclage	Création de filières de collecte et de recyclage des déchets des cours d'eau et côtes au bénéfice des communautés locales	Premier projet en Indonésie (Jakarta)	Collecte des plastiques par les communautés locales, partenariats avec des acteurs locaux du recyclage, travail avec des marques utilisant les plastiques recyclés pour rémunérer les collecteurs	Collecte de déchets sur les cours d'eau, les estuaires et les côtes avec différents dispositifs adaptés	?
Ocean sole	Valorisation artistique et	Création de sculptures d'animaux à partir de tongs recyclées	Kenya	Collecteurs informels, et personnes employées par Ocean sole pour réaliser les sculptures (900 bénéficiaires)	Collecte dans la nature	Œuvres d'art (sculptures d'animaux)

Initiative et porteur du projet	Type d'initiative	Principe	Lieu	Public visé et acteurs impliqués	Mode de collecte du plastique	Produits et débouchés
https://www.nicmic.nl/fr/ocean-sole-flip-flop-art/comment-cest-fait-ocean-sole/	artisanale du plastique					
Flipflopi (partenariat avec la campagne CleanSeas d'ONU Environnement) http://www.theflipflopi.com/the-flipflopi-dhow	Partage d'initiatives de valorisation low-tech, Sensibilisation, Valorisation du plastique en construction	Expédition en boutre construite à partir de plastiques marins pour sensibiliser les communautés côtières à la pollution plastique	Kenya, Tanzanie	Communautés côtières et artisans locaux	Collecte sur les plages au Kenya (Lamu): 50 personnes sur 5km de côtes pendant 3h pour collecter 5 tonnes de plastique	Boutre
Madiba & Nature https://madibanature.com/fr/	Valorisation du plastique en construction	Construction de pirogues EcoBoat avec des bouteilles en plastique	Cameroun	Pêcheurs, communautés côtières	Collecte dans la nature, sur les plages...	Pirogue
Waste Boards https://wasteboards.com/about/	Fabrication de meubles et objets	Fabrication de planches de skate à partir de bouchons plastiques	Amsterdam	Citoyens, écoles, entreprises encouragés à apporter leurs bouchons en plastique	Collecte auprès des ménages	Skateboard

5.6. Cartes géographiques rassemblées pour l'étude des facteurs déterminant les sources et les zones d'accumulation de macro-déchets sur le bassin de l'Adour

5.6.1. Exemples de cartes employées

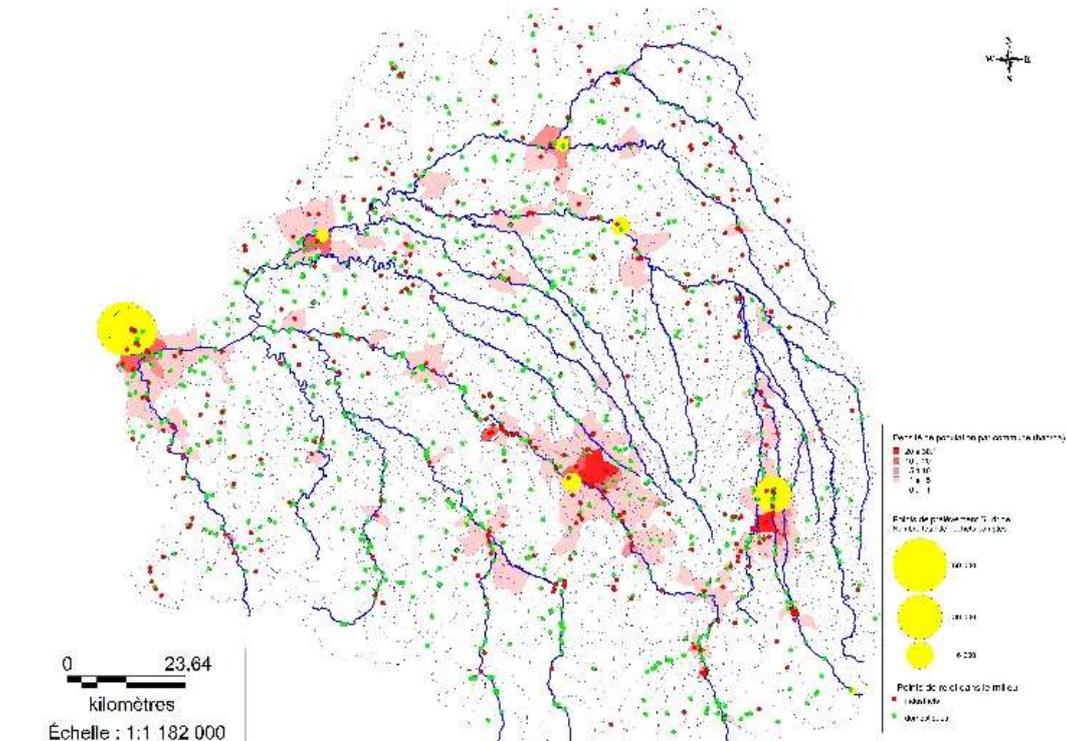


Figure 31. Points de rejets des eaux usées dans le milieu Naturel

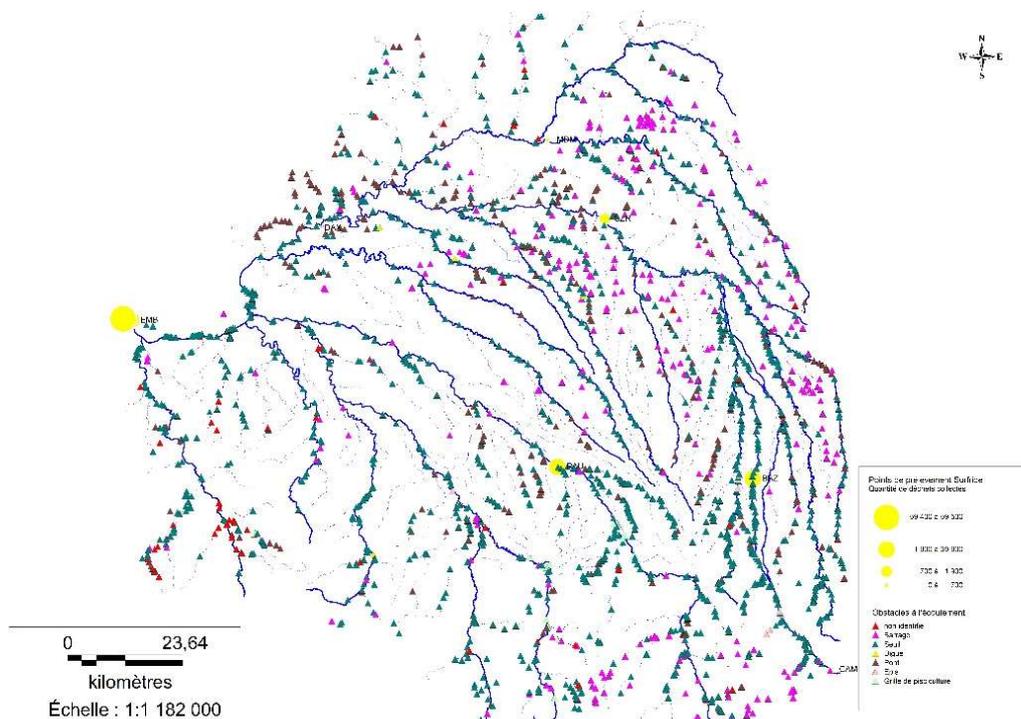


Figure 32. Obstacles à l'écoulement

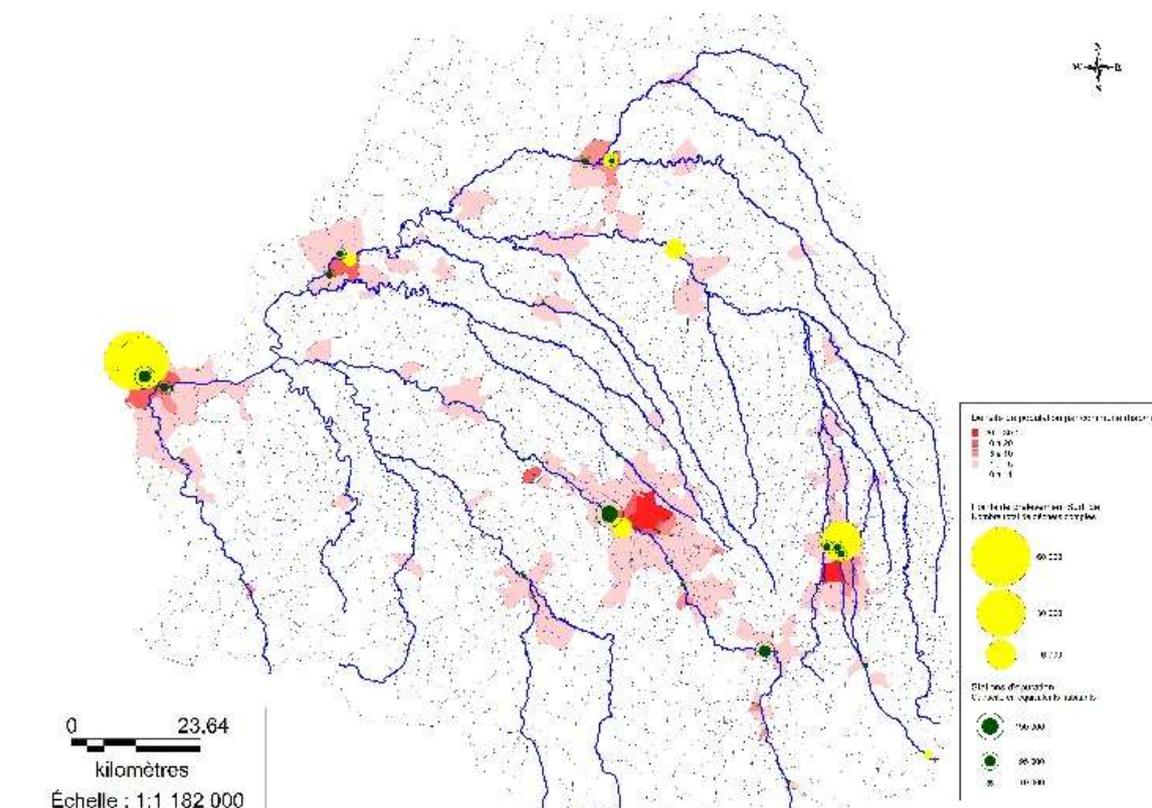


Figure 33. Stations d'épuration dométiques et industrielles

5.6.2. Liste des cartes employées pour l'étude sur le bassin de l'Adour

Il s'agit ici des cartes employées pour l'étude sur le bassin de l'Adour. D'autres cartes ont été collectées pour un travail à échelle nationale.

Tableau 11. Cartes récupérées pour l'étude des facteurs influençant l'entrée, la dispersion et l'accumulation de déchets dans le bassin de l'Adour

Nom	Description	Date
ba_I93	Retenues d'eau	2020
BDORTHO_2-0	Mosaïques d'orthophotographies numériques en couleurs ou en Infra Rougecouleurs, rectifiées dans la projection adaptée au territoire couvert.	2018
CLC_RALPC 12	Corine Land Cover Région ALPC 2012	2012
CoursEau_75_Nouvelle-Aquitaine	Cours d'eau de Nouvelle-Aquitaine	2009
IGN_SCAN_1000		
InstallationsClassees_France	Installations classées	2019
OE	Obstacle à l'écoulement	2012
PPSurfrider	Points de prélèvements de Surfrider via l'étude Riverine Input	2019
RegionHydro_FXX	Découpage hydrographique national	
rj_I93	Rejets eaux d'épuration domestique	2009
rji_I93	Ouvrages de rejet de l'établissement industriel vers le milieu naturel	2009
stei_I93	Stations d'épuration des établissements industriels	2009
step_I93	Stations de traitement des eaux usées des usagers	2009
SysTraitementEauxUsees	Systèmes de traitement des eaux usées	2020
uhr_I93	Unité hydrographique de référence	2009
ZoneHydro_FXX	L'ensemble du territoire français est divisé en zones élémentaires appelées zones hydrographiques. Leurs limites s'appuient sur celles des bassins versants topographiques (en tout ou partie)	2017

5.7. Littérature traitant des impacts des déchets sur les amphibiens-reptiles

Tableau 12. Références traitant des interactions entre déchets et amphibiens-reptiles

Espèce	Référence	Localisation	Année	Occurrence ingestion (macro)	Occurrence emmêlement/nidification	Quantités	Types de déchets	Taille (mm sauf si précisé)	Couleur	Taille d'échantillon (nb indiv)	Protocole
Grenouille rieuse <i>Pelophylax ridibundus</i>	Karaoglu & Gül, 2020	Rize province, Transcaucasia region, Nord Turquie				302.62 ± 159.05 items/g	Fibres >. PET (37.5%), nylon (26.56%), polyacrylique (PACs) (24.33%), avec variations spatiales		Transparent et orange 28.57%, Blanc 14.29%	60 têtards	Euthanasie
Grenouille des bois à longues pattes ou Grenouille du Caucase <i>Rana macrocnemis</i>	Karaoglu & Gül, 2020	Rize province, Transcaucasia region, Nord Turquie			306.69 ± 182.72 items/g?	PET, nylon, polyacrylique		Blanc transparent, rouge et bleu 12.5%, noir et vert 25%			
<i>Couleuvre Coluber flagellum masticophis flagellum</i>	Stuart, Watson, Brown, Eustice, 2001.	Placitas, Sandoval Co., Mexique	1998				grillage plastique ("bird netting", agriculture)	13-37 de maille		4	<i>opportuniste, pendant translocation</i>
<i>Couleuvre Coluber flagellum masticophis flagellum</i>	Stuart, Watson, Brown, Eustice, 2001.	Abiquiu, Rio Arriba, Mexique	1998				grillage plastique (agriculture)			1	<i>opportuniste, contrôle de filets d'érosion</i>
<i>Couleuvre à nez mince Pituophis catenifer</i>	Stuart, Watson, Brown, Eustice, 2001.	Pecos, San Miguel, Mexique	1997				grillage plastique (agriculture)	20x37 mm maille		2	<i>opportuniste, contrôle de filets d'érosion</i>
<i>Couleuvre Columba constrictor</i>	Stuart, Watson, Brown, Eustice, 2001.	Maryland, USA	1999				grillage plastique (agriculture)			1	<i>opportuniste</i>
<i>Serpent ratier américain Elaphe obsoleta</i>	Stuart, Watson, Brown, Eustice, 2001.	Maryland, USA	1999				grillage plastique (agriculture)			1	<i>opportuniste</i>
<i>Serpent roi Lampropeltis getula</i>	Stuart, Watson, Brown, Eustice, 2001.	Texa, USA	1999				grillage plastique (agriculture)			1	<i>opportuniste</i>
<i>Couleuvre Coluber flagellum ou masticophis flagellum</i>	Stuart, Watson, Brown, Eustice, 2001.	Texa, USA	1999				grillage plastique (agriculture)			1	<i>opportuniste</i>
<i>Serpent ratier américain Elaphe obsoleta</i>	Stuart, Watson, Brown, Eustice, 2001.	Texa, USA	1999				grillage plastique (agriculture)			1	<i>opportuniste</i>
<i>Crotale diamantin de l'Ouest Crotalus atrox</i>	Stuart, Watson, Brown, Eustice, 2001.	Arizona, USA	1999				grillage plastique (agriculture)			1	<i>opportuniste</i>

Espèce	Référence	Localisation	Année	Occurrence ingestion (macro)	Occurrence emmêlement/nidification	Quantités	Types de déchets	Taille (mm sauf si précisé)	Couleur	Taille d'échantillon (nb indiv)	Protocole
<i>Lézard épineux du désert Sceloporus magister</i>	Stuart, Watson, Brown, Eustice, 2001.	Nevada, USA	1999				grillage plastique (agriculture)			1	opportuniste
Crotale diamantin de l'Ouest <i>Crotalus atrox</i>	Campbell, 1950, in Ebert et al., 2019.		1950				grillage plastique (agriculture)	25 mm maille			
Tortue du désert <i>Gopherus agassizii</i>	Walde, Andrew D.; Harless, Meagan L.; Delaney, David K.; and Pater, Larry L. (2007)	40 km au Nord Est de Barstow, California, San Bernardino County, USA		1 individu			ruban blanc avec un morceau de ballon	108 cm ruban			Opportuniste, durant suivi télémétrique
<i>Lézard San Diego horned lizard Phrynosoma cononatum blainvillii</i>	Leatherman (1996) in Walde et al., 2007	San Diego, USA					couverture anti-érosion				
<i>Tortue du Texas Gopherus berlandieri</i>	Engeman et al. (2004), in Walde et al., 2007	Texas, USA			Nombreux individus		matériau tissé au bas des clôtures				
<i>Alligator d'Amérique Alligator mississippiensis</i>	Coulson & Coulson 1993, in Walde et al., 2007										
Tortue du désert <i>Gopherus agassizii</i>	Burge (1989), in Walde et al., 2007			1 individu	1		Chaîne de ballon (enchevêtrement), de papier d'aluminium et de copeaux de verre (ingestion, excrétion)				
<i>Gophère polyphème ou Tortue gaufrée Gopherus polyphemus</i>	MacDonald & Mushinsky (1988), in Walde et al., 2007			1 individu			matériaux manufacturés				
<i>Serpent royal de l'Est Lampropeltis getulus getulus</i>	Groves & Groves, 1972, in Walde et al., 2007, and Kapfer et al., 2011				1						

Espèce	Référence	Localisation	Année	Occurrence ingestion (macro)	Occurrence emmêlement/nidification	Quantités	Types de déchets	Taille (mm sauf si précisé)	Couleur	Taille d'échantillon (nb indiv)	Protocole
Iguane caréné à queue bouclée <i>Leiocephalus carinatus armouri</i>	Dean et al., 2005										
Couleuvre d'eau du Diamondback <i>Nerodia r. rhombifer</i>	Ortega & Zaidan III, 2009.				12 (5,4%)		Anneaux de bouteille, élastique, anneau de tirette pour carton de jus de fruit	De 13 mm à 42.2 mm, moyenne 25.95 ±2.33 mm	4 blancs, 2 jaunes, 1 pourpre, 1 bleu	220	Collecte pendant des recherches de routine et un suivi radio-téléométrique, ou bien récupération par centre de soin
Couleuvre agile <i>Coluber constrictor</i>	Ebert S.A., Jobe K.L., Schalk C.M., Saenz D., Adams C.K., Cmer C.E. 2019.	Houston County, Texas, USA.	2018		1					1	
Couleuvre agile <i>Coluber constrictor</i>	Ebert S.A., Jobe K.L., Schalk C.M., Saenz D., Adams C.K., Cmer C.E. 2019.	Houston County, Texas, USA.	2018		1					1	
Couleuvre agile <i>Coluber constrictor</i>	Ebert S.A., Jobe K.L., Schalk C.M., Saenz D., Adams C.K., Cmer C.E. 2019.	Houston County, Texas, USA.	2018		1					1	
Couleuvre agile <i>Coluber constrictor</i>	Ebert S.A., Jobe K.L., Schalk C.M., Saenz D., Adams C.K., Cmer C.E. 2019.	Houston County, Texas, USA.	2018		1					1	
<i>Coluber flagellum</i>	Ebert S.A., Jobe K.L., Schalk C.M., Saenz D., Adams C.K., Cmer C.E. 2019.	Houston County, Texas, USA.	2018		1					1	
<i>Coluber flagellum</i>	Ebert S.A., Jobe K.L., Schalk C.M., Saenz D., Adams C.K., Cmer C.E. 2019.	Houston County, Texas, USA.	2018		1					1	

Espèce	Référence	Localisation	Année	Occurrence ingestion (macro)	Occurrence emmêlement/nidification	Quantités	Types de déchets	Taille (mm sauf si précisé)	Couleur	Taille d'échantillon (nb indiv)	Protocole
<i>Coluber flagellum</i>	Ebert S.A., Jobe K.L., Schalk C.M., Saenz D., Adams C.K., Cmer C.E. 2019.	Houston County, Texas, USA.	2018		1					1	
Couleuvre d'eau à ventre jaune <i>Nerodia erythrogaster</i>	Ebert S.A., Jobe K.L., Schalk C.M., Saenz D., Adams C.K., Cmer C.E. 2019.	Houston County, Texas, USA.	2018		1					1	
Serpent ratier noir <i>Pantherophis obsoletus</i>	Ebert S.A., Jobe K.L., Schalk C.M., Saenz D., Adams C.K., Cmer C.E. 2019.	Houston County, Texas, USA.	2018		1					1	
Serpent ratier noir <i>Pantherophis obsoletus</i>	Ebert S.A., Jobe K.L., Schalk C.M., Saenz D., Adams C.K., Cmer C.E. 2019.	Houston County, Texas, USA.	2018		1					1	
Iguane du désert <i>Dipsosaurus dorsalis</i>	Bonine et al. (2004) in Ebert et al., 2019	AZ, USA			1		Maille en polypropylène pour l'exclusion de la faune	Maillage 18 × 26 mm			
Lézard cornu du désert <i>Phrynosoma solare</i>	Bonine et al. (2004) in Ebert et al., 2019	AZ, USA					Maille en polypropylène pour l'exclusion de la faune	Maillage 18 × 26 mm			
Lézard épineux du désert <i>Sceloporus magister</i>	Bonine et al. (2004) in Ebert et al., 2019	USA			5		Maille en polypropylène pour l'exclusion de la faune	18 × 26			
Lézard épineux du désert <i>Sceloporus magister</i>	Bonine et al. (2004) in Ebert et al., 2019	USA			5		Maille en polypropylène pour l'exclusion de la faune	18 × 26			
Lézard épineux du désert <i>Sceloporus magister</i>	Bonine et al. (2004) in Ebert et al., 2019	USA			2		Maille en polypropylène pour l'exclusion de la faune	18 × 26			
Couleuvre agile <i>Coluber constrictor</i>	Walley et al. (2005), in Ebert et al. (2019)	USA			1		filet de limon en plastique				

Espèce	Référence	Localisation	Année	Occurrence ingestion (macro)	Occurrence emmêlement/nidification	Quantités	Types de déchets	Taille (mm sauf si précisé)	Couleur	Taille d'échantillon (nb indiv)	Protocole
Couleuvre agile <i>Coluber constrictor</i>	Barton & Kinkead (2005)	USA			2		couverture anti-érosion pour la stabilisation du sol, noix de coco ou paille, fibre de coco, maille en plastique	in: 10 × 10, ex: 20 × 20			
Couleuvre agile <i>Coluber constrictor</i>	Barton & Kinkead (2005)	USA			1		couverture anti-érosion pour la stabilisation du sol, noix de coco ou paille, fibre de coco, maille en plastique	in: 10 × 10, ex: 20 × 20			
Couleuvre agile <i>Coluber constrictor</i>	Barton & Kinkead (2005)	USA			1		couverture anti-érosion pour la stabilisation du sol, noix de coco ou paille, fibre de coco, maille en plastique	in: 10 × 10, ex: 20 × 20			
Couleuvre agile <i>Coluber constrictor</i>	Barton & Kinkead (2005)	USA			1		couverture anti-érosion pour la stabilisation du sol, noix de coco ou paille, fibre de coco, maille en plastique	in: 10 × 10, ex: 20 × 20			
Couleuvre agile <i>Coluber constrictor</i>	Barton & Kinkead (2005)	USA			2		couverture anti-érosion pour la stabilisation du sol, noix de coco ou paille, fibre de coco, maille en plastique	in: 10 × 10, ex: 20 × 20			
Couleuvre agile <i>Coluber constrictor</i>	Barton & Kinkead (2005)	USA			1		couverture anti-érosion pour la stabilisation du sol, noix de coco ou paille, fibre de coco, maille en plastique	in: 10 × 10, ex: 20 × 20			
Couleuvre agile <i>Coluber constrictor</i>	Barton & Kinkead (2005)	USA			1		couverture anti-érosion pour la stabilisation du sol, noix de coco ou paille, fibre de coco, maille en plastique	in: 10 × 10, ex: 20 × 20			
Couleuvre agile <i>Coluber constrictor</i>	Walley et al. (2005) in Ebert et al., 2019	USA			1		polypropylène				

Espèce	Référence	Localisation	Année	Occurrence ingestion (macro)	Occurrence emmêlement/nidification	Quantités	Types de déchets	Taille (mm sauf si précisé)	Couleur	Taille d'échantillon (nb indiv)	Protocole
Couleuvre agile <i>Coluber constrictor</i>	Montez & Saenz (2018) in Ebert et al., 2019	USA			1		Maille pour l'exclusion de la faune, 30% tissu d'ombrage	12 mm × 7 mm × 7 mm × 7 mm			
<i>Coluber flagellum</i>	Bonine et al. (2004) in Ebert et al., 2019	USA			1		polypropylene mesh for wildlife exclusion	18 × 26 mm			
Couleuvre à nez plat <i>Heterodon platirhinos</i>	Kapfer and Paloski (2011) in Ebert et al., 2019	USA			1		filet monofilament en plastique pour l'exclusion de la faune	19.2 × 19.2			
Couleuvre à nez plat <i>Heterodon platirhinos</i>	Barton and Kinkead (2005)	USA			1		couverture anti-érosion pour la stabilisation du sol, noix de coco ou paille, fibre de coco, maille en plastique	in: 10 × 10, ex: 20 × 20			
Couleuvre à nez plat <i>Heterodon platirhinos</i>	Mitchell et al. (2006) in Ebert et al., 2019	USA			1		filet monofilament à cordes fines pour l'exclusion de la faune				
Serpent roi <i>Lampropeltis getula</i>	Bonine et al. (2004) in Ebert et al., 2019	USA			1		polypropylene mesh for wildlife exclusion	18 × 26			
Couleuvre faux-coraïl <i>Lampropeltis triangulum</i>	Walley et al. (2005a) in Ebert et al., 2019	USA			1		filet de limon en plastique				
serpent d'eau à ventre plat <i>Nerodia erythrogaster</i>	Lutterschmidt & Schaefer (1996) in Ebert et al., 2019	USA			3		filet en polypropylène pour l'exclusion de la faune	15.8 × 19.1 mm			
Couleuvre d'eau du Diamondback <i>Nerodia rhombifer</i>	Lutterschmidt & Schaefer (1996) in Ebert et al., 2019	USA			1		filet en polypropylène pour l'exclusion de la faune	15.8 × 19.1 mm			
Couleuvre d'eau du Diamondback <i>Nerodia rhombifer</i>	Lutterschmidt & Schaefer (1996) in Ebert et al., 2019	USA			7		filet en polypropylène pour l'exclusion de la faune	15.8 × 19.1 mm			
Couleuvre d'eau du Diamondback <i>Nerodia rhombifer</i>	Lutterschmidt & Schaefer (1996) in Ebert et al., 2019	USA			1		polypropylene netting for wildlife exclusion	15.8 × 19.1 mm			

Espèce	Référence	Localisation	Année	Occurrence ingestion (macro)	Occurrence emmêlement/nidification	Quantités	Types de déchets	Taille (mm sauf si précisé)	Couleur	Taille d'échantillon (nb indiv)	Protocole
Couleuvre d'eau <i>Nerodia sipedon</i>	Kapfer & Paloski (2011) in Ebert et al., 2019	USA			1		erosion control blanket for soil stabilization	12.7 × 12.7			
Couleuvre d'eau <i>Nerodia sipedon</i>	Fauth and Welter (1994) in Ebert et al., 2019	USA			1		plastic netting				
Couleuvre d'eau <i>Nerodia sipedon</i>	Walley et al. (2005b) in Ebert et al., 2019	USA			1		erosion control blanket for soil stabilization				
Couleuvre d'eau <i>Nerodia sipedon</i>	Fauth & Welter (1994) in Ebert et al., 2019	USA			3		plastic netting for wildlife exclusion				
Couleuvre d'eau <i>Nerodia sipedon</i>	Fauth & Welter (1994) in Ebert et al., 2019	USA			1		plastic netting for wildlife exclusion				
Nerodia sp.	Barton & Kinkead (2005)	USA			1		erosion control blanket for soil stabilization, coconut or straw, coconut fiber, plastic mesh	in: 10 × 10, ex: 20 × 20			
Couleuvre <i>Pantherophis alleghaniensis</i>	Mitchell et al. (2006) in Ebert et al., 2019	USA			1		packaging plastic mesh netting				
Couleuvre <i>Pantherophis alleghaniensis</i>	Mitchell et al. (2006) in Ebert et al., 2019	USA			1		fine string monofilament netting for wildlife exclusion				
Couleuvre <i>Pantherophis alleghaniensis</i>	Mitchell et al. (2006) in Ebert et al., 2019	USA			2		deer netting for wildlife exclusion				
Couleuvre <i>Pantherophis alleghaniensis</i>	Mitchell et al. (2006) in Ebert et al., 2019	USA			1		deer netting for wildlife exclusion				
Serpent des blés <i>Pantherophis guttatus</i>	Mitchell et al. (2006) in Ebert et al., 2019	USA			1		plastic erosion control netting	13 × 13			
Serpent des blés <i>Pantherophis guttatus</i>	Barton & Kinkead (2005)	USA			1		erosion control blanket for soil stabilization coconut or straw, coconut fiber, plastic mesh	in: 10 × 10, ex: 20 × 20			

Espèce	Référence	Localisation	Année	Occurrence ingestion (macro)	Occurrence emmêlement/nidification	Quantités	Types de déchets	Taille (mm sauf si précisé)	Couleur	Taille d'échantillon (nb indiv)	Protocole
Serpent ratier noir <i>Pantherophis obsoletus</i>	Liner & Hogenstad (1996) in Ebert et al., 2019	USA			2		polypropylene mesh for wildlife exclusion	14.29 × 17.46			
Serpent ratier noir <i>Pantherophis obsoletus</i>	Barton & Kinkead (2005)	USA			1		erosion control blanket for soil stabilization coconut or straw, coconut fiber, plastic mesh	in: 10 × 10, ex: 20 × 20			
Serpent ratier noir <i>Pantherophis obsoletus</i>	Fauth & Welter (1994) in Ebert et al., 2019	USA			1		plastic netting				
Serpent ratier noir <i>Pantherophis obsoletus</i>	Neal et al. (1993) in Ebert et al., 2019	USA			7		nylon monofilament garden netting for wildlife exclusion	19 × 19			
Serpent ratier noir <i>Pantherophis obsoletus</i>	Neal et al. (1993) in Ebert et al., 2019	USA			4		nylon monofilament garden netting for wildlife exclusion	19 × 19			
Serpent ratier noir <i>Pantherophis obsoletus</i>	Neal et al. (1993) in Ebert et al., 2019	USA			2		nylon monofilament garden netting for wildlife exclusion	19 × 19			
Serpent ratier noir <i>Pantherophis obsoletus</i>	Neal et al. (1993) in Ebert et al., 2019	USA			1		nylon monofilament garden netting for wildlife exclusion	19 × 14			
Serpent ratier noir <i>Pantherophis obsoletus</i>	Neal et al. (1993) in Ebert et al., 2019	USA			1		nylon monofilament garden netting for wildlife exclusion	19 × 14			
Serpent ratier noir <i>Pantherophis obsoletus</i>	Neal et al. (1993) in Ebert et al., 2019	USA			3		nylon monofilament garden netting for wildlife exclusion	19 × 19 et 19 × 14			
Couleuvre obscure <i>Pantherophis spiloides</i>	Neal et al. (1993) in Ebert et al., 2019	USA			11		netting for wildlife exclusion				
Couleuvre fauve de l'Est <i>Pantherophis vulpinus</i>	Kapfer & Paloski (2011) in Ebert et al., 2019	USA			16		soil stabilization	12.7 × 19.0			

Espèce	Référence	Localisation	Année	Occurrence ingestion (macro)	Occurrence emmêlement/nidification	Quantités	Types de déchets	Taille (mm sauf si précisé)	Couleur	Taille d'échantillon (nb indiv)	Protocole
Couleuvre fauve de l'Est <i>Pantherophis vulpinus</i>	Kapfer & Paloski (2011) in Ebert et al., 2019	USA			6		soil stabilization	12.7 x 19.0			
Couleuvre fauve de l'Est <i>Pantherophis vulpinus</i>	Kapfer & Paloski (2011) in Ebert et al., 2019	USA			3		polypropylene netting for wildlife exclusion	25.4 x 25.4			
serpent taureau <i>Pituophis catenifer</i>	Kapfer & Paloski (2011) in Ebert et al., 2019	USA			1		polypropylene mesh for wildlife exclusion	18 x 26			
serpent taureau <i>Pituophis catenifer</i>	Kapfer & Paloski (2011) in Ebert et al., 2019	USA			1		polypropylene mesh for wildlife exclusion	25.4 x 25.4			
Couleuvre à petite tête <i>Thamnophis butleri</i>	Walley et al. (2005b) in Ebert et al., 2019	USA			1		erosion mesh netting				
Couleuvre rayée <i>Thamnophis sirtalis</i>	Kapfer & Paloski (2011) in Ebert et al., 2019	USA			2		erosion control mat	12.7 x 12.7			
Couleuvre rayée <i>Thamnophis sirtalis</i>	Low (2005) in Ebert et al., 2019	USA			13		synthetic erosion control netting				
mocassin d'eau <i>Agkistrodon piscivorus</i>	Lutterschmidt & Schaefer (1996) in Ebert et al., 2019	USA			3		polypropylene netting for wildlife exclusion	15.8 x 19.1			
Crotale diamantin de l'Ouest <i>Crotalus atrox</i>	Bonine et al. (2004) in Ebert et al., 2019	USA			1		polypropylene mesh for wildlife exclusion	18 x 26			
Crotale diamantin de l'Ouest <i>Crotalus atrox</i>	Bonine et al. (2004) in Ebert et al., 2019	USA			1		polypropylene mesh for wildlife exclusion	18 x 26			
Crotale diamantin de l'Ouest <i>Crotalus atrox</i>	Campbell (1950) in Ebert et al., 2019	USA			2		fencing, poultry wire	25.4 x 25.4			

Espèce	Référence	Localisation	Année	Occurrence ingestion (macro)	Occurrence emmêlement/nidification	Quantités	Types de déchets	Taille (mm sauf si précisé)	Couleur	Taille d'échantillon (nb indiv)	Protocole
Crotale des bois <i>Crotalus horridus</i>	Fauth & Welter (1994) in Ebert et al., 2019	USA			1		plastic netting				
Crotale des bois <i>Crotalus horridus</i>	Walley et al. (2005b) in Ebert et al., 2019	USA			1		polypropylene erosion control netting				
Crotale des bois <i>Crotalus horridus</i>	Walley et al. (2005b) in Ebert et al., 2019	USA			2		erosion mesh netting or silt fencing				
Serpent inconnu	Liner & Hogenstad (1996) in Ebert et al., 2019	USA			1		polypropylene mesh for wildlife exclusion	14.29 × 17.46			
Serpent inconnu	Barton & Kinkead (2005)	USA			3		Erosion Control Blanket coconut or straw, coconut fiber, plastic mesh	in: 10 × 10, ex: 20 × 20			
Serpent inconnu	Barton & Kinkead (2005)	USA			2		Erosion Control Blanket coconut or straw, coconut fiber, plastic mesh	in: 10 × 10, ex: 20 × 20			
Serpent inconnu	Barton & Kinkead (2005)	USA			1		Erosion Control Blanket coconut or straw, coconut fiber, plastic mesh	in: 10 × 10, ex: 20 × 20			
Tortue boîte <i>Terrapene carolina carolina</i>	Brisbin et al. (2008) in Ebert et al., 2019	USA			1		wire fence				
Tortue boîte <i>Terrapene carolina triunguis</i>	Smith & Parker (2017), HerpMapper (2018) in Ebert et al., 2019	USA			1		woven-wire fencing				
Gophère du Texas <i>Gopherus berlandieri</i>	Engeman et al. (2004) in Ebert et al., 2019	USA			1		wire woven field fencing				
Couleuvre à nez plat <i>Heterodon platirhinos</i>	Zappalorti & Mitchell, 2008.		1980 and 2005								

5.8. Revue de littérature des impacts des déchets sur les oiseaux

Espèce	Référence	Localisation	Année	Occurrence ingestion macro	Occurrence ingestion micro	Occurrence emmêlement/nids	Occurrence plumes	Quantités	Types de déchets	Taille déchets	Couleur déchets	Taille échantillon
Kittiwake, Rissa	Clemens and Hartwig, 1993, in Battisti et al., 2019	Nord Dane mark	1992			39.3%			plastique			466 nids
Kittiwake, Rissa	Hartwig et al., 2007.	Nord Dane mark	2005			57.2%			plastique			311 nids
Goeland leucophée <i>Larus michahellis</i>	Delgado, Zorrozua et Arizaga, 2020.	Nord de l'Espagne, Sud-Est du Golfe de Gascogne	2019				0 à 40% selon les colonies		<5% du nid; la plupart des nids avec 1 seul item et quelques uns avec 2 items; 0.4 ± 0.42 g (de < 0.01 g à 1.44 g)	Sac plastique surtout et corde, et rarement textile, généralement blanc		80
Mesange charbonnière	Hanmer, Thomas, Beswick, Collins, Fellowes, 2017.	Sud-Est Angleterre	Entre Avril et Juin 2016				94%			mousses, herbes, feuilles, brindilles, plumes, poils d'animaux domestiques et sauvages et matériel		36

									aux anthropiques , majoritairement coton traité et rembourrage artificiel			
Mésange bleue	Hanmer, Thomas, Beswick, Collins, Fellowes, 2017.	Sud-Est Angleterre	Entre Avril et Juin 2016			77%			mousses, herbes, feuilles, brindilles, plumes, poils d'animaux domestiques et sauvages et matériaux anthropiques, majoritairement coton traité et rembourrage artificiel			62
Fou de bassant <i>Morus bassanus</i>	Basto, Nicastro, Tavares, McQuaid	Portugal continental	2007-2017	4.76%	5.81 ±5.81 fragme				100% micro	100% blanc-transparent	21	

<i>Northern Gannet</i>	, Casero, Azevedo, Zardi, 2019.					nts; 0.0032 ±0.003 g							
Goéland leucophée Larus michahellis	Lopes, Pais de Faria, Paiva & Ramos, 2020.	Portugal					2,6% et 15,4% dans les sites naturels et 47,6% et 95,7% dans les sites de reproduction urbains						
Columbina talpacoti	Batisteli, Guilherme-Ferreira, Hugo Sarmento, 2019.	Sao Paulo, Brésil	Novembre 2013 à Janvier 2014				62.5%		0.34 (se 0.17) g	ficelle plastique			8
Amazilia lactea	Batisteli, Guilherme-Ferreira, Hugo Sarmento, 2019.	Sao Paulo, Brésil	Novembre 2013 à Janvier 2014			0%				ficelle plastique			1
Thamnophilus doliatus	Batisteli, Guilherme-Ferreira, Hugo Sarmento, 2019.	Sao Paulo, Brésil	Novembre 2013 à Janvier 2014			100%		0.60 se 0.06g		ficelle plastique			5
Synalaxis albescens	Batisteli, Guilherme-Ferreira, Hugo Sarmento, 2019.	Sao Paulo, Brésil	Novembre 2013 à Janvier 2014					0%			ficelle plastique		1

Synalaxis frontalis	Batisteli, Guilherme -Ferreira, Hugo Sarmiento, 2019.	Sao Paulo, Brésil	Novembre 2013 à Janvier 2014			0%			ficelle plastique			4
Turdus amaurochalinus	Batisteli, Guilherme -Ferreira, Hugo Sarmiento, 2019.	Sao Paulo, Brésil	Novembre 2013 à Janvier 2014			41.7%		0.23 (SE 0.09) g	ficelle plastique			12
Volatinia jacarina	Batisteli, Guilherme -Ferreira, Hugo Sarmiento, 2019.	Sao Paulo, Brésil	Novembre 2013 à Janvier 2014			0%			ficelle plastique			2
Coryphospingus cucullatus	Batisteli, Guilherme -Ferreira, Hugo Sarmiento, 2019.	Sao Paulo, Brésil	Novembre 2013 à Janvier 2014			22.2%		0.08 (se 0.06)g	ficelle plastique			9
Sporophila caeruleascens	Batisteli, Guilherme -Ferreira, Hugo Sarmiento, 2019.	Sao Paulo, Brésil	Novembre 2013 à Janvier 2014			0%			ficelle plastique			6
Zonotrichia capensis	Batisteli, Guilherme -Ferreira, Hugo Sarmiento, 2019.	Sao Paulo, Brésil	Novembre 2013 à Janvier 2014			13.3%		0.08 (SE 0.05)g	ficelle plastique			30

Balburds Ospreys (Pandion haliaetus)	Blem, Blem, Harmata, 2002.	Montana, USA	Novembre 2013 à Janvier 2014			5%?			ficelle			260
American black ducks (Anas rubripes)	English, Robertson, Avery-Gomm, Pirie-Hay, Roul, Ryan, Wilhelm, Mallory, 2015.	Nouveau-Brunswick et Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve-et-Labrador, Canada	Novembre 2013 à Janvier 2014		6.9% plastique, 2.3% metal		0,5 à 5 mm de long et 0.25–3 mm large; 1148g ± 16 (se); 0.07 ± 0.03 nb de plastique, 0.02 ± 0.02 nb de metal, 0.01 ± 0.005 g de plastique, 0.04 ± 0.03 g de metal	SHE = FRA = FOA			87	
canard colvert mallard (Anas platyrhynchos)	English, Robertson, Avery-Gomm, Pirie-Hay, Roul, Ryan, Wilhelm, Mallory, 2015.	Nouveau-Brunswick et Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve-et-Labrador, Canada	Novembre 2013 à Janvier 2014		46.1% plastique; 30.8% metal		1 morceau de corde de 10 cm de long, mais sinon 0,5 à 5 mm de long et 0.25–3 mm large; 1104g ± 28 (se); 1.00 ± 0.38 nb de plastic; 1.08 ± 0.55 nb de metal; 32.11 ± 30.66 g de plastics, 2.00 ± 0.56 g de metal	FRA>SHE>THR>OTHER>FOA				13
common eider (Somateria mollissima)	English, Robertson, Avery-Gomm, Pirie-Hay, Roul, Ryan,	Côte nord-est de Terre-Neuve, Canada	Novembre 2013 à Janvier 2014		2.1% plastique, 2.1% metal		1 corde de 2 x 52 mm + 1 morceau de métal de 12 x 10 mm; 1707 g ± 28 (se); 0.02 ± 0.02 nb de plastique, 0.02 ±	THR				48

	Wilhelm, Mallory, 2015.								0.002 nb de metal, 3.56 ± 3.56 g de plastique, 1.73 ± 1.73 g de metal				
Synallaxe à gorge jaune Certhia xis cinnamomea	Roda & Carlos, 2003.	État de Pernambuco, Brésil	1987			100% (n=1=		95% de fil électrique et quelques batons de bois sec	Fil électrique, bois			1	
Balbusard pêcheur Ospreys (Pandion haliaetus)	Houston & Scott, 2006.	Saskatchewan, Canada	1999–2004			11.7% individus			ficelle lieuse				32 nids; 77 jeunes

5.9. Liste des espèces d'oiseaux dont les bénévoles de la LPO AURA ont observé une interaction avec des déchets synthétiques

Balbuzard pêcheur
Bihoreau gris
Buse variable
Canard colvert
Choucas des tours
Chouette hulotte
Corbeau freux
Corneille noire
Cygne tuberculé
Faucon crécerelle
Faucon pèlerin
Fauvette à tête noire
Foulque macroule
Fuligule milouin
Fuligule morillon
Gallinule poule-d'eau
Geai des chênes
Goéland brun
Goéland leucopnée
Grèbe huppé
Grand Corbeau
Grand Cormoran
Grand-duc d'Europe
Grande Aigrette
Grimpereau des jardins
Héron cendré
Harle bièvre
Hirondelle rustique
Mésange huppée
Martinet noir
Martin-pêcheur d'Europe
Merle noir
Milan sp. (espèce indéterminée)
Milan noir
Milan royal
Moineau domestique
Nette rousse
Pie bavarde
Pigeon biset domestique
Plongeon catmarin
Plongeon imbrin
Rapace indéterminé
Roitelet à triple bandeau
Rougegorge familier
Rougequeue noir
Sterne pierregarin
Vautour fauve

5.10. Résultat de la littérature pour les mammifères

Tableau 13. Références traitant des interactions entre déchets et mammifères

Espèce	Référence	Localisation	Année	Occurrence ingestion macro	Occurrence Emmêlement	Quantité	Types de déchets	Taille échantillon
Ornithorynque <i>Ornithorhynchus anatinus</i>	Serna and Williams (1998) in Ortega & Zaidan III				1 individu			
Buffle	Mahadappa P., Krishnaswamy N., Karunanidhi M., Bhanuprakash A., Bindhuja B. V., Dey S., 2019.							30/groupe = 60
raton laveur <i>Nyctereutes procyonoides</i>	Jankowiak Ł., Malecha A.W., Krawczyk A.J., 2016.	Near Odolanów, Wielkopolska, western Poland	2006-2010	8.8%		10 (nb)	Plastique (60%), papier (10%), laine (10%), verre (10%)	215
renard roux <i>Vulpes vulpes</i>	Jankowiak Ł., Malecha A.W., Krawczyk A.J., 2016.	Near Odolanów, Wielkopolska, western Poland	2006-2010	4.8%		45 (nb)	Plastique (33.3%), Polystyrène (29%), papier (13.3%), laine (2.2%), verre (8.9%), caoutchouc (2.2%), éponge (2.2%), indéterminé (8.9%)	936
Marte <i>Marte sp.</i>	Jankowiak Ł., Malecha A.W., Krawczyk A.J., 2016.		2006-2010	4.3%		8 (nb)	Plastique (50%), feuille Aluminium (12.5%), Papier (12.5%), chaux (12.5%), éponge (12.5%)	161
Putois <i>Mustela putorius</i>	Jankowiak Ł., Malecha A.W., Krawczyk A.J., 2016.	Near Odolanów, Wielkopolska, western Poland	2006-2010	2.5%		31 (nb)	Plastique (32.3%), feuille Aluminium (22.6%), polystyrène (6.5%), papier (12.9%), chevrotine (3.2%), chaux? (6.4%), peinture (6.4%), laine (6.4%), ficelle de chanvre (3.2%)	1068
Hermine <i>Mustela erminea</i>	Jankowiak Ł., Malecha A.W., Krawczyk A.J., 2016.	Near Odolanów, Wielkopolska, western Poland	2006-2010	1.7%		1 (nb)	laine (100%)	59
loutre eurasiennne <i>Lutra lutra</i>	Jankowiak Ł., Malecha A.W., Krawczyk A.J., 2016.	Near Odolanów, Wielkopolska, western Poland	2006-2010	0.2%		4 (nb)	Plastique (25%), feuille Aluminium (25%), verre (50%)	2269
vison d'Amérique <i>Neovison vison</i>	Jankowiak Ł., Malecha A.W., Krawczyk A.J., 2016.	Near Odolanów, Wielkopolska, western Poland	2006-2010	0%		0	-	115

renard roux <i>Vulpes vulpes</i>	Brosset A., 1975	forêt domaniale de Sénart, Sud-Est de Paris, France	1967-1968	25 à 75%			papiers d'emballage sulfurisé ou métallisé, morceaux de matière plastique, d'étoffe, de ficelle, de laine, de caoutchouc, paraffine	123
Mouton	Abdela N., Deressa F.B., Hassan A., Teshome E. 2017.	Jimma town of Jimma zone. The town is located in the south western Jimma, Oromia Regional State, Ethiopia	2016	11%		22 (nb)	plastique (59%), textile (18.1%), corde (9%), câble (9%), cuir (4.54%)	200
Mouton, chèvre	Otsyina HR, Nguhiu-Mwangi J., Mogoia EGM, Mbuthia PG, Ogara WO, 2015.	Kenya	2013	10,8% (comprenant 10,1% de mouton et 12% chèvres)		De 0.91g à 2.10kg	sac plastique (72.3%), graines de fruit (8.0%), cordes de nylon (4.5%), cables en metal (4.5%), textile (1.8%), cailloux (0.9%), matériel mixte (8.0%)	1 040
Vaches	Khurshaid et al., 2013, in Mills-Thompson, 2016	Pakistan		60%				
Mouton	Igbokwe et al., 2003, in Mills-Thompson, 2016	Nigeria		20%				
Chèvre	Ghurashi et al., 2009, in Mills-Thompson, 2016	Sudan		~80%				
Mouton, chèvre, vache	Teshome et al., 2017		2016-2017	21.8%: 29.6% chez les moutons, 16.7% chez les chèvres et 14% chez les vaches			Plastique (56.9%), textile (13.8%), corde et mixtes =(9.2%), cable (6.4%), clou =(5.5%)	500 (240 moutons, 60 chèvres, 200 vaches)