

Université Libre de Bruxelles
Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire
Faculté des Sciences
Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

**Approche systémique d'impacts des micro-plastiques et du bisphénol A au sein
de différents niveaux trophiques du bassin méditerranéen et analyse des
politiques européennes actuelles en la matière**

Mémoire de Fin d'études présenté par
LECLERCQ Jérôme
en vue de l'obtention du grade académique de
Master en Sciences et Gestion de l'Environnement
Finalité Gestion de l'Environnement ENVI5G-T

Année Académique : 2014-2015

Promoteur : Prof. Pierre-Louis Kunsch
Co-promoteur : Prof. Marie-Francoise Godart

« A l'Ouest comme à l'Est, c'est la même marche, le même système visant à l'augmentation des "moyens de faire" où l'on voit se réaliser la vocation de l'Homme. Ce phénomène a l'ampleur d'une loi de la nature .L'amplification des moyens de faire est la passion dominante de notre société à laquelle toute sensibilité ainsi que l'environnement sont sacrifiés. Notre société est comme une immense machine dont le tableau de bord est trop pauvre en indicateurs et dont l'épiderme bétonné est insensible aux réactions individuelles. Une machine si occupée à construire, à produire, qu'elle est aveugle à ce qu'elle détruit et myope à l'égard du monde qu'elle risque de faire ».

Bertrand de Jouvenel (membre du Club de Rome), 1972

Remerciements

Tout d'abord, je tiens à remercier chaleureusement mon promoteur et mon co-promoteur de mémoire, Monsieur Pierre-Louis Kunsch et Madame Marie-Francoise Godart, pour avoir suscité mon intérêt sur un sujet d'études passionnant et actuel. Je leurs suis également très reconnaissant de m'avoir accompagné régulièrement tout au long de la rédaction de ce mémoire, malgré leur emploi du temps chargé.

Je remercie également vivement Madame Anne Steenhout pour ses nombreux conseils et remarques constructives qui m'ont beaucoup aidé dans l'élaboration de mon mémoire.

Enfin merci aussi à Monsieur Francois Galgani, chercheur à l'IFREMER, à Madame Lisbeth Van Cauwenberghe, PhD à l'Université de Gand, et à Monsieur Colin Janssens, Professeur d'écotoxicologie à l'Université de Gand, pour avoir accepté de partager avec moi leurs articles et publications sur le sujet ainsi que pour leurs précieux conseils lors de la mise en route de ce mémoire.

Résumé

La production annuelle de matières plastiques a atteint 280 millions de tonnes en 2012 et continue de croître chaque année à un taux estimé entre 8 et 10 %, faisant de ce secteur un levier majeur de la croissance économique de certains pays producteurs. Si les plastiques sont utiles car ils ont de multiples usages et des caractéristiques uniques, il n'en reste pas moins qu'ils sont issus de processus chimiques complexes, qui ont certes des retombées économiques importantes mais présentent un impact environnemental qui a lui aussi un coût important.

En effet, on considère qu'environ 10 % des plastiques jetés finissent dans les mers et les océans où ils vont ensuite se dégrader en micro-plastiques. En outre, certains types de plastiques relâchent de nombreuses substances toxiques lorsqu'ils se fragmentent. C'est notamment le cas du polycarbonate et de son composant, le bisphénol A, qui sera déversé directement dans les mers et les océans ou relâché indirectement dans tous les compartiments de l'environnement par de nombreux processus liés à son cycle de vie

L'ensemble des données existantes confortent la thèse selon laquelle le bisphénol A (BPA) induit des effets néfastes constatés tant sur la santé humaine que sur la reproduction des poissons vivant dans des écosystèmes contaminés. En effet, il interfère avec le système hormonal des organismes aquatiques, et ce, même à des concentrations très faibles, en affectant à la fois le développement et la reproduction d'un large éventail d'espèces comprenant tous les niveaux trophiques.

Chez l'homme, le BPA, comme la plupart des perturbateurs endocriniens, semble être à l'origine notamment de certains cancers, du développement de l'obésité, du diabète et de maladies du système vasculaire.

Or, les micro-plastiques et le bisphénol A sont bien présents dans l'écosystème du bassin méditerranéen qui, s'il représente moins de 1% de la surface mondiale des océans, abrite cependant entre 4% et 18% de la biodiversité marine mondiale. Dès lors, les micro-plastiques et le bisphénol A vont affecter l'ensemble des réseaux trophiques de cet écosystème, engendrant d'importantes perturbations au niveau de l'équilibre des populations.

Face à ce constat, des mesures législatives voient timidement le jour, comme la European Marine Strategy Framework Directive (MSFD) qui s'est donné pour objectif ambitieux d'atteindre un « bon état écologique » de la Méditerranée. Toutefois, ces mesures présentent de nombreuses limites et semblent contradictoires, les Etats membres et l'Europe ne parlant pas d'une même voix sur le sujet.

Enfin, si on assiste au développement d'alternatives au BPA comme le bisphénol S et le bisphénol F, ceux-ci, faisant partie de la même famille que le BPA, semblent avoir sensiblement les mêmes effets...

Table des matières

Introduction.....	1
Problématique et questions de recherche.....	1
Méthodologie.....	2
Agencement du travail et Objectifs.....	4
Lecture des schémas d'influences.....	5
Contexte général.....	6
1. Situation actuelle globale.....	7
1.1 Production mondiale et européenne.....	7
1.2 Processus de synthèse.....	11
1.3 Cinétique et dégradabilité des plastiques et du BPA dans les milieux marins.....	14
1.4 Impacts globaux des plastiques et du BPA.....	21
1.4.1 Impacts socio-économiques	21
1.4.2 Impacts écologiques.....	22
1.4.3 Impacts physiologiques.....	24
1.5 Conclusion partielle.....	25
2. Analyse systémique d'impacts.....	26
2.1 Introduction – Le cas de la Méditerranée.....	26
2.2 Notions de risque et approche écotoxicologique	30
2.2.1 Phytoplanctons.....	34
2.2.2 Zooplanctons.....	36
2.2.3 Mollusques, Échinodermes et Cnidaires.....	39
2.2.4 Poissons	45
2.2.5 Cétacés.....	49
2.3 Risques et impacts sur l'homme	50
2.3.1 Exposition.....	51
2.3.2 Toxicologie.....	52
2.4 Bioaccumulation des micro-plastiques.....	54
2.5 Conclusion partielle.....	57
3. Politiques européennes et substituts alternatifs.....	58
3.1 Fin de vie des déchets plastiques.....	58
3.2 Réglementation européenne sur le BPA.....	59
3.3 Cadre réglementaire en Méditerranée.....	62
3.3.1 European Marine Strategy Framework Directive (MSFD).....	62
3.3.2 Limites	63
3.4 Alternatives et substitutions.....	65
3.5 Question - Discussion.....	67
4. Limites.....	68
5. Conclusion générale.....	71
6. Bibliographie.....	73

Table des illustrations

Fig 1. Production de Plastiques (Monde + Europe) de 1950 à 2011.....	7
Fig 2. Production et consommation de polycarbonates en EU.....	9
Fig 3. Synthèse industrielle du BPA.....	11
Fig 4. Synthèse de polycarbonates.....	12
Fig 5. Sources principales et voies de circulations des plastiques dans le milieu marin.....	14
Fig 6. Distribution et concentrations de déchets plastiques (macro et micro) dans les océans.....	16
Fig 7. Principaux types de déchets en Méditerranée (en %)......	27
Fig 8. Concentrations de plastiques en plusieurs zones de Méditerranée (g/km ²)......	28
Fig 9. Courbe de Farmer.....	32
Fig 10. Nombre de nodules de 0,5 µm chez le crabe en fonction du temps	42
Fig 11. Succès de fécondation de l'oursin violet en fonction de la concentration de BPA.....	44
Fig 12. Production (pic moyen) de la protéine Zona Radiata chez le turbot juvénile.....	47
Fig 13. Comparaison des structures chimiques du BPA, BPF et BPS	65

Liste des tableaux

Tableau 1. Consommation du BPA en Europe (2005/2006).....	8
Tableau 2. Propriétés physico-chimiques du BPA à 25°C.....	12
Tableau 3. Sources d'émissions de BPA dans les 3 compartiments de l'environnement en EU.....	19
Tableau 4: Déchets les plus fréquents en Méditerranée (2002-2006).....	29
Tableau 5. État des connaissances propres à la toxicologie du BPA.....	69

Index des schémas

Schéma 1. Concentrations de BPA moyennes à l'équilibre dans différents compartiments de l'environnement.....	20
Schéma 2. Voies potentielles des micro-plastiques et interactions biologiques.....	25
Schéma 3. Micro-plastiques et réchauffement climatique	35
Schéma 4. Perturbation des populations par ajout de micro-plastiques au sein du système à l'équilibre.....	37
Schéma 5. Prolifération de la Méduse <i>Pelagia</i> en Méditerranée.....	41
Schéma 6. Ensemble du réseau trophique du Merlu.....	46
Schéma 7. Influences des micro-plastiques sur les réseaux trophiques et sur l'homme.....	56

Liste des abréviations

AERMC	Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse
AFSSA	Agence Française de Sécurité Sanitaires des Aliments
ANSES	Agence de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail
BADGE	Bisphénol A - diglycidylether
BPA	Bisphénol A - 4,4'-Dihydroxy-2,2-diphénylpropane
BPF	Bisphénol F - 4,4'-Dihydroxydiphenylmethane
BPS	Bisphénol S - 4,4'-Sulfonyldiphénol
CAS	Chemical Abstracts Service
CET	Centre d'Enfouissement Technique
CL50	Concentration Létale 50
CNRS	Centre National de Recherche Scientifique
CSS	Conseil Supérieur de la Santé
DDT	Dichloro-diphényl-trichloroéthane
DGCCRF	Direction Générale de la Concurrence, de la Consommation et de la Répression des Fraudes
DJA	Dose Journalière Admissible
DPSIR	Drivers-Pressure-State-Impact-Response
DTSC	California Department of Toxic Substance Control
EBM	Ecosystem-based Management
ECHA	European Chemicals Agency
EFSA	European Food Safety Authority
EMA	European Medicines Evaluation Agency
ENS	Ecole Normale Supérieure (Paris)
EQC	Equilibrium Criterion
EUS	Union Européenne de Systémique
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture
HCH	Gamma-hexachlorocyclohexane
HCl	Acide chlorydrique
HELMEPA	Hellenic Marine Environment Association
IFREMER	Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer
INERIS	Institut National de l'Environnement et des Risques
InVS	Institut de Veille Sanitaire
IPW	International Pellet Watch
IRMa	Institut des Risques Majeurs

Kow	Coefficient de partition Octanol-Eau
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration
MP	Micro-plastiques
MSFD	European Marine Strategy Framework Directive
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level
NOEC	No Observed Effect Concentration
NRC	National Research Council
OEHHA	Office of Environmental Health Hazard Assessment
OSPAR	Convention for the Protection of the marine Environment of the North-East Atlantic
PBDE	Polybromodiphényl'éther
PC	Polycarbonate
PCB	Biphényle polychloré
PDP	Plastic Disclosure Project
PE	Perturbateur Endocrinien
PET	Polyéthylène téréphtalate
PEC	Predicted Environmental Concentration
PGP	Plastique Garbage Project
PNEC	Predicted No Effect Concentration
POP	Polluant Organique Persistant
PP	Polypropylène
PS	Polystyrène
PTS	Polymer Technology and Services
PVC	Polychlorure de Vinyle
REACH	Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals
SGH	Globally Harmonised System of Classification and Labelling of chemicals
STEP	Station d'épuration
SVHC	Super Very High Concern
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Économique
UNEP	United Nations Environment Programme
USGS	United State Geological Survey
VHC	Very High Concern
WWF	World Wild Fund for Nature
ZRP's	Zona Radiata Proteins

Introduction

Problématique et questions de recherche

Si de nombreuses pollutions anthropiques perturbent actuellement les océans et les mers du globe, il apparaît que parmi celles-ci, la pollution par les plastiques et les substances chimiques qui leur sont associées occupe une place prépondérante.

Les plastiques qui font certes partie intégrante de nos modes de vie, sont rapidement consommés avant d'être jetés. Une partie importante de ces déchets finira un jour dans les océans et les mers du globe, où ils vont se dégrader durant de nombreuses années, les conséquences de leur utilisation massive se révélant ainsi catastrophiques pour les écosystèmes marins, particulièrement touchés pour plusieurs raisons, les impacts des plastiques sur ceux-ci étant étudiés depuis les années 70 déjà (Claessens & al, 2011 ; Marsh & Bugusu, 2007 ; Zhao & al, 2008).

En effet, d'une part, la présence des courants marins a pour effet de concentrer la pollution dans certaines zones, décrites dans la littérature comme des « continents de plastiques ». Toutefois, nous verrons, notamment par l'étude du cas de la Méditerranée, que certaines mers fermées sont également fortement impactées par une accumulation inquiétante de plastiques (Feydel, 2009 ; Moore, 2009).

D'autre part, de nombreux auteurs ont mis en évidence la fragmentation de déchets macro-plastiques en déchets micro-plastiques qui présentent une nouvelle menace pour le milieu.

Par ailleurs, de nombreux additifs et plastifiants chimiques sont ajoutés lors de la conception des matières plastiques. Or, ces substances chimiques, dont une majeure partie est considérée actuellement par les scientifiques comme agissant en tant que perturbateurs endocriniens, peuvent être libérées dans le milieu lorsque le déchet se fragmente (IPW, 2013 ; Teuten & al, 2009 ; Boote & Pretting, 2010 ; Takada, 2013).

C'est notamment le cas du bisphénol A (4,4'Isopropylidenediphenol), plus particulièrement étudié dans ce travail, qui va en effet être relargué lorsque le plastique se dégrade en milieu marin. Le BPA va dès lors induire des effets néfastes sur les organismes aquatiques et ce, déjà à des concentrations très faibles et s'accumuler dans les organismes qui ingèrent les matières plastiques.

Quels sont les effets du bisphénol A (BPA) et des micro-plastiques sur l'écosystème marin et sont-ils significatifs ? Quels risques comportent-ils réellement ? Quels sont les moyens mis en oeuvre pour tenter de réduire cette pollution ? Quels sont les instruments légaux qui doivent être mis en place pour d'une part, tenter de limiter le déversement des déchets plastiques dans les systèmes marins et d'autre part, réduire l'exposition au BPA des espèces du bassin méditerranéen et de l'homme ? Et enfin, quelles sont les limites auxquels les politiques sont confrontées dans l'élaboration de leur réglementation en la matière ?

Telles sont les quelques questions essentielles auxquelles tentera de répondre ce travail, à travers notamment une analyse des effets directs d'une exposition aux particules de plastiques et au bisphénol A de différents réseaux trophiques présents dans les écosystèmes touchés et plus particulièrement celui du bassin méditerranéen ici étudié, et enfin de l'homme.

Méthodologie

La réalisation de ce mémoire s'est effectuée en plusieurs étapes.

Dans un premier temps, un état des lieux aussi exhaustif que possible, de la littérature disponible, effectué tant en bibliothèque que dans des bases de données scientifiques, m'a permis notamment de poser les premiers prémisses de la problématique. Les questions de recherches ont ensuite été élaborées d'une part grâce à plusieurs entretiens avec le professeur Pierre-Louis Kunsch (IGEAT) et d'autre part par la lecture du « *Manuel de recherche en sciences sociales* » rédigé en 2011 par Raymond Quivy et Luc Van Campenhoudt.

Cet état des lieux fut particulièrement utile pour me donner une première idée du contexte et de la situation actuelle, à l'échelle mondiale d'une part et en Méditerranée d'autre part. Le choix opéré de cette mer en particulier pour appréhender la problématique étudiée se justifie notamment par les raisons suivantes :

- cette mer fait l'objet de très nombreuses études, ce qui m'a facilité la tâche pour la recherche bibliographique, rendant ainsi la documentation sur le sujet d'autant plus fournie et pertinente, car permettant de recouper les informations ;

- cet écosystème est profondément différent des milieux océaniques ouverts, puisque la Méditerranée a la particularité d'être une mer presque entièrement fermée, ce qui facilite la délimitation de l'écosystème ici étudié ;

- les particularités du milieu et du climat méditerranéens en font un écosystème particulièrement riche en biodiversité, les risques et les impacts des pollutions qui l'affectent mis en avant dans ce mémoire étant dès lors susceptibles de toucher plus d'espèces que dans tout autre écosystème ;

- les réglementations et directives européennes se penchent particulièrement sur le cas de la Méditerranée qui borde effectivement de nombreux pays membres de l'Union européenne, spécialement attentifs donc à l'évolution de la législation qui la concerne puisque impliqués directement par celle-ci ;

- enfin, la Méditerranée, relativement proche de la Belgique, nous touche sans doute plus que tout autre océan ou mer plus lointaine.

La littérature consultée comprend essentiellement des articles scientifiques et des rapports réalisés par des instances hautement compétentes et reconnues, telles que l'INERIS (Institut National de l'Environnement et des Risques), l'ANSES (Agence de Sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail), l'IFREMER (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer), l'AFFSA (Agence Française de Sécurité Sanitaires des Aliments), l'ECHA (Agence Européenne des Substance chimiques) ou encore la FAO (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture). Des articles de presse ou encore des sites internet ainsi que les principales directives européennes pertinentes en la matière ont également été consultés.

Nous avons privilégié ici une approche multidisciplinaire, justifiée par la complexité de la problématique aux confins des domaines de l'environnement, de la biologie, de la chimie, de la politique, mais aussi de la toxicologie et de la médecine. Je tiens à préciser ici que certains articles publiés dans des revues médicales spécialisées et des rapports et documents d'expertises internationales présentaient des études très approfondies d'aspects spécifiquement médicaux ou des évaluations des risques dans le cadre réglementaire que je n'ai dès lors pas pu appréhender complètement, même s'ils se sont avérés néanmoins utiles pour une compréhension générale.

La mise en relation de l'ensemble des impacts sera analysée par une toute autre méthode. Il a en effet été convenu, avec le Professeur Pierre Louis Kunsch, d'effectuer une analyse basée sur la systémique et illustrée notamment par de nombreux schémas d'influences. Ces derniers ont été réalisés en collaboration avec le Professeur Kunsch à l'aide du logiciel informatique Vensim® PLE.

La méthode analytique (ou cartésienne) permet en effet d'étudier les systèmes stables présentant un nombre limité d'acteurs et d'interactions. Selon l'Union Européenne de Systémique, cette méthode n'est cependant pas la plus adaptée pour étudier des systèmes.

La méthode systémique quant à elle, se construit en définissant des stocks et des flux reliant ces stocks. Elle est souvent utilisée en écologie et a pour objectif de présenter une vision schématique et inter-relationnelle au sein d'un système (Donnadieu & Karsky, 2002 ; Mathevet & Bousquet, 2014).

Notons que l'approche systémique ne s'oppose pas à l'approche analytique, cette dernière étant plutôt considérée comme complémentaire (Grande, 2011 ; Donnadieu & al, 2003).

La systémique suit notamment le principe de non-sommativité, qui peut être défini comme le fait qu'un système ne peut se réduire à la somme des éléments qui le constituent. Une étude adoptant cette méthodologie permettra ainsi de mettre en évidence les différentes interactions existant dans un écosystème perturbé par une pollution anthropique, ce qui est précisément le sujet de ce travail. Elle permettra en outre d'anticiper les évolutions du système et de mettre en évidence que la modification d'un des éléments ou d'une interaction peut affecter l'ensemble du système étudié (Pirotton, 2005).

Toutefois, l'approche systémique présente certaines limites qu'il convient d'évoquer brièvement ici. Premièrement, la notion même de système fait débat. Il existe en effet différentes manières d'aborder le système. Il convient par ailleurs de poser les limites de ce dernier. En d'autres termes, qu'est-ce qui fait partie du système et qui l'a défini ? Une autre objection faite à l'approche systémique souligne que « *l'approche systémique a tendance à négliger les relations entre les individus, le rôle du pouvoir et des arrangements structurels au profit d'une conception plus fonctionnelle fondée sur le consensus* » (Mathevet & Bousquet, 2014, p.147).

Si cette approche est privilégiée ici, c'est notamment parce qu'elle me paraissait justifiée par la multitude des acteurs concernés, la complexité de la problématique étudiée et le caractère multidisciplinaire de ma démarche. La lecture de ce travail doit dès lors se faire en gardant ces limites à l'esprit.

Agencement du travail et Objectifs

Les objectifs de ce mémoire sont multiples.

Nous avons voulu, dans un premier temps, rendre compte de l'état actuel des connaissances spécifiques à la problématique étudiée, pour ensuite, par une approche systémique, présenter les risques et impacts d'une pollution par les micro-plastiques de l'écosystème du bassin méditerranéen et ce, sur deux échelles distinctes ; d'une part, l'échelle particulière, avec la production de déchets plastiques de diverses tailles et d'autre part, l'échelle moléculaire (effet des perturbateurs endocriniens).

Un premier volet présente donc un bref état des lieux global de la problématique. Ce chapitre s'intéresse tant au bisphénol A qu'aux matières plastiques, qui représentent en effet la cause principale de déversement de BPA dans l'environnement. Ce chapitre mettra notamment en évidence l'aspect quantitatif des plastiques (production et flux vers les mers et les océans). Nous insisterons également sur le fait que les plastiques, conçus à partir de nombreuses substances chimiques, sont très persistants dans les milieux aquatiques et constituent la composante essentielle des déchets marins.

Nous évoquerons par ailleurs le fait que les macro-déchets plastiques vont se fragmenter dans le milieu marin pour atteindre des dimensions de l'ordre du micromètre. L'ensemble de ces macro- et micro-déchets vont envahir l'environnement marin en se concentrant dans certaines zones et nous nous attacherons à présenter brièvement les différents impacts globaux qu'engendre cette accumulation sur la faune aquatique.

Le deuxième chapitre se penchera plus particulièrement sur les impacts écotoxicologiques du bisphénol A et des micro-plastiques au sein de différents niveaux trophiques du bassin méditerranéen, majoritairement via des études en laboratoire. Par une approche systémique et holistique, ce chapitre tentera de mettre en interrelation ces différents impacts, en y incluant ceux observés sur l'homme.

Enfin, un dernier chapitre s'intéressera aux instruments de contrôle et abordera notamment le cadre législatif existant en la matière actuellement en vigueur en Europe. Nous nous focaliserons à cet égard sur la réglementation qui encadre spécifiquement les déchets marins présents en Méditerranée par l'étude des mesures prônées par la MSFD (European Marine Strategy Framework Directive). Nous clôturerons ce chapitre en exposant les limites que nous semble présenter cette Directive.

Pour la facilité de lecture, ce travail comporte, outre une conclusion générale, des conclusions partielles figurant à la fin de chaque chapitre. Nous avons par ailleurs tenu à terminer notre travail, en soulignant les principales limites auxquelles nous avons été confrontés au cours de l'élaboration de celui-ci et qu'il nous semblait important d'évoquer, sans toutefois que cette énumération ne puisse être considérée comme exhaustive.

Lecture des schémas d'influences

De nombreux schémas systémiques sont présents dans ce mémoire afin d'illustrer notre propos. Ces schémas ont été réalisés à l'aide du logiciel Vensim. Ce logiciel permet de résoudre une grande variété de problématiques à l'aide de modèles et de schémas. En ce qui nous concerne ici, en raison d'un manque de connaissances approfondies du logiciel et en l'absence de certaines données, nous nous limiterons à l'élaboration de schémas, et non de modèles, qui nous renseigneront sur les multiples influences des micro- et macro-déchets plastiques.

Pour aider à la compréhension, nous allons brièvement expliquer ci-dessous comment effectuer une lecture pertinente de ces schémas.

Tout d'abord, les schémas rendent compte des diverses situations rencontrées dans ce travail par une approche systémique, mettant plusieurs éléments en interrelation. Les flux sont renseignés par des flèches, les stocks par des encadrés et les variables par du texte libre. Au bout de chaque flèche figure un signe « + » ou « - », nous renseignant la tendance. La lecture doit se faire comme suit :

« + » : Une **augmentation** de ... entraîne une influence positive sur

« - » : Une **augmentation** de ... entraîne une influence négative sur ...

Les exemples simplifiés ci-dessous permettent d'y voir plus clair :

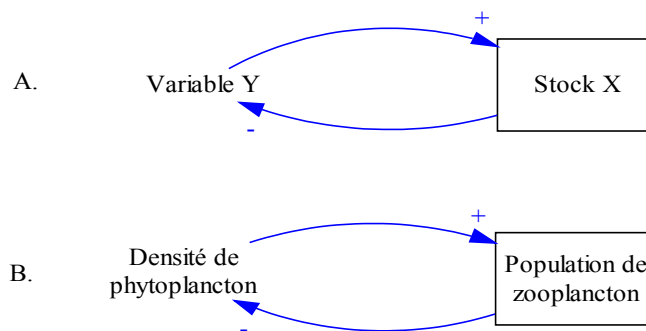


Schéma d'influence explicatif

Le schéma A. ci-dessus doit dès lors se lire de la manière suivante : « Une augmentation de la variable Y entraîne une influence positive sur le stock X (marqué par un « + ») alors qu'une augmentation du stock X entraîne une influence négative de la variable Y (marqué par un « - ») ».

En illustrant la variable Y et le stock X par un exemple concret mobilisant le phytoplancton et le zooplancton, cela nous donne le schéma B. à lire de la manière suivante : « Une augmentation de la densité de phytoplancton entraîne une augmentation de la population de zooplancton alors qu'une augmentation de la population de zooplancton entraîne une diminution de la densité de phytoplancton ».

Parfois, ces schémas regroupent plusieurs variables et/ou plusieurs stocks indiquant alors des boucles de rétroactions. Ces boucles nous démontrent une action en retour d'un effet sur sa propre cause. Elles peuvent être positives, en accentuant des phénomènes, ou négatives, en atténuant des phénomènes.

Contexte général

Il est curieux d'apprendre qu'en 1868, la conception du premier plastique fut justifiée par des considérations écologiques. En effet, un riche excentrique américain offrait une récompense de dix mille dollars à celui ou celle qui découvrirait un matériau capable de remplacer les boules de billard, afin notamment d'éviter le massacre des éléphants tués pour leur ivoire. C'est dans ce contexte que des chercheurs américains (les frères Hyatt) découvrirent le celluloïd (ou Nitrate de cellulose). A cette époque, les matières plastiques se limitent à quelques usages isolés (Duval, 2009).

Parallèlement, la première synthèse du bisphénol A (4,4'-Isopropylidenediphenol) a été effectuée en 1891 par un chimiste russe, Alexandre Dianine. Dans les années 1930, le BPA a été étudié en vue de développer des oestrogènes de synthèse. Toutefois, ces recherches n'ont jamais abouti, et ont porté sur un autre composé de synthèse en 1938, le diéthylstilbestrol (INERIS, 2010 ; Gordin, 2006). A noter que ce composé, prescrit entre 1940 et 1970 aux femmes enceintes comme agent préventif de fausse-couche, a été interdit par la FDA en 1971 au regard des effets à long terme, provoquant des cancers du vagin à l'âge adulte chez les filles ayant subi une exposition prénatale (Herbst & Scully, 1970 ; Herbst & al, 1971 ; Herbst & al, 1972).

A partir des années 1930-1950, des avancées fondamentales vont s'opérer dans la production des matières plastiques, avec notamment la découverte et la maîtrise de la polycondensation. Ces réactions de polymérisation vont permettre la production industrielle de nombreux polymères tels que le polychlorure de vinyle, le polypropylène ou encore le polyéthylène, couramment utilisés aujourd'hui. C'est en 1953 qu'est découvert le polycarbonate, un plastique difficilement inflammable obtenu par polycondensation d'un monomère, le bisphénol A (Boote & Pretting, 2010).

Les polycarbonates sont des plastiques très peu inflammables et très résistants, largement utilisés dans la vie quotidienne (bouteille en plastiques, DVD, lunettes de soleil, ...). Ils sont exclusivement composés de monomères de BPA. On retrouve également le BPA comme additif dans de nombreux tickets de caisse, dans le PVC ou encore dans certains films plastiques agroalimentaires, où leur migration dans les aliments est admise par l'EFSA (Autorité Européenne de Sécurité des aliments) (EFSA, 2008 ; INERIS, 2010 ; PTS, 2010).

En raison de la faible durée de vie de certaines matières plastiques et de leur production sans cesse croissante, cette situation devient de plus en plus préoccupante pour les écosystèmes touchés. Depuis plusieurs années, de nombreuses publications scientifiques dénoncent les effets du BPA sur les organismes vivants, initiées par les expériences de Vom Saal. Ce dernier fut l'un des premiers chercheurs à mettre en évidence que le BPA peut avoir une action hormonale même à des doses très faibles (Duval, 2009).

Dès lors, pour tenter de remédier à cette situation, on assiste au développement récent de substituts. On constate également une forte mobilisation des décideurs politiques, via notamment la mise en place et l'actualisation de directives européennes. Ces directives évoluent régulièrement, pour tenir compte des dernières avancées de la sciences dans ce domaine. Bref, la mobilisation de nombreux acteurs tente actuellement de limiter l'ampleur de la problématique et mérite d'être étudiée.

1. Situation actuelle globale

1.1 Production mondiale et européenne

Les plastiques font partie intégrante de notre quotidien. Ils ont en effet de nombreuses propriétés. Ils peuvent être utilisés dans une large gamme de températures ou encore fournir une bonne barrière oxygène/humidité. Ils sont également extrêmement légers. Ainsi, 36g de plastiques suffisent pour supporter une bouteille de 1500g d'eau et 6 de ces bouteilles peuvent être transportées par un sac de 6g. Les plastiques sont donc très utiles dans de nombreux domaines (Andrady, 2011; Duval, 2009).

C'est essentiellement pour ces raisons que la consommation et la production de matières plastiques n'ont cessé d'augmenter au cours de ces dernières décennies, conduisant à une production de déchets sans cesse grandissante (Van Cauwenberghe & al 2013; Derraik, 2002).

La production mondiale de plastiques augmente de 5 à 10 % par an. La fig.1 ci-dessous nous indique qu'elle est passée d'environ 1,5 millions de tonnes/an en 1950 à environ 280 millions de tonnes/an en 2011, soit une production 180 fois plus élevée en 60 ans. En 30 ans, la quantité d'emballages en plastique a été multipliée par 30. Cette figure nous apprend également que la crise de 2008 n'a pas épargné le milieu de la plasturgie, avec une baisse de production de 10 millions de tonnes en 1 an, pour ensuite continuer à croître. Selon plusieurs auteurs, cette production va continuer d'augmenter de 8 à 10 % par an (Claessens & al, 2013; Messal, 2013).

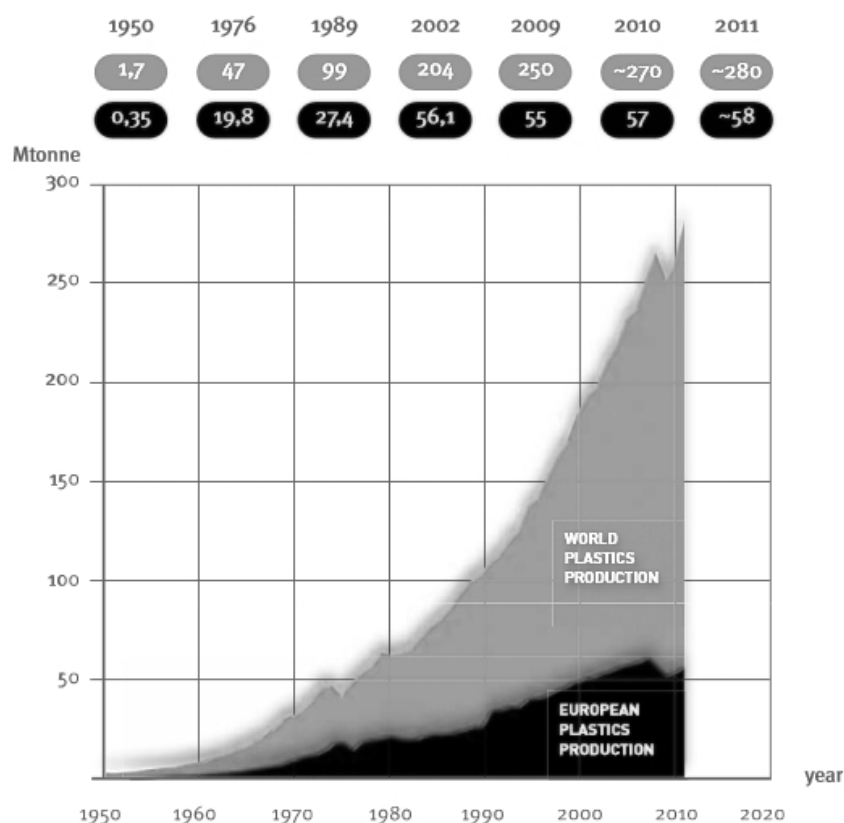


Fig 1. Production de Plastiques (Monde + Europe) de 1950 à 2011

Source : PlasticsEurope, 2012

En ce qui concerne le BPA, ce dernier est majoritairement utilisé pour la production de polycarbonates (80%). Mais il est également utilisé pour de nombreux autres usages, comme nous le démontre le tableau 1 ci-dessous. Ce tableau nous renseigne ainsi sur le fait qu'on produit plus d'1 million de Tonnes de BPA par an, soit environ 0,35 % de la production totale de plastiques. Une proportion qui pourrait paraître négligeable mais le BPA, nous le verrons par la suite, présente des effets à des doses infinitésimales. A l'échelle mondiale, la consommation de BPA a augmenté d'un taux annuel moyen de l'ordre de 10 % sur la période allant de 2003 à 2006. On peut expliquer cette hausse de consommation par une forte demande en polycarbonate (CE, 2008 ; INERIS, 2010).

On retrouve également le BPA dans la fabrication de résines époxydes (18%). Ces résines sont utilisées comme durcisseurs, présents dans certaines peintures ou encore dans les colles (colle époxy couramment utilisée par les bricoleurs). Ces résines ont de multiples usages, notamment dans le domaine de la construction (revêtement de sol), l'alimentation (revêtement interne des canettes), ou encore les loisirs (instruments de musique, skis,...). On retrouve également du BPA dans les tickets de caisse, les emballages alimentaires ou encore les ciments dentaires (INERIS, 2010).

Tableau 1. Consommation du BPA en Europe (2005/2006)

Données sur l'utilisation	Tonnes/an	Pourcentage de la consommation (%)
Total de la consommation	1 084 870	100
Polycarbonates (PC)	865 000	79,55
Résines époxydes dont :	196 535	18,08
- Revêtement de canettes	2 755	0,25
Résines phénoplastiques	8 800	0,81
Polyesters insaturés	3 600	0,33
Papier thermique	1 890	0,17
Polychlorure de Vinyle (PVC) dont :	1 800	0,17
- Stabilisant	450	0,04
- Plastifiant	900	0,08
- Anti-oxydant	450	0,04
Additif pour revêtement électrolytique de l'étain	2 460	0,23
Autres	7 245	0,67

Source : CE, 2008

Un des dérivés du BPA est utilisé à des fins ignifugeantes comme le tetra-bromo-BPA. Cette substance est par ailleurs le retardateur de flamme le plus utilisé (14 000 T/ an ont été importées en Europe en 2005). Toutefois, le BPA s'y retrouve en quantité très faible, de l'ordre de 3ppm (INERIS, 2010).

Les polycarbonates (PC) et les résines époxydes représentant environ 97,5% de la consommation totale de BPA, nous nous y intéresserons plus particulièrement. Mentionnons toutefois que le BPA est également utilisé dans le PVC. En effet, le BPA s'y retrouve soit comme anti-oxydant, plastifiant ou comme stabilisant. De manière générale, le bisphénol A présent dans le PVC préserve sa souplesse et renforce sa résistance aux chocs (Peltier, 2011).

Les polycarbonates sont des plastiques courants utilisés dans la conception d'emballages alimentaires tels que des bouteilles d'eau, des récipients de conservation, des biberons (interdit depuis 2011), etc... On le retrouve également dans la conception de plastiques non alimentaires, principalement dans les verres optiques, en raison de son caractère transparent. Il sera également présent en concentration plus ou moins élevée dans les carrosseries automobiles, les CD, des DVD, etc... Tous ces usages sont justifiés par les caractéristiques des polycarbonates, comme la clarté, ou encore la résistance à la chaleur et aux chocs (INERIS, 2010).

En Europe, la production et la consommation de PC varient fortement en fonction des États membres considérés (Fig 2.). Ainsi, la Belgique produit 22 % de la production totale européenne de polycarbonate mais n'en consomme que 3 %. Inversement, des pays comme le Royaume Uni et l'Italie n'en produisent pas mais consomment respectivement 12 et 13 % de la consommation totale européenne (PlasticsEurope, 2010).

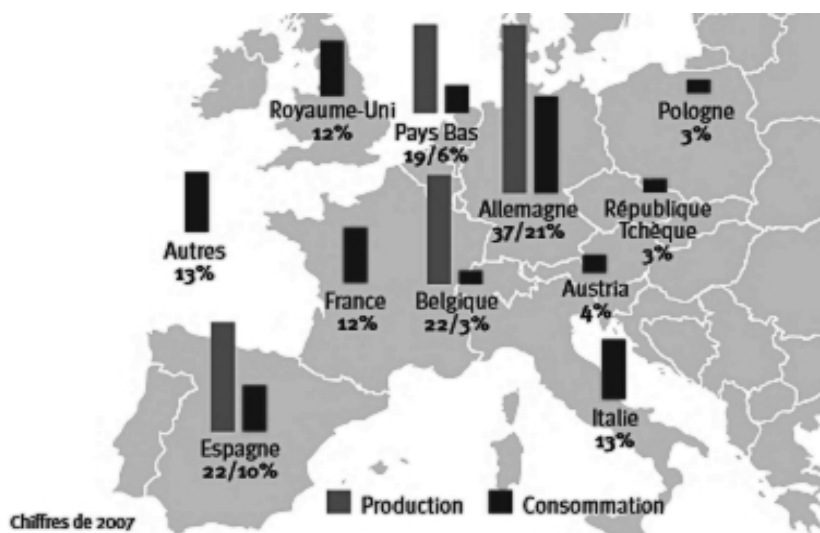


Fig 2. Production et consommation de polycarbonates en EU

La 1ère colonne (gris) nous renseigne sur les productions de PC tandis que la 2ème colonne (noir) nous renseigne sur la consommation de PC

Source : PlasticsEurope, 2010

A la lecture du tableau 1., on constate que les résines époxydes représentent 18 % de l'utilisation totale du bisphénol A. Ces résines à bas prix et utiles dans de nombreux domaines sont synthétisées à partir de bisphénol A et d'épichlorohydrine (molécule organochlorée). En 2000, le marché mondial des résines époxydes est estimé à environ 1,15 millions de tonnes, dont plus de 30 % sont attribués à l'Union européenne, avec plus de 370000 tonnes (INERIS, 2010 ; Pham & Marks, 2004).

Finalement, en ce qui concerne les valeurs propres à la production annuelle mondiale de BPA, ces données varient fortement en fonction des sources considérées. Selon Cravedi & al, la production mondiale serait de 2 à 3 millions de tonnes par an en 2005. Ces chiffres sont revus à la hausse par l'INERIS (Institut National de l'Environnement et des Risques) qui relève comme production mondiale, près de 4 millions de tonnes par an en 2006 (Cravedi & al, 2007 ; INERIS, 2010).

En Europe, en 2005, la production avoisine les 1,6 millions de tonnes par an, dont plus d'1 million sera consommé au sein de l'Europe, selon l'association syndicale PlasticsEurope. Mais selon Marmey P., pour la même année, l'Europe produirait seulement 0,7 millions de tonnes de BPA, soit 60 % de moins que les estimations de PlasticsEurope. Selon Flint & al, dans le milieu des années 60, on produisait exclusivement aux États-Unis environ 42 tonnes de BPA. En 2003, soit plus de 40 ans plus tard, la production mondiale de BPA est de l'ordre de 3,2 millions de tonnes (Flint & al, 2012 ; Marmey, 2013 ; INERIS, 2010). Ces différents ordres de grandeur révèlent très clairement la montée en puissance de la production de cette substance durant les dernières décennies.

1.2 Processus de synthèse

Bien qu'il existe de nombreux modes de production, le plastique est un matériau de synthèse (polymère) réalisé majoritairement avec un dérivé du pétrole, le naphta. Le secteur de la pétrochimie, qui comprend la plasturgie, représente environ 7% de la consommation de pétrole brut. Il est également possible de produire du plastique avec d'autres énergies conventionnelles comme le gaz naturel ou le charbon (coke). Il est aussi possible de synthétiser des polymères avec de la biomasse, appelés alors bioplastiques ou plastiques biosourcés (Chevallier, 2005 ; Duval, 2009).

Le plastique est dans tout les cas obtenu par polymérisation. La polymérisation est l'union de plusieurs unités, les monomères, pour n'en créer qu'une, le polymère. On peut citer à titre d'exemple le sac plastique, conçu principalement à partir d'éthylène (monomère) polymérisé pour former le polyéthylène (polymère). Toutefois, lors du processus de fabrication, certains monomères ne participent pas à la réaction et restent inchangés dans la matière. Dès lors, il existe un risque que ces monomères migrent vers la surface des plastiques et contaminent alors le milieu. C'est notamment le cas des polycarbonates, libérant des monomères de BPA (Duval, 2009).

Le bisphénol A est donc le monomère des polycarbonates mais est également largement utilisé comme plastifiant, additif et anti-oxydant dans le PVC (Polychlorure de vnyle). Il est exclusivement anthropique. C'est un composé organique aromatique qui contient deux groupements « hydroxyphénols », caractéristiques de la famille des bisphénols. Cette famille est représentée par une dizaine de composés, comme les bisphénols TMC, bisphénol AF, ou encore le bisphénol F,S ou A. Tous les bisphénols sont utilisés pour de nombreuses applications industrielles (INERIS, 2010).

Concrètement, le BPA est obtenu à partir de phénol et d'acétone via une réaction de condensation. Les produits obtenus sont un monomère de BPA et une molécule d'H₂O. Cette réaction est souvent catalysée, soit par un alcalin (production locale, en laboratoire), soit par un acide, (production industrielle) (INERIS, 2010). La figure 3 ci-dessous illustre la réaction à l'échelle industrielle, en milieu acide.

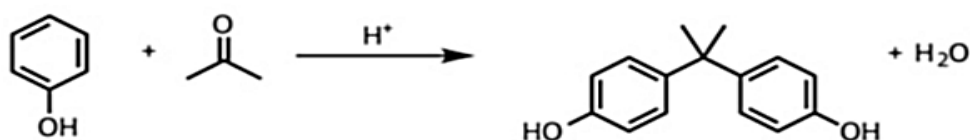


Fig 3. Synthèse industrielle du BPA

Source : Notman, 2012

Dans les faits, l'acétone et le phénol vont être introduits dans un réacteur contenant des échangeurs cationiques. Le BPA va alors se former à des températures avoisinant les 75°C. Ensuite, le mélange obtenu est concentré par la libération sous pression réduite de l'eau et de l'acétone. Le mélange va refroidir et se cristalliser. Le produit obtenu sera ensuite lavé avec du phénol et on obtiendra un produit d'une très grande pureté (INERIS, 2010).

Dans les conditions de pression et de température ambiante, le BPA se présente sous forme solide (point de fusion 155°C) et peut être structuré sous la forme de cristaux, de granulés ou de flocons. Les propriétés physico-chimiques principales du BPA sont indiquées au tableau 2 ci-dessous.

Tableau 2. Propriétés physico-chimiques du BPA à 25°C

Propriétés	Valeurs	Sources
Forme physique à t° ambiante	Solide blanc (poudre, écailles ou cristaux)	CE, 2010
Masse moléculaire	228,3 g/mol	ANSES, 2013
Formule empirique	$(\text{CH}_3)_2\text{C}(\text{C}_6\text{H}_4\text{OH})_2$	OEHHA, 2009
Point d'ébullition	250 - 252°C sous 1.7 kPa 360°C sous 101.3 kPa	ANSES, 2013
Point de fusion	150-157°C	ANSES, 2013
Facteur de bioconcentration	5-68	OEHHA, 2009
Pression de vapeur saturante	8-10 – 4-7 mm Hg (5,3.10 ⁻⁶ Pa à 25°C)	OEHHA, 2009 (CE, 2010)
Solubilité à 25°C	120-300 mg/L (à ph 7)	OEHHA, 2009
Log Kow	3,3 – 3,8	OEHHA, 2009
Biodégradation	76-95 % en 28 jours	OEHHA, 2009
Demi-vie dans l'air	4-5 h	INERIS, 2010
Demi-vie dans l'eau	2,5 – 4 jours	OEHHA, 2009
Demi-vie dans les sédiments	300 jours	INERIS, 2010
Auto-inflammabilité	532°C	CE, 2003

Le BPA possède une faible pression de vapeur saturante, un point de fusion relativement élevé et une solubilité modérée. Son log Kow (coefficient de partition Octanol-Eau) va de 2,20 à 4,16 et peut dès lors être considéré comme ayant une hydrophobicité faible ou modérée et donc une capacité relativement modeste de bio-accumulation (OEHHA, 2009).

Pour former du Polycarbonate, le BPA va réagir avec des phosgènes (COCl_2) et de l'acide chlorhydrique (HCl) dans le but de former une longue chaîne carbonée, illustrée en fig. 4 ci dessous.

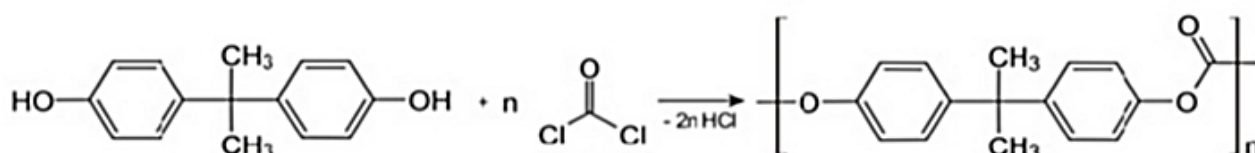


Fig 4. Synthèse de polycarbonates

Source : Ayier, 2015

Il existe deux grandes familles de polycarbonates : les thermodurcissables et les thermoplastiques. On retrouvera du bisphénol A exclusivement dans les thermoplastiques (INERIS, 2010).

Pour les résines époxydes, c'est plus compliqué car il en existe un grand nombre et toutes sont différentes en fonction des réactifs choisis lors de la production. Ces réactifs peuvent être des composés polyphénoliques, des mono- et diamines, des aminophénols, des diols aliphatiques ou des dimères d'acides gras. Cette liste est non exhaustive et d'autres combinaisons sont éventuellement possibles (Pham & Marks, 2004).

La réaction entre l'épichlorohydrin, du NaOH et un monomère de BPA va former un polymère de bisphénol A diglycidyl ether (ou BADGE). Le choix d'évoquer cet exemple se justifie par le fait que le BADGE représente la résine époxyde la plus couramment utilisée avec environ 95% en tonnage mondial (Pham & Marks, 2004).

De manière générale, les résines époxydes sont principalement utilisées pour leurs propriétés anticorrosion et leur stabilité thermique. Ce sont des polymères que l'on retrouvera en suspension dans un solvant. Elles ont une apparence principalement liquide mais peuvent également se retrouver à l'état solide en fonction de leur degré de réticulation. En présence de chaleur et/ou d'un catalyseur, des liaisons covalentes fortes vont se créer pour former ensuite une chaîne de polymères. La structure des résines est désordonnée et amorphe, mais toutefois très résistante, dure et infusible (impossibilité d'être fondues) (Pham & Marks, 2004).

Finalement, que ce soit dans la conception de polycarbonates ou d'autres plastiques, il existe toute une série de produits chimiques utilisés en tant qu'adjuvants dans la fabrication de ces derniers. Ils sont notamment utilisés pour augmenter la fonctionnalité de l'objet en question en modifiant certaines propriétés du polymère. A ce titre, C. Duval cite : « *On rajoute, quelque fois en grande quantité, des plastifiants, des charges, des renforts, En plus petites quantités, (...) des solvants, des colorants, des pigments, des amorceurs et catalyseurs, des ignifugeants, des stabilisants de chaleur ou de lumière, des antioxydants, des lubrifiants, des antistatiques, des fongicides et même des parfums* » (Duval, 2009, p.53).

La majorité de ces additifs sont des plastifiants, destinés à assouplir le matériau et à augmenter sa résistance aux chocs. 93 % de ces plastifiants sont des phtalates. Ces phtalates, tout comme le BPA, font polémique au sein de l'opinion publique. En effet, on retrouve régulièrement des phtalates dans l'environnement, notamment dans les boues d'épuration. Toxiques, ils sont actuellement interdits dans la conception des jouets (Duval, 2009 ; Dris & al, 2014).

D'autres additifs, plus « novateurs » voient le jour. C'est notamment le cas du d2w, conçu par la société américaine « Symphony environmental ». Selon ses concepteurs, cet additif va modifier le plastique durant l'étape de fin de vie en le convertissant en une structure de plus en plus petite au niveau moléculaire. La dégradation s'effectue à un point tel que les fragments en résultant pourront être bio assimilables par certaines bactéries. Bref, à l'aide de cet additif, la dégradation, préalablement programmée se réalise beaucoup plus rapidement que celle du plastique ordinaire. Le plastique devient alors « oxobiodégradable » (Symph. Env., 2015).

1.3 Cinétique et dégradabilité des plastiques et du BPA dans les milieux marins

De manière globale, environ 10 % des plastiques produits sur terre termineront leur vie dans les mers et les océans. Certains plastiques sont plus utilisés que d'autres et seront par conséquent les plus retrouvés en tant que déchets. Parmi les plus fréquents, on retrouve le polyéthylène (PE), le polypropylène (PP), le polystyrène (PS), le polyéthylène téréphtalate (PET), le polycarbonate (PC) et le polychlorure de vinyle ou PVC. La proportion de plastiques dans la quantité totale de débris marins est de l'ordre de 60 à 80 %, les autres débris étant principalement des métaux et du verre (Cole & al, 2013 ; Van Cauwenberghe & al, 2013).

Localement, les taux peuvent parfois être plus importants, comme en Belgique. Le Professeur Janssens (Université de Gand) et son équipe ont effectué à cet égard une évaluation complète des déchets marins dans trois compartiments de la côte belge (plage, eau de surface et sédiments). Cette étude, qui a duré 2 ans, a mis en évidence que plus de 95 % des déchets présents dans ces compartiments étaient en plastique (Van Cauwenberghe & al, 2013 ; Andrady, 2011).

Relevons qu'environ 18 % des déchets plastiques marins sont attribués à l'industrie de la pêche elle-même. L'aquaculture, le tourisme et les loisirs peuvent également rejeter des déchets plastiques dans l'environnement marin (environ 2%). Le reste provient des déchets terrestres (environ 80%). La part de polycarbonate dans la quantité totale de plastique n'est pas facile à déterminer et varie fortement d'un endroit à l'autre et au sein même de la colonne d'eau étudiée (Barnes & al, 2005 ; Andrady, 2011). L'ensemble des valeurs mentionnées ici sont bien entendu des moyennes globales et doivent être considérées comme des ordres de grandeur. La figure 5 ci-dessous résume les différentes sources d'entrées possibles de plastiques dans le milieu marin.

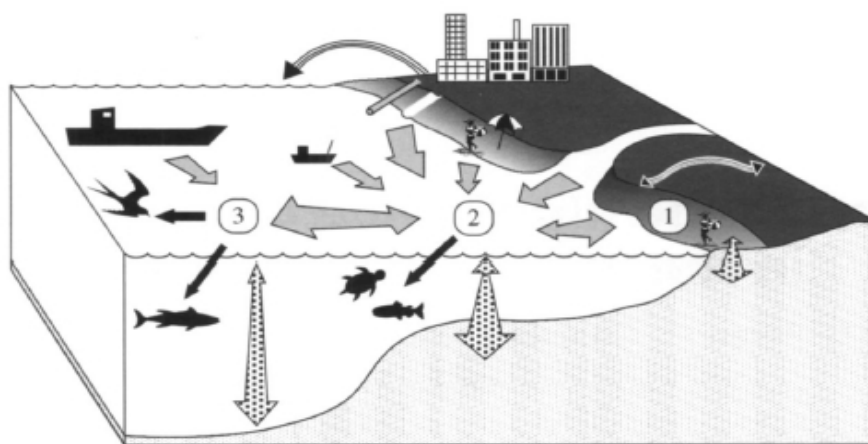


Fig 5. Sources principales et voies de circulations des plastiques dans le milieu marin

- En (1) : Plastiques présents sur les plages, d'origines diverses
- En (2) : Reprend les plastiques présents en zone côtière et leurs sédiments
- En (3) : Représente l'océan ouvert

Les flèches courbes représentent le déplacement de plastiques par le vecteur « vent ».

Les flèches grises représentent les mouvements horizontaux en surface.

Les flèches pointillées représentent les mouvements verticaux au sein de la colonne d'eau.

Les flèches noires indiquent une ingestion par les organismes marins.

Source : Ryan & al, 2009

Une récente étude américaine estime qu'il existe actuellement entre 4,8 et 12,7 millions de tonnes de déchets plastiques déversés par an dans les mers et les océans. Les études pour quantifier ces flux ne sont cependant guère rigoureuses, ce qui explique leur grande incertitude. Dans le scénario le plus alarmiste, ce chiffre équivaut à environ 412 kg de plastiques déversés par seconde. En 2010, les scientifiques s'accordent à dire que la quantité de plastiques déversés était de l'ordre de 8 millions de tonnes pour cette année (Jambeck & al, 2015).

On constate effectivement de manière générale que de plus en plus de déchets sont déversés chaque année. Plusieurs raisons expliquent cette évolution, notamment le développement de décharges à ciel ouvert dans de nombreux pays côtiers, l'absence de politique de gestion des déchets ou encore l'augmentation de la consommation de plastiques au sein des pays côtiers. Jambeck & al ont ainsi démontré que 192 pays côtiers étudiés ont produit à eux seuls, 275 millions de tonnes de déchets plastiques depuis l'avènement des matières plastiques, soit environ l'équivalent de la production mondiale actuelle sur un an (Jambeck & al, 2015).

Toutefois, selon Briand, les quantités déversées dans les océans depuis les années 50 auraient dû entraîner des concentrations plus importantes que celles observées à l'heure actuelle. Certains déchets plastiques « disparaîtraient » donc des eaux de surface. Dès lors, on peut raisonnablement émettre l'hypothèse que les eaux de surface ne semblent pas être l'unique destination des déchets plastiques dans l'océan (Briand, 2014).

Plusieurs raisons peuvent expliquer cette disparition :

Premièrement, la colonisation par des organismes sur la surface du déchet (biofilm) pourrait rendre celui-ci plus lourd et le faire couler jusqu'à son dépôt sur le fond marin. Cette hypothèse est à nuancer car des observations démontrent que les particules plastiques présentes dans les sédiments sont de densité relativement faible et ce, malgré la présence d'un biofilm (Briand, 2014).

Deuxièmement, on relève aussi un transfert de ces résidus plastiques, devenus facilement assimilables, de l'eau vers les organismes aquatiques. L'assimilation des plastiques au sein des réseaux trophiques entraîne un « réservoir », un « stock » de la matière au sein même des organismes intoxiqués et diminue donc la concentration de plastiques observées lors d'échantillonnages (Briand, 2014).

Toujours est-il qu'en moyenne, le nombre de plastiques en surface est estimé à plus de 250 millions de tonnes, ce qui représente 5 mille milliards de particules de toutes tailles. Certains de ces déchets ont une densité plus faible que l'eau de mer, estimée à 1,025g/ml. Ils pourront dès lors suivre le chemin des grands courants marins et circuler pendant une dizaine d'années avant de stagner dans certaines zones des mers du globe. A l'inverse, le PVC et le PET, de densité plus élevée que l'eau de mer, vont rapidement couler (Eriksen & al, 2014 ; Barnes & al, 2009).

L'explorateur et scientifique Charles Moore fut le premier à révéler l'existence d'un « Trash vortex » (ou tourbillon d'ordures) dans le Pacifique nord. Les déchets terrestres d'Amérique arrivent dans ce tourbillon, puis, aspirés par les courants du Pacifique nord, se concentrent en une zone. Les déchets venant d'Asie suivent le même schéma. Dès lors, les plages d'Hawaï reçoivent de plein fouet ces déchets, cette zone concentrant à elle seule 33 à 35% du total des déchets plastiques flottants (Feydel, 2009 ; Cózar & al, 2014).

Le « trash vortex » n'est pas un cas isolé. Il est maintenant admis qu'il existe cinq zones de convergence où l'on retrouve des accumulations considérables de matières plastiques entraînant des modifications au sein de l'écosystème considéré. Ces cinq zones de convergence représentent environ 25 % de la surface du globe (Boote & Pretting, 2010 ; Moore, 2008).

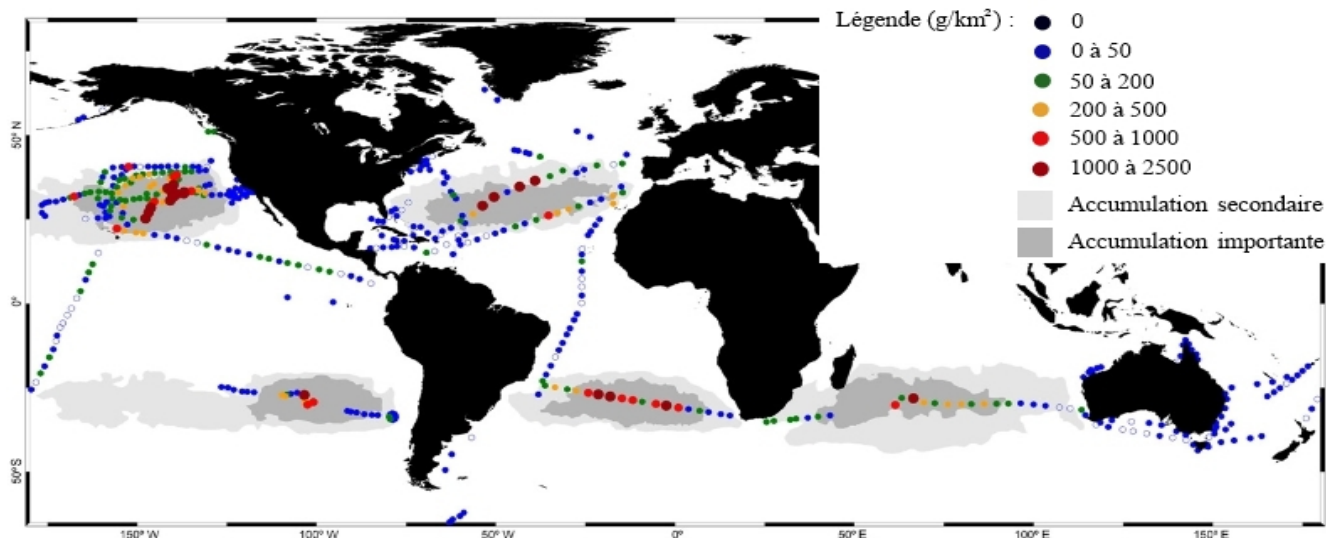


Fig 6. Distribution et concentrations de déchets plastiques (macro et micro) dans les océans

Source : Cozar & al, 2014

La figure 6 ci-dessus représente ces 5 zones (tâches grisées) correspondant aux 5 gyres principaux. On retrouve le trash vortex dans le Pacifique nord mentionné précédemment. Une accumulation importante de plastiques est également présente dans l'océan Atlantique nord, dans l'océan Atlantique sud, dans l'océan Indien et dans le Pacifique sud. Ces plastiques peuvent alors commencer un long processus de fragmentation (Moore, 2008).

En effet, après 100 à 400 ans, les plastiques vont commencer à se fragmenter. On classe couramment les polluants selon la taille des débris. On distingue notamment des macro-débris qui auront une taille supérieure à 20 mm de diamètre. Il existe aussi des micro-débris (<5mm) et l'intermédiaire, les méso-débris (5-20 mm) (Thompson & Graham, 2009).

Concrètement, les UVB du soleil et l'abrasion physique par les vagues déclenchent la fragmentation des plastiques. Le type de plastique, la surface exposée du déchet, l'intensité des rayons UV provenant du soleil ou encore l'importance de l'abrasion physique influencent directement la vitesse de fragmentation. Ces critères sont particulièrement présents sur les rivages, où, en effet, la photo-dégradation et l'abrasion (mouvement des vagues) encouragent fortement la fragmentation. Toutefois, certains déchets « encrassés » par des organismes marins deviennent imperméables aux rayons UV, augmentant donc leur persistance dans le milieu (Andrady, 2003 ; Barnes & al, 2009).

Le nombre de micro-plastiques (< 5 mm) a augmenté de façon significative au cours des dernières décennies. Selon Barnes & al, 88 % de la surface des océans seraient concernés par cette pollution. Par exemple, on considère que 72 % des plastiques que l'on trouve sur les plages portugaises sont des micro-plastiques. Ces plastiques pourront libérer de nombreuses substances toxiques lors de leur fragmentation, le cas échéant, des monomères de BPA s'il s'agit de polycarbonates (Barnes & al, 2009 ; Classens & al, 2013).

En ce qui concerne le BPA, les sources de libération dans l'environnement sont diverses et variées. Le BPA étant issu de l'industrie chimique, il n'existe pas de manière naturelle. Globalement, les concentrations de BPA observées dans les océans, les mers et les estuaires sont relativement faibles par rapport à celles observées dans les milieux aquatiques d'eau douce, principalement parce que ceux-ci sont plus restreints en volume d'eau, et donc plus concentrés. Toutefois, en milieu marin, le BPA se libère plus rapidement dans les eaux salées que dans les milieux d'eau douce, où sa dégradation est plus rapide. La demi-vie du BPA varie selon les milieux. (Cousins & al, 2002 ; Flint & al, 2012 ; INERIS, 2010)

La demi-vie ($T_{1/2}$) peut être définie comme « *le délai nécessaire pour qu'une substance passe d'une concentration X à une concentration $X/2$ dans un compartiment défini* » (Moulin & Coquerel, 2002, p.53).

Dès lors, dans l'air, le BPA a une demi-vie de 4 à 5h. Dans l'eau douce aérée, la demi-vie est d'environ 3 à 5 jours (cfr. Tableau 2), et dans les sédiments, elle avoisine 300 jours (Cousins & al, 2002 ; Flint & al, 2012 ; INERIS, 2010).

De plus, la fraction biodisponible de bisphénol A augmente avec la salinité, ce qui augmentera directement les effets néfastes sur les organismes vivant dans ces milieux. La biodisponibilité est définie par l'European Medicines Evaluation Agency (EMA) comme étant : « *La vitesse et l'étendue avec lesquelles la substance active ou sa fraction active est absorbée à partir de sa formulation pharmaceutique et devient disponible au site d'action* » (Toutain & Bousquet-melou, s.d., p.1).

Malheureusement, peu de données quantitatives quant à la biodisponibilité réelle du BPA sont disponibles actuellement dans la littérature (Flint & al, 2012).

L'accumulation de plastiques dans certains écosystèmes, comme la Méditerranée, entraîne une libération de BPA. Mais de manière plus générale, le bisphénol A peut également être libéré dans l'environnement par déversement direct, lors de sa production, de son transport, ou de toute autre étape de son cycle de vie ou lors de nombreux procédés industriels (Tableau 3).

Le tableau 3 (p.21) présente les valeurs pour la période 1997-1999. A l'heure actuelle, peu de données actualisées sont disponibles. D'ailleurs, à ce propos, l'ANSES (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail) confirmait en 2011 qu'« *en France, le bisphénol A n'est pas suivi dans les réseaux de surveillance des milieux aquatiques et de ce fait peu de données sont disponibles sur les concentrations environnementales de cette molécule*» (ANSES, 2011, p.192).

Cette figure nous apprend toutefois que le secteur industriel est le secteur qui rejette le plus d'effluents aqueux. Comme déjà indiqué, les valeurs évoquées dans ce tableau sont relativement anciennes et il s'agit donc d'ordres de grandeur plutôt que de données véritables. Les rejets aqueux représentent 92,2% des émissions totales. De plus, les rejets les plus importants sont dus au recyclage du papier thermique, qui représente environ 350 tonnes/an, soit environ 70 % des rejets aqueux globaux alors que le papier thermique représente seulement 0,17 % de la consommation de BPA (cfr. Tableau 1). Il convient donc d'en expliquer les grandes lignes (INERIS, 2010 ; Flint & al, 2012).

Le papier thermique est constitué de nombreuses couches aux constituants différents. On retrouvera du papier (base), un révélateur (le BPA), un activateur, et souvent des colorants. Dès lors, le papier ne se recycle pas en tant que tel mais va tout de même rentrer dans la filière de recyclage du papier conventionnel, pour former du papier recyclé classique (Szubinski, 2014).

D'après l'OCDE, « 30% de papier thermique entre dans la filière de recyclage du papier. Le traitement dans le procédé de recyclage de la pulpe de papier, élimine le BPA à 95% dans les eaux de process. L'élimination du BPA dans la pulpe de papier se fait par hydrolyse. Sans ce procédé, 90% de BPA reste dans la pulpe de papier utilisée pour la constitution du papier recyclé » (INERIS 2010, p.34). En sachant que le taux de recyclage de la filière papier est estimé à environ 50 % en 2000 (ce chiffre étant toujours d'actualité en 2009 selon l'OCDE), des modèles peuvent estimer les quantités de BPA entrant et sortant de la filière. Dès lors, en se basant sur des données de 2000, l'estimation de BPA entrant dans la filière de recyclage est d'environ 500 tonnes/an. On constate alors que ce chiffre diffère de celui mentionné dans le tableau 3, soit plus de 350 tonnes/an (INERIS, 2010).

Selon l'ANSES, «*Le recyclage des papiers thermiques contenant du BPA est suspecté d'être une des principales sources de contamination de l'environnement via les effluents aqueux du recyclage contenant des dérivés chlorés du BPA ou via les boues issues de stations d'épuration*» (ANSES, 2013, p.171).

Le tableau 3 nous révèle par ailleurs que la production et la mise en œuvre du PVC participent également à de nombreux rejets de BPA dans les eaux avec plus de 85 tonnes rejetées par an pour ce secteur. La consommation d'articles en PVC provoque aussi des rejets de BPA dans toutes les catégories de l'environnement avec environ 12 % du total d'émissions. De plus, au regard du tableau 1, on constate que la production et la consommation de PC ont augmenté de 177 % en Europe sur une période allant de 1997-1999 à 2005-2006 (CE, 2003 ; INERIS, 2010).

On retrouve effectivement du BPA en sortie de STEP (Station d'épurations des eaux usées) et dans le lixivra des CET (Centre d'enfouissements techniques). La combustion des déchets ménagers et la désintégration naturelle de plastiques dans l'environnement peuvent également libérer du BPA. De manière générale, les concentrations constatées dans les eaux de surface sont de l'ordre de 0,001µg/l à 1 µg/l. Ces concentrations peuvent être plus élevées dans les eaux avoisinant les industries de papiers ou de métaux (INERIS, 2010 ; Larsen & al, 2006).

Tableau 3. Sources d'émissions de BPA dans les 3 compartiments de l'environnement en Europe

Secteurs	Tonnes / an de BPA produites ou utilisées (1997-1999)	Emissions (kg/an)			% total (%)
		Sol	Air	Eau	
Production de BPA - dont PC	700 000 486 000		985	492	0,30
Lavage des bouteilles en PC				1,55	~ 0
Production de résines époxydes	171 095			403	0,08
Mise en œuvre des résines à mouler phénoplastes (panneaux en laminé)	8 800			60	0,01
Production de revêtement de canettes à partir de résines époxydes et de BPA	2 460				
Production de papier thermique	1 400			106	0,02
Recyclage du papier thermique				350 000	70,07
Production et mise en œuvre du PVC :	2 250				
- BPA comme inhibiteur	250			83 000	16,62
- BPA comme anti-oxydant	500			1 070	0,21
- BPA comme additif (mélange)	500			1 060	0,21
- BPA comme plastifiant	1000			1 070	0,21
Production de plastifiants	1000			252	0,05
Utilisation de PVC		22 700	15 600	22 700	12,21
Total		22 700	16 585	460 214	100
Total en kg/jour		62,19	45,40	2 275,10	
% du total d'émissions		4,5	3,3	92,2	100

Source : CE, 2003

Eu égard à ses propriétés physico-chimiques, de nombreux auteurs estiment que le BPA se retrouve majoritairement dans les milieux abiotiques, ou fixé à des matières solides en suspension dans l'eau (environ 53%). Le sol en contiendrait environ 25% et les sédiments environ 23% (Flint & al, 2012).

Ces ordres de grandeur sont en contradiction avec le modèle EQC (Equilibrium Criterion) de Cousins & al (2002), principalement au niveau des sédiments (1,5%). Le schéma 1 ci-dessous a été réalisé en tenant compte des propriétés physico-chimiques du BPA et d'estimations des émissions par ces auteurs. Il calcule les concentrations à l'équilibre dans les différents compartiments de l'environnement. Des faibles taux de BPA dans l'air ($2,5 \cdot 10^{-5}\%$) se justifient par le faible taux de vapeur saturante du BPA ($5,3 \cdot 10^{-6}$ Pa). La validation du modèle de Cousins et al reste sujette à questionnement, les écarts importants entre teneurs observées dans les sédiments et concentrations calculées pouvant être liés à des choix plus ou moins justifiés ou discutables de valeurs de paramètres (Cousins & al, 2002). Notons également que les auteurs sont financés par la Society of the Plastics Industry.

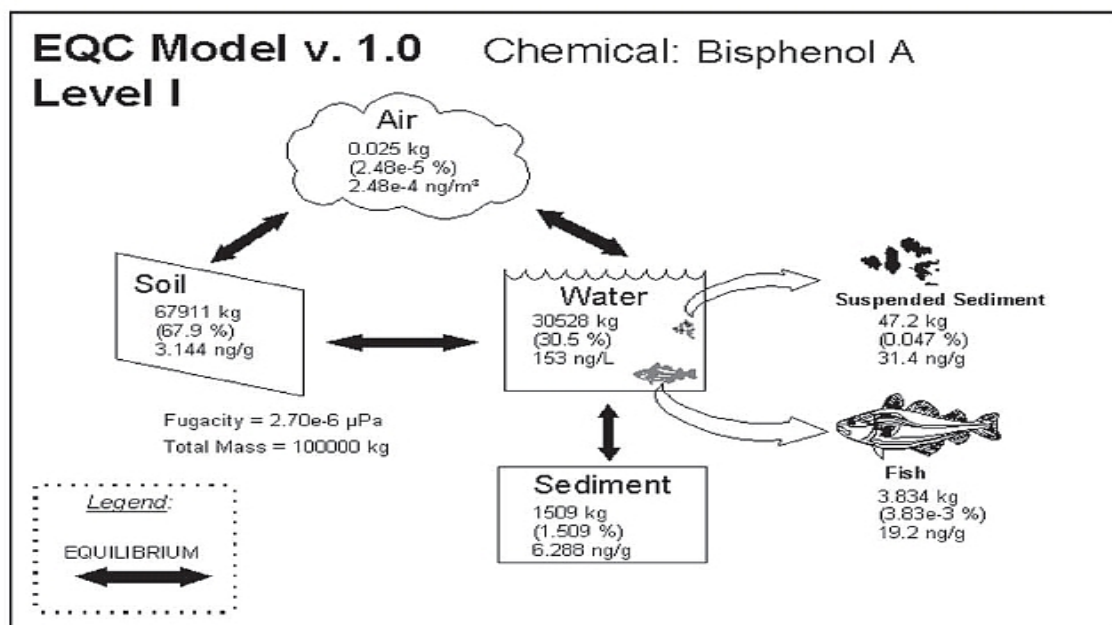


Schéma 1. Concentrations de BPA calculées à l'équilibre dans différents compartiments de l'environnement selon un modèle de fugacité

La première valeur (kg) nous renseigne sur la quantité présente dans le milieu sur une masse totale de 100 tonnes. La seconde donnée (%) nous indique la part relative de BPA dans le milieu alors que la troisième valeur (ng/L, ng/g, ng/m²) nous renseigne sur les quantités moyennes observées actuellement dans le milieu spécifique.

Source : Cousins & al, 2002

Le BPA est donc omniprésent en faible quantité dans les eaux de surface, les sédiments, et les sols. Cette substance se dégrade rapidement, mais de par son flux continu dans l'environnement, le BPA est dit « pseudo-persistant ». Son ubiquité avérée entraîne dès lors des expositions chroniques auprès des organismes vivant dans un milieu contenant du BPA et présente une menace non négligeable pour l'équilibre des systèmes contaminés (Flint & al, 2012).

1.4 Impacts globaux des plastiques et du BPA

1.4.1 Impacts socio-économiques

Sur les rivages, les plastiques sont esthétiquement déplaisants, ce qui entraînera des conséquences pour l'économie touristique. En effet, la gestion des déchets pastiques va nécessiter du travail et de l'argent de la part des communautés côtières pour investir dans la gestion des littoraux (Van Cauwenberghe & al, 2013).

Par ailleurs, les outils de pêche perdus ou abandonnés devront être remplacés, ce qui peut avoir des incidences financières pour ce secteur. Les déchets marins peuvent également causer des dégâts aux bateaux (filets de pêche enroulant des hélices, bâches en plastique qui peuvent potentiellement boucher le système de refroidissement de prise d'eau, etc...) (UNEP, 2011).

Lors de l'ouverture de l'Assemblée sur l'environnement le 23 Juin 2014 à Nairobi, l'ONU a indiqué que ces rejets dans les océans provoquaient des dégâts estimés à environ 13 milliards de dollars. L'organisation rajoute que ce chiffre est très probablement sous-estimé, au regard de l'inquiétude grandissante face aux micro-plastiques (UNEP, 2009). Ces chiffres s'expliquent en partie par les multiples effets néfastes pour l'économie tels que la diminution du tourisme et de toutes les activités qui en sont directement ou indirectement dépendantes (loisirs, commerces, ...). Ces effets ont notamment été observés à la fin des années 1980 à Long Island aux États-Unis, où les déchets sur le littoral ont entraîné un coût sur l'économie touristique estimé entre 1,3 à 5,4 millions de dollars (Moore, 2008 ; Boughriet, 2014).

Lors de cette Assemblée sur l'environnement, le rapport « Valuing Plastic » publié par Plastic Disclosure Project (PDP) et Trucost a été présenté, estimant que le coût réel en capital naturel de la consommation des matières plastiques est de 75 milliards de dollars. Il évoque également les coûts causés par la pollution de l'air lorsque le plastique est incinéré (représentant plus de 30% du coût total en capital naturel) (Boughriet, 2014). Toutefois, ces valeurs peuvent être critiquées lorsqu'on connaît la complexité et les limites des évaluations monétaires de ce type.

En ce qui concerne le BPA, le coût socio-économique qu'il représente, notamment en termes de santé publique, n'est pas encore quantifié à l'heure actuelle. Selon l'association européenne PlasticsEurope, le polycarbonate contribue fortement à la qualité de vie et à l'économie européenne. En effet, PlasticsEurope précise : « *Les polycarbonates contribuent grandement au renforcement de l'économie et de la croissance européenne. Le polycarbonate est à la base de la compétitivité de secteurs industriels clés en Europe, tels que l'équipement médical, l'automobile, les technologies de l'information, (...) Le potentiel d'innovation et les aptitudes du polycarbonate permettent à l'Europe de figurer au premier rang mondial dans ces secteurs* » (PlasticsEurope, 2010, p.1).

Dès lors, les polycarbonates et les plastiques au sens large participent à la création d'emplois et au maintien des richesses, mais permettent également aux industries de l'Union Européenne de garder une grande compétitivité (PlasticsEurope, 2011). Faut-il dès lors encourager la croissance économique par le biais de secteurs stratégiques tels que la plasturgie en gardant à l'esprit que l'impact environnemental causé par les plastiques présente également un certain coût ? A notre sens, une réflexion en termes d'innovation et de modernisation écologique (bioplastique, Algopack, ...) nous semblerait particulièrement pertinente ici afin de réconcilier l'économie et l'écologie.

1.4.2 Impacts écologiques

Les impacts écologiques dus à une pollution de macro- et de micro-plastiques sont nombreux. Ainsi et par exemple, certaines espèces, comme les fulmars boréaux (*Fulmarus glacialis*) ou encore les albatros ingèrent directement les déchets plastiques flottant à la surface en les prenant pour des œufs de poissons ou des proies. Les premières découvertes de plastiques dans l'estomac des oiseaux marins datent du début des années 1960. Ces déchets entraînent notamment une intoxication chronique et inhibent la digestion des aliments (Ryan, 1988 ; Tanaka & al, 2013).

L'ingestion de déchets plastiques a également été prouvée sur plusieurs espèces de poissons, sur certains mammifères marins et sur les tortues de mer, celles-ci prenant les sacs plastiques pour des méduses. A cet égard, Galgani nous apprend ainsi que plus de 76% des tortues ingèrent des sacs en plastique dans certaines zones de la Méditerranée. Les fragments de plastiques présents sur les plages et les littoraux sont également ingérés par les vers arénicoles, les puces des sables et les bernacles (Ryan, 1988 ; Boote & Pretting, 2010 ; Galgani & al, 2014).

Les plastiques peuvent également servir comme excellents supports pour certains organismes, certains animaux trouvant, comme nous, le plastique utile. Ils vont dès lors innover dans la façon d'utiliser certains déchets plastiques. On peut citer par exemple, des espèces d'oiseaux qui vont se servir de rubans plastiques pour confectionner leurs nids, les bernards l'hermite qui peuvent utiliser des morceaux de bouteilles en guise de coquilles. Les seaux en plastiques, ou encore des tuyaux échoués au fond de la mer peuvent quant à eux servir de nouveaux lieux d'implantation pour les coquillages et les coraux (PGP, 2015).

Par ailleurs, certaines algues colonisent les déchets plastiques, formant des biofilms. Au cours d'une étude effectuée par Collignon & al dans la baie de Calvi (Corse) en 2012, un encrassement épiphyte est observé dans environ 22% des particules de matières plastiques examinées. Ces épiphytes étaient principalement des petites algues et des foraminifères. En raison de leur durabilité, les débris flottants agissent comme vecteur pour certaines espèces envahissantes en encourageant la connectivité géographique (Wright & al, 2013 ; Collignon & al, 2014).

Ces encrassements sont par ailleurs fréquents sur les coques ou les hélices des navires. Afin de limiter ceux-ci, des peintures dites « antifouling » sont appliquées. Toutefois, ces peintures contiennent, elles aussi, de nombreuses substances toxiques, comme des perturbateurs endocriniens, susceptibles d'être relargués dans le milieu marin, engendrant potentiellement des effets néfastes sur les organismes marins (Steenhout, 2013-2014). Ces effets ont notamment été mis en évidence par Ina & al (1989) sur la moule *Mytilus Edulis*. (Ina & al, 1989).

Enfin, les petites particules de plastiques fournissent un substrat idéal pour des bactéries, des micro-algues ou encore des crustacés. De plus, ces organismes vont vivre plus longtemps sur ces micro-déchets que sur la plupart des substrats naturels. Dès lors, Collignon & al estiment que les micro-plastiques peuvent fonctionner comme un « récif microbien artificiel » (Collignon & al, 2014).

Ainsi, il s'avère que les résidus plastiques entraînent la naissance de nouveaux écosystèmes, par le développement d'organismes très divers. On retrouvera notamment des bryozoaires, des isopodes, des bernacles, des vers ou encore des œufs de différents insectes comme les halobates. Les halobates présentent par ailleurs un potentiel perturbateur élevé sur les poissons. Cependant, peu d'études se sont intéressées aux impacts d'une prolifération de ces insectes sur l'écosystème marin (Reisser & al 2014, Cheng & al, 2012).

Les micro-plastiques sont en effet considérés comme une ressource importante pour la ponte de l'insecte pélagique *Halobates sericeus*. Les chercheurs ont mis en évidence une corrélation positive entre la quantité d'oeufs de *H. Sericeus* sur les nodules et l'abondance des micro-plastiques. Cependant, la communauté d'invertébrés pélagiques forme un lien crucial entre les producteurs primaires et les espèces aquatiques d'ordre supérieur. Ainsi, selon plusieurs auteurs, les changements dans la structure de la population de *H. Sericeus* pourraient entraîner d'importantes modifications des écosystèmes marins (Wright & al, 2013 ; Fraval, 2012).

Si la naissance de nouveaux écosystèmes microbiens peuvent entraîner l'apparition de pathogènes nuisibles pour les organismes marins, certaines bactéries ont la capacité de dégrader les matières plastiques. C'est le résultat obtenu d'une étude récente effectuée par Jun Yang et ses collègues en 2014. En effet, les chercheurs ont mis en évidence que certaines bactéries provenant de l'intestin d'une larve de papillon (la fausse teigne) peuvent dégrader le polyéthylène, un plastique courant, notamment dans la conception des sacs plastiques. Ces recherches ouvrent donc des opportunités pour de nouvelles voies de biodégradation des déchets plastiques (Yang & al, 2014).

Des études ont montré que le bisphénol A encourage lui aussi, de manière indirecte, la propagation des espèces invasives, par le biais d'hybridations inter-espèces. En effet, dans certains fleuves aux États Unis, des scientifiques ont constatés que le poisson invasif *Cyprinella lutrensis* a souvent tendance à s'hybrider avec l'espèce native *C. Venusta*. Les biologistes ont alors tenté de savoir si le BPA jouait un rôle dans ce phénomène, qui présente par ailleurs une véritable menace pour la biodiversité. Ils ont donc étudié des individus des deux espèces dans deux ruisseaux différents de Géorgie en les élevant durant 14 jours dans des aquariums contenant du BPA. Ils ont ensuite comparé leur comportement reproducteur avec celui de poissons témoins, non exposés au polluant (Ward & Blum, 2012).

Il en ressort que les poissons exposés avaient bien plus tendance à « faire la cour » aux poissons de l'autre espèce que leurs congénères non exposés. Cela s'explique par le fait que le BPA, en modifiant la libération de certaines hormones, va modifier le comportement mais également l'apparence de l'individu. Ces modifications de l'apparence peuvent dès lors amener un individu à se tromper, et à considérer un poisson d'une espèce différente comme appartenant à la sienne. A titre d'exemple, les mâles de l'espèce *C. lutrensis* exposés au BPA ont tendance à perdre leurs couleurs et ressembleront alors aux mâles *C. Venusta*. Cette ressemblance peut dès lors prêter à confusion lorsque les femelles sont en quête de leur partenaire (Ward & Blum, 2012).

Enfin, l'étude effectuée par J.L Ward & M.J Blum nous démontre que le BPA encourage l'implantation des espèces invasives et, indirectement, la perte de biodiversité (Ward & Blum, 2012).

1.4.3 Impacts physiologiques

De nombreux chercheurs ont démontré que les fragments et les micro-plastiques, en se comportant comme des « capteurs » passifs, accumulent et adsorbent de nombreux polluants organiques persistants (POP) présents dans le milieu. Les POP sont des produits chimiques conçus par l'homme et persistent dans l'environnement. Parmi ces polluants, on retrouve des pesticides organochlorés tels que le DDT et le HCH, des polychlorobiphényles (PCB) et des retardateurs de flamme bromés comme le polybromodiphényléther (PBDE). Ces produits sont essentiellement lipophiles et pourront donc facilement se stocker et s'accumuler dans les tissus adipeux si ces derniers sont ingérés (Teuten & al, 2009 ; Takada, 2013).

Les micro-plastiques sont en effet absorbés par différents organismes et affecteraient certains réseaux trophiques marins. Ils se transmettraient donc par bioaccumulation. La bioaccumulation peut être définie comme la capacité d'accumulation d'une certaine substance chimique toxique dans une chaîne alimentaire donnée (USGS, 2015).

Nous avons vu qu'avec un Kow relativement faible, le BPA est modérément bioaccumulable, mais représente bel et bien une menace pour les organismes exposés. Toutefois, d'autres substances chimiques présentes dans les plastiques peuvent être bioaccumulables de manière plus significative, comme les phtalates. Les scientifiques ont en effet obtenu des preuves concrètes du transfert de produits chimiques à partir de matières plastiques ingérées dans les tissus de certaines espèces, notamment chez la crevette ayant ingéré des zooplanctons contaminés. Selon Setälä O. & al, un transfert de micro-plastiques et de leurs additifs devient possible au sein des réseaux trophiques si les concentrations de polluants sont accumulées à un certain niveau, et ce, même si la persistance du toxique est faible (Setälä & al, 2014 ; Dris & al, 2014).

De manière générale, les micro-plastiques peuvent potentiellement entraîner une obturation des voies intestinales ainsi qu'une fausse impression de satiété. Les micro-plastiques peuvent aussi perturber certains processus propres au métabolisme cellulaire et dégrader des tissus et ce phénomène est loin d'être isolé. En effet, le scientifique Charles Moore a démontré que, sur 671 poissons de 6 espèces différentes, 35 % avait un bout de plastique dans l'estomac. En outre, des poissons peuvent s'empêtrer dans des filets ou des lignes de pêche, ce qui peut entraîner des coupures, voire la suffocation (Moore, 2008 ; Van Cauwenberghe & al, 2013 ; Feydel, 2009).

Lorsque des bouteilles en plastiques ou des canettes se retrouvent dans l'environnement et commencent leur fragmentation, celles-ci auront tendance à relâcher des monomères de BPA. Le BPA est surtout connu pour être un perturbateur endocrinien. Brièvement, le système endocrinien permet la régulation de nombreux processus (développement, métabolisme, reproduction). Ces processus ont par ailleurs recours à de nombreux procédés tels que le développement embryonnaire, la formation des gonades, la différenciation sexuelle, la croissance, ou encore la digestion. Ces procédés peuvent être exposés à de nouvelles substances qui peuvent bloquer, atténuer, ou encourager les récepteurs d'hormones, qui, à leur tour, peuvent empêcher, réduire ou déclencher une réponse hormonale (ANSES, 2013 ; CE, 1999 ; AERMC, 2014 ; Flint & al, 2012).

En effet, les perturbateurs endocriniens, comme le BPA, sont des facteurs de stress majeur dans les systèmes aquatiques. Jusqu'en 1993, les chercheurs ne savaient pas que le BPA pouvait être libéré à partir des matières plastiques. Actuellement, il est admis que le BPA a des impacts sur la reproduction des individus, avec par exemple des dysfonctionnements sexuels. Le BPA peut dès lors être susceptible de modifier les écosystèmes aquatiques (Dahms & al, 2010 ; Gatidou & al, 2010).

1.5 Conclusion partielle

Il est évident qu'une production mondiale de plastiques en pleine expansion ne manquera pas d'engendrer de plus en plus de déchets, et notamment des polycarbonates (BPA).

Si les plastiques sont utiles car ils ont de multiples usages et des caractéristiques uniques, il n'en reste pas moins qu'ils sont issus de processus chimiques complexes, qui ont certes des retombées économiques importantes mais présentent un impact environnemental qui a lui aussi un coût important.

En effet, les plastiques, consommés et jetés, finissent notamment dans les mers et les océans où ils vont ensuite se dégrader en micro-plastiques. Une fois dans le milieu marin, ils connaissent un nouveau destin soit en stagnant en surface et en continuant à se dégrader, soit en pénétrant dans les organismes marins, ou encore en sombrant dans les sédiments. Le schéma 2 ci-dessous résume clairement l'ensemble des possibilités d'évolution des micro-plastiques dans le milieu marin et leurs interactions biologiques.

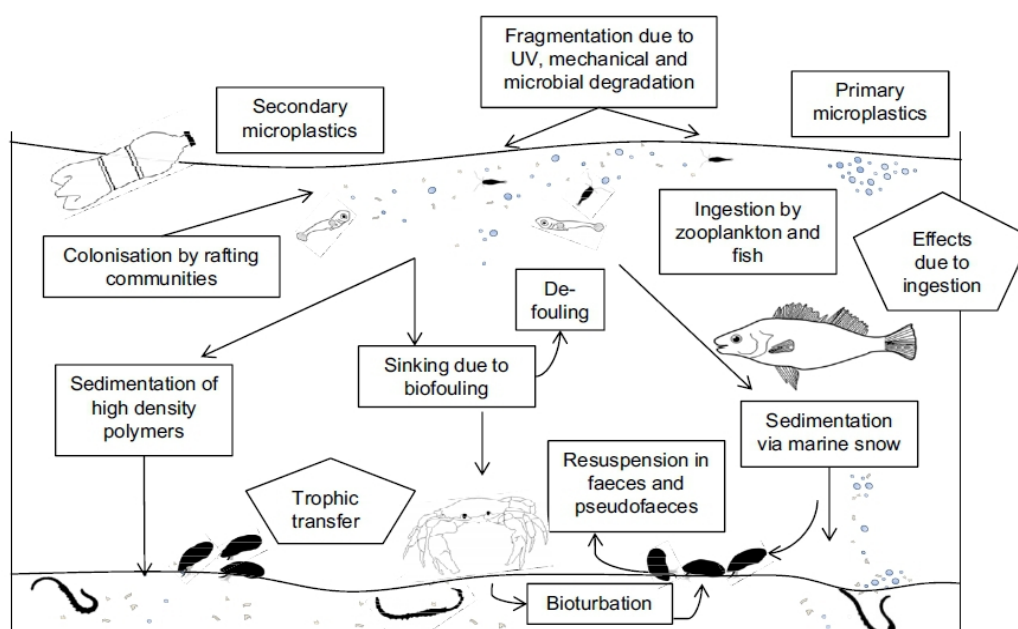


Schéma 2. Voies potentielles des micro-plastiques et interactions biologiques

Source : Wright & al, 2013

Dans tous les cas, ils perturbent profondément les écosystèmes, notamment lorsqu'ils sont assimilés par la faune ou lorsqu'ils fixent les POP.

En outre, certains types de plastiques relâchent de nombreuses substances toxiques lorsqu'ils se fragmentent. C'est notamment le cas du polycarbonate et de son composant, le bisphénol A qui sera déversé directement dans les mers et les océans ou relâché indirectement dans tous les compartiments de l'environnement par de nombreux processus liés à son cycle de vie (production, transport, recyclage, ...). Le milieu le plus touché par ces déversement reste le milieu aquatique.

Enfin, le BPA est connu comme perturbateur endocrinien et peut dès lors s'avérer très néfaste même à des doses infinitésimales pour les organismes marins qui y sont exposés.

2. Analyse systémique d'impacts

2.1 Introduction – Le cas de la Méditerranée

L'existence de concentrations de déchets plastiques au sein de certaines zones océaniques formant des gyres est maintenant avérée. Toutefois, les chercheurs ont récemment mis en évidence que la pollution par les plastiques touche, de manière plus globale encore, toutes les zones océaniques, y compris les plus éloignées comme l'Antarctique. De plus, certaines mers fermées paraissent également affectées, comme la Méditerranée, qui sera plus spécifiquement étudiée dans ce chapitre (Cózar & al, 2015 ; Eriksen & al, 2014).

La Méditerranée représente moins de 1% de la surface mondiale des océans mais possède des valeurs écologiques et économiques très importantes. En effet, cette mer abrite entre 4% et 18% de la biodiversité marine mondiale. De plus, l'industrie de la pêche, l'aquaculture, le transport maritime ou encore le tourisme sont des sources majeures de revenus pour les pays côtiers. Pour ces raisons, l'étude des impacts potentiels des rejets de matières plastiques et de leurs composés toxiques comme le bisphénol A est particulièrement pertinente pour cette mer (Cózar & al, 2015).

Une étude récente d'échantillonnage effectuée par l'Université de Cadix a révélé qu'il y aurait actuellement entre 1000 et 3000 tonnes de déchets plastiques flottant sur la Méditerranée, avec en moyenne 1 déchet plastique tous les 4m². Des échantillonnages ont démontré qu'on retrouve principalement des densités allant de 50 à 200 g/km² en Méditerranée (fig. 8). Certaines zones présentent toutefois des concentrations bien plus élevées (900 à 2500g/km²) ou plus faibles (0 à 50g/km²). Mais 92 % des échantillons montrent une concentration supérieure à 50g/km². Ces valeurs ont été obtenues par échantillonnage effectué sur les 25 premiers centimètres de surface pour tenter de limiter les incertitudes liées aux vents (Cózar & al, 2015).

De manière générale, des fortes concentrations ont plutôt été observées dans les zones à proximité des centres de population, sans que l'on ne puisse cependant établir de corrélation significative. Ces concentrations et ces densités avoisinent, voire dépassent, celles retrouvées au niveau des gyres océaniques, faisant de cette mer une grande zone d'accumulation supplémentaire de débris plastiques flottants à l'échelle mondiale (Cózar & al, 2015).

Des travaux de modélisation des régimes des vents et des courants marins ont démontré qu'en Méditerranée, 90 % de ces déchets sont d'origine terrestre. Les 10 % restant proviendraient notamment des apports de l'Atlantique par le détroit de Gibraltar. Le flux net d'eau à travers le détroit de Gibraltar dans la couche d'eau de surface supérieure (10m) est estimé à environ 105 m³/s vers la Méditerranée. Dès lors, Cózar & al suggèrent qu'une partie de la pollution de plastiques constatée en Méditerranée pourrait provenir de l'extérieur du bassin, où la Méditerranée agirait comme un « puits » pour les plastiques de l'Atlantique. Cette hypothèse, qui pourrait se vérifier par des analyses de flux entrées-sorties à travers le détroit n'est cependant pas encore confirmée à l'heure actuelle (Verdier, 2014 ; Cózar & al, 2015).

D'autres études effectuées par l'association grecque HELMEPA (Hellenic Marine Environment Association) ont montré qu'en Méditerranée, 83 % des déchets observés sont en plastique (fig. 7). En terme de tonnage, cette valeur est de 52 % car le plastique est en effet beaucoup plus léger par rapport au bois ou au métal (UNEP, 2011).

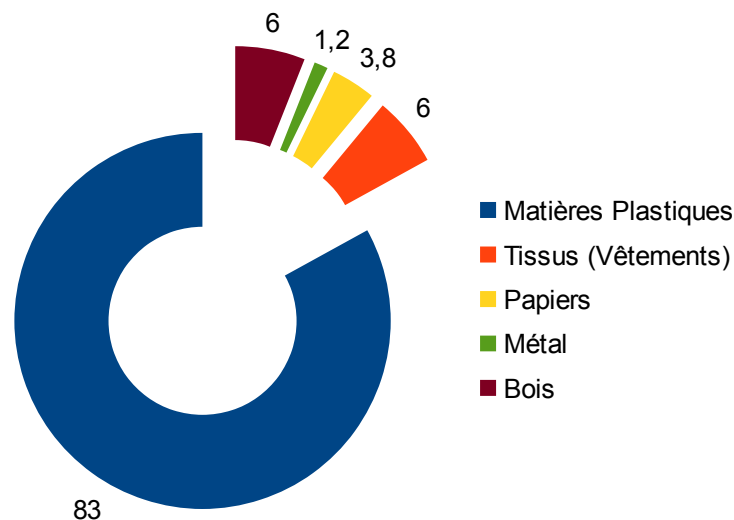


Fig 7. Principaux types de déchets en Méditerranée (en %)

Source : UNEP, 2011

Comme dans l'océan, tous ces plastiques vont se fragmenter pour devenir des micro-plastiques. Cette mer étant très vaste, les concentrations observées seront dès lors très variables en fonction de la zone étudiée. Les résultats d'une expédition effectuée en 2014 par le collectif M.E.D (Méditerranée en Danger) révèlent des fortes concentrations en micro-plastiques le long de la côte française (Nice et Cannes), avec environ 185000 micro-plastiques au km². D'autres études menées à la station au large d'Albenga en Italie montraient des valeurs encore plus importantes avec 330000 micro-plastiques au km². Selon Galgani & al, on retrouve encore plus de déchets plastiques avec en moyenne plus de 892000 micro-déchets par km² sur l'ensemble de la zone, faisant de la Mer Méditerranée une des zones les plus affectées par les déchets marins. Enfin, les scientifiques estiment que 83 % des plastiques recueillis sont plus petits que 5 mm (Cózar & al, 2015 ; Collignon & al, 2014 ; Galgani & al, 2014). Tenant compte de ces différents ordres de grandeur, la valeur mesurée par le professeur Galgani nous paraît la plus pertinente lorsqu'on sait qu'une seule boîte jaune d'un certain cacao, bien connue du public se dégrade, selon Partick Deixone, (membre de la Société des explorateurs français et fondateur des expéditions « 7ème continent ») en 30000 particules de plastiques (Briand, 2014).

87,7 % des fragments observés sont à l'origine des objets plastiques rigides, comme des bouteilles ou des capuchons. Le reste provient de la dégradation de filets de pêche, de mousses, de sacs, etc. La distribution inégale des fragments de plastiques laisse suggérer que la circulation des eaux de surface en Méditerranée empêche la formation de zones de rétention dans le bassin (Cózar & al, 2015).

Dans la baie de Calvi, en Corse, Collignon & al ont étudié la variation annuelle de particules de plastiques et de zooplanctons pendant un an. Il en ressort que sur un total de 38 échantillons, environ 74 % contenaient des particules de plastiques de composition très variable. Une concentration moyenne de 6,2 particules par 100 m² a été mesurée. Toutefois, certaines mesures ont présenté des pics pouvant atteindre 69 particules par 100 m² pendant les périodes de faible vent, soit 10x plus que la moyenne pour cette zone. La variabilité de ces ordres de grandeur démontre à quel point la quantification de déchets plastiques au sein d'une mer aussi grande que la Méditerranée paraît complexe, tant au niveau du gigantisme de la surface étudiée qu'au niveau des incertitudes des échantillonnages (Collignon & al, 2014).

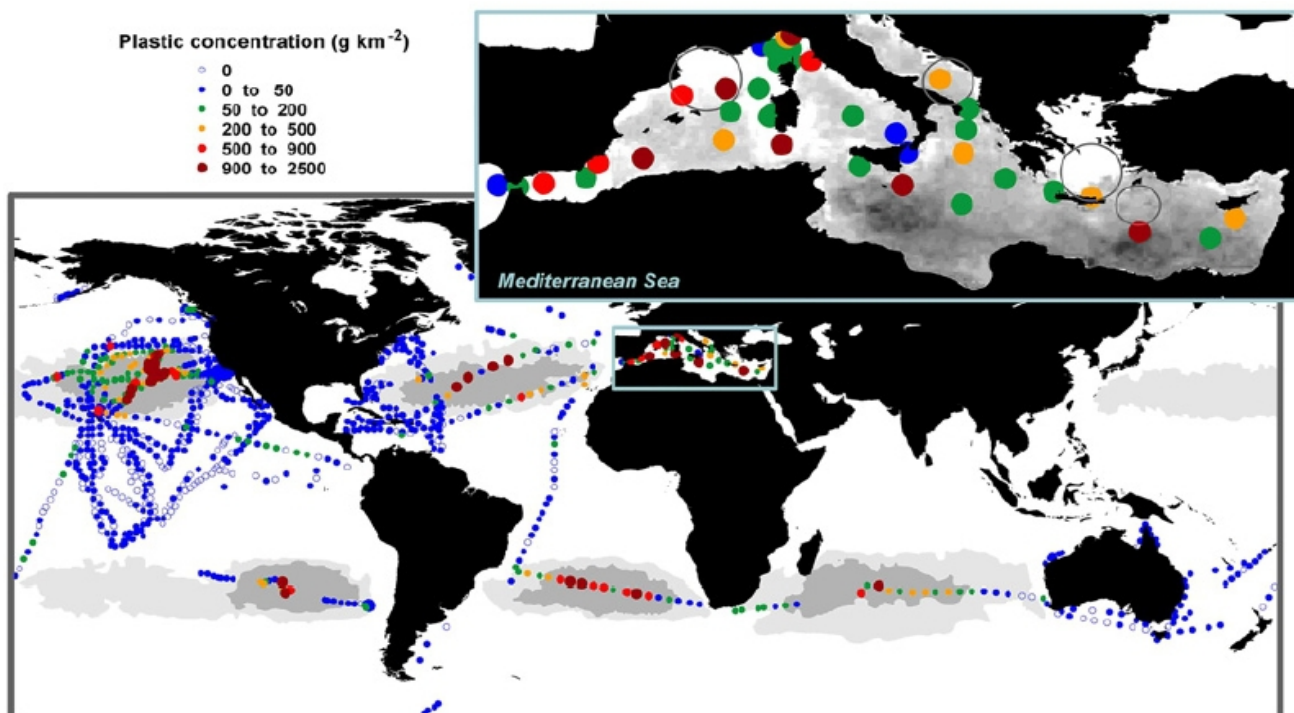


Fig 8. Concentrations de plastiques en plusieurs zones de Méditerranée (g/km²)

Source : Cózar & al, 2015

Fumer participe fortement à la pollution de cette mer (cfr tableau 4 ci-dessous - UNEP, 2011). Ainsi, 40 % des déchets retrouvés en Méditerranée sont directement liés aux fumeurs. Les activités riveraines et récréatives sont en outre responsables de plus de 52 % des déchets marins. Ces activités reprennent la consommation d'emballages, des pique-niques, des loisirs (sports, festivals, ...), ou encore les déchets venant de décharges illégales comme sur l'île de Zakynthos en Grèce. Concrètement, cela reprend des sacs en plastique, des ballons, des bouteilles en plastique et en verre, des canettes d'aluminium, des casquettes, des emballages alimentaires, des jouets. Les autres domaines engendrant des déchets relâchés dans la Méditerranée sont les domaines médical, du bâtiment, ou encore de l'industrie de la pêche (UNEP, 2011).

Les activités touristiques sont également responsables d'un flux entrant de déchets vers la mer. En effet, la région du bassin méditerranéen est considérée comme l'une des plus grandes régions touristiques du monde avec de nombreuses stations balnéaires. Pendant l'été, il est fréquent que la population des villes balnéaires double par rapport à celle de l'hiver. Ce phénomène engendre des quantités de déchets toujours plus importantes durant la période estivale. Dans certaines zones touristiques, plus de 75% de la production annuelle de déchets sont générés en saison estivale, des études ayant montré que les touristes génèrent une moyenne de 10% à 15% de déchets en plus que les locaux (UNEP, 2011).

Le tableau 4 ci-dessous démontre enfin que cette mer est également concernée par la pollution au BPA au sein de son écosystème. En effet, les bouteilles en plastique (susceptibles d'être en PC) et les canettes, qui mettent respectivement 450 ans pour les unes et 80 à 250 ans pour les autres pour se dégrader, sont fréquentes et représentent environ 25 % des déchets retrouvés (Cózar & al, 2015).

Tableau 4: Déchets les plus fréquents en Méditerranée (2002-2006)

Item	Counts	Percent
Cigarettes/Cigarettes filters	222 563	27 %
Cigar tips	86 146	10 %
Plastic bottles	81 238	9,8 %
Plastic bags	70 912	8,5 %
Aluminium beverage cans	63 282	7,6 %
Caps/lids	60 920	7,3 %
Beverages bottles (glass)	48 085	5,8 %
Cups/plates/forks/knives/spoons	32 037	3,8 %
Tobacca packaging/wrappers	23 648	2,8 %
Food wrappers/containers	21 029	2,5 %
Straws	17 184	2,1 %
Pull tabs	15 488	1,9 %

Source : UNEP, 2011

D'un point de vue méthodologique, tant l'échantillonnage de MP que de BPA dans les milieux aqueux n'est pas facilement réalisable, voire très complexe. En effet, les concentrations peuvent fortement varier en fonction de la profondeur de l'eau et il convient dès lors d'effectuer des échantillonnages sur l'ensemble de la colonne d'eau pour obtenir des résultats plus précis (Flint & al, 2012).

Globalement, les concentrations observées en BPA dans les sédiments sont plus élevées que celles retrouvées dans la colonne d'eau. Funakoshi & Kasuya ont en effet démontré en 2009 une corrélation entre les concentrations de BPA au niveau de la base de la colonne d'eau et celles présentes dans les sédiments, ce qui est en cohérence avec la biodégradation lente du BPA dans les milieux anaérobies (l'oxygène se raréfiant avec la profondeur) (Funakoshi & Kasuya, 2009 ; Flint & al, 2012).

De par son ubiquité et sa pseudo persistance, le BPA, tout comme les micro-plastiques, représente une menace réelle pour les organismes marins. Toutefois, l'étude de ces impacts présente un certains nombres de limites. En effet, la complexité des systèmes considérés ici comme une soupe de produits chimiques, qui peuvent potentiellement entrer en synergie, rendra l'analyse plus difficile. En outre, des fortes variations de concentrations sont constatées au sein du même écosystème. Peu d'études ont dès lors étudié les effets in situ (Flint & al, 2012). Nous aborderons ces différentes limites plus en détails dans le chapitre 4.

2.2 Notions de risque et approche écotoxicologique

Ce chapitre va tenter de mettre en exergue les principaux risques et impacts écotoxicologiques, tant des micro-plastiques que du BPA, sur différents niveaux trophiques du bassin méditerranéen. Des schémas d'influences permettront notamment d'illustrer nos propos pour en faciliter la compréhension et appréhender la complexité des systèmes.

La toxicologie peut se définir, de manière générale, comme « *l'étude des effets négatifs des produits chimiques sur les organismes vivants* » (Forbes & al, 1997, p.20).

L'écotoxicologie, quant à elle, regroupe le domaine de la toxicologie et de l'écologie. Elle est définie par Truhaut (1977) comme « *la branche de la toxicologie qui étudie les effets toxiques provoqués par les substances naturelles ou les polluants d'origine synthétiques sur les constituants des écosystèmes animaux, y compris l'homme, végétaux et micro-organismes, dans un contexte intégré* » (Forbes & al, 1997, p.20).

Dans la Méditerranée, des plastiques ont été retrouvés dans les estomacs d'une multitude d'êtres vivants (invertébrés, vertébrés, petits ou grand poissons, oiseaux de mer, tortues, ...). La littérature scientifique étudie actuellement certaines de ces espèces. Dans ce chapitre, nous aborderons les impacts des micro-plastiques de manière générale ainsi que ceux du BPA sur certaines espèces spécifiques couramment rencontrées dans cet écosystème particulier qu'est la Méditerranée.

Il y a actuellement très peu de données sur les niveaux de BPA dans l'environnement aquatique. Les valeurs pour les rivières européennes vont de 0,016 à 0,5 µg/L. Ces valeurs sont plus élevées lorsqu'il s'agit d'effluents industriels dans les industries (principalement de papier et de métaux), pouvant aller jusqu'à 41 µg/L. Des valeurs allant de 25 à 146 µg/L ont été constatées dans les lixiviats des centres d'enfouissements techniques (Özlem & Hatice, 2008 ; Cousins & al, 2002).

Nous avons interrogé quelques instituts comme l'Ifremer ou encore l'Universitat Autònoma de Barcelona, sur les concentrations de BPA en Méditerranée mais celles-ci ne nous pas été communiquées. Ces concentrations ont cependant été mesurées au large de Venise, en Mer Adriatique, mer adjacente à la Méditerranée, et renseignent des valeurs pour cette région de l'ordre de 0,001 µg/L à 0,0035 µg/L en 2007 (OEHHA, 2009).

En raison d'un manque de données sur le BPA, nous sommes ici réduits à extrapoler les données et émettre l'hypothèse que les concentrations de BPA en Méditerranée sont similaires à celles présentes dans les eaux de surface du globe estimées entre 0,001 µg/l et 1 µg/l. Les études sont principalement réalisées en laboratoire et les chercheurs utilisent fréquemment des concentrations plus élevées que celles rencontrées de facto dans l'environnement, ce qui nous renseigne sur les risques potentiels plutôt que sur l'impact réel. Il convient donc d'aborder rapidement quelques notions essentielles telles que la CL₅₀ (Concentration létale 50), la NOEC (No Observed Effect Concentration), la DJA (Dose Journalière Admissible) ou encore la notion de « risque » et de « risque environnemental ».

De manière générale, il faut des concentrations élevées en BPA pour constater des risques de mortalité. A ce sujet, la Concentration Létale 50 (CL₅₀) correspond à la concentration de substance produisant la mort de 50 % de la population. Elle nous renseigne donc sur la mortalité face à une exposition aiguë (exposition de court terme), généralement mesurée sur 48 ou 96 heures (Steenhout, 2013-2014 ; Amiard, 2011).

Selon Ozlem & Hatice (2008), la CL₅₀ des organismes marins, poissons et invertébrés, face au BPA varie de 1100 à 10 000 µg/L (Ozlem & Hatice, 2008). Selon l'American Chemistry Council (ACC), cette valeur va de 1000 à 20,000 µg/L (ACC, s.d.) alors que pour l'OEHHA, cette valeur (pour les poissons uniquement) est comprise entre 4600 µg/L et 15000 µg/L (OEHHA, 2009). Notons que ces valeurs sont nettement supérieures à celles retrouvées dans l'environnement.

La NOEC (No Observed Effect Concentration), contrairement à la CL₅₀, nous renseigne sur la toxicité à long terme (exposition chronique) du BPA sur les organismes exposés, généralement sur une durée de 21 jours. Caspers a étudié la NOEC du BPA chez la daphnie à des valeurs de 3160 µg/L (Caspers, 1998). Selon l'ACC, le milieu aquatique a dès lors peu de risques d'être impacté par le BPA qui présenterait un risque faible (ACC, s.d.). Gardons toutefois à l'esprit que si la daphnie présente une NOEC élevée, d'autres espèces animales, comme la moule, montrent des effets induits à des concentration beaucoup plus faibles, comme nous le verrons dans le chapitre ci-dessous (OEHHA, 2009 ; Flint & al, 2012).

En outre, la daphnie paraît particulièrement résistante au BPA, avec une CL₅₀ allant jusqu'à 20000 µg/L. Toutefois, ces valeurs sont théoriques et ne rendent pas compte de l'exposition des organismes dans leur milieu naturel. En effet, en prenant l'exemple de l'escargot aquatique *Marisa cornuarietis*, avec une NOEC de 7.9 ng/L qui présente des effets après une exposition de seulement 1µg/L sur 3 mois, on peut se permettre de remettre en cause les propos de l'ACC (Oelmann & al, 2006 ; OEHHA, 2009).

L'INERIS a également évalué la NOEC et estime « *la concentration nominale sans effet observé (NOEC) 10 µg/L , soit environ 5,6 µg/L en concentration mesurée.* » (INERIS, 2013, p.3). Lors d'études écotoxicologiques, la concentration nominale définit la concentration établie par des études en laboratoire et considérée ensuite comme référence. Par ailleurs, la concentration mesurée correspond à la concentration observée dans le milieu, et obtenue par analyse directe d'échantillons d'eau. La différence constatée entre les deux peut s'expliquer par le comportement de la substance chimique présente dans le milieu étudié (par exemple par des phénomènes d'adsorption par les sédiments ou des processus de dégradation) (INERIS, 2013).

Classiquement, la notion de risque reprend deux éléments principaux à savoir un aléa et un enjeu. L'aléa peut être vu comme un événement, un phénomène ou encore un danger susceptible d'affecter un système défini. Ici, l'aléa peut être vu comme une contamination par le plastique et le bisphénol A de l'écosystème méditerranéen. L'enjeu évoque quant à lui un individu, une population, ou encore un bien ou un équipement pouvant potentiellement subir les conséquences de l'aléa (ici, la biodiversité marine et la pérennité de l'écosystème) (IRMa, 2007).

La classification des risques se fait selon deux catégories ; le risque naturel et le risque technologique. Deux critères principaux permettent de caractériser le risque, sa fréquence et sa gravité. A ce titre, les travaux effectués par Farmer révèlent une corrélation entre ces deux critères (courbe de Farmer). La courbe de Farmer (fig. 9 ci-dessous) montre un rapport inverse entre la fréquence et l'intensité (gravité) (IRMa, 2007 ; Pigeon, 2007).

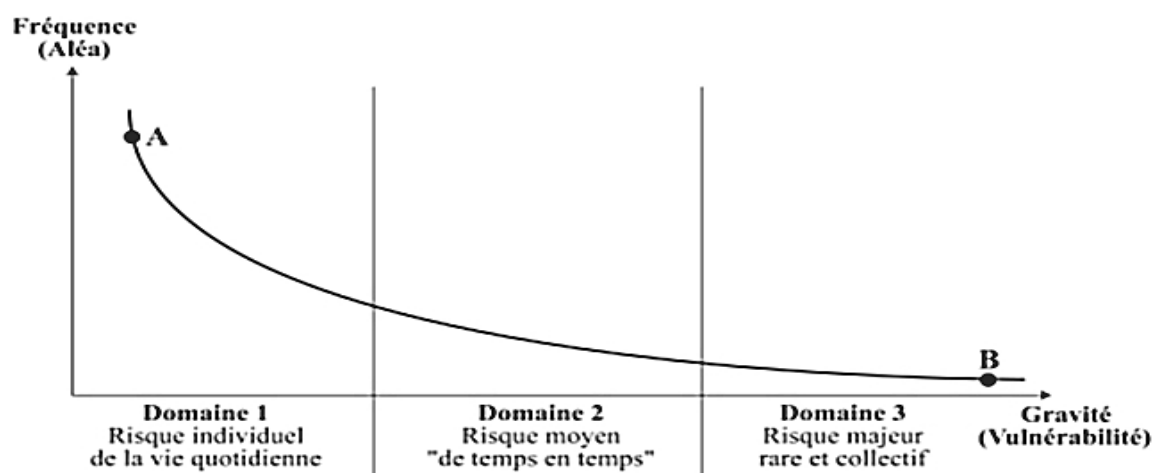


Fig 9. Courbe de Farmer

Graphique représentant la mise en relation de la fréquence et de la gravité des risques par une courbe décroissante et où ceux jugés les plus fréquents sont considérés comme moins graves.

Source : Pigeon, 2007

En ce qui nous concerne, nous pouvons aborder cette courbe de deux manières en fonction de l'objet considéré : soit classer le risque comme faible (domaine 1, pt. A) en considérant que les rejets plastiques sont fréquents en Méditerranée et n'entraînent pas une gravité élevée, soit classer le risque comme majeur, rare et collectif en considérant l'échelle macro- (domaine 3, pt. B) dans la mesure où ces rejets menacent potentiellement l'équilibre écosystémique méditerranéen et la pérennité des espèces contaminées, entraînant des conséquences de gravité beaucoup plus élevée.

Historiquement, l'évaluation des risques chimiques étudiait les risques sur l'homme avant de s'attaquer au cas de l'environnement. Une procédure établie par le National Research Council (NRC) permet de fournir des informations scientifiques cruciales pour l'évaluation des risques. Elle permet aussi non seulement de définir la relation indispensable entre l'évaluation et la gestion mais également d'encourager à la mise en place de normes uniformes. Elle comprend 4 étapes (Steenhout, 2013-2014) :

1. Identification des dangers
2. Evaluation « dose-réponse »
3. Evaluation des expositions
4. Caractérisation du risque chimique.

Classiquement, pour effectuer une évaluation du risque environnemental, il faut déterminer les valeurs de la PNEC (Predicted No Effect Concentration), qui peut être définie comme la concentration la plus élevée de la substance ne provoquant pas de risque pour l'environnement. La PNEC permet donc de définir une certaine toxicité de la substance par rapport à l'environnement. On obtient cette valeur prioritairement via des tests de toxicité chronique, en utilisant les données relatives à la NOEC la plus faible (Steenhout, 2013-2014).

On peut également utiliser la CL_{50} si les données propres à la NOEC sont manquantes. On applique alors des facteurs de sécurité, variant selon les espèces et allant généralement de 10 à 1000 (Steenhout, 2013-2014). Par exemple, si la CL_{50} des algues face au BPA est de 1,1 mg/L (1100 µg/L) (OEHHA, 2009), sa valeur PNEC serait de 1,1/1000, soit 0,001 mg/L (1,1 µg/L).

Il faut également déterminer une PEC (Predicted Environmental Concentration). La PEC représente les concentrations potentielles du toxique au sein d'un écosystème. Elle permet donc de définir une exposition dans l'environnement. On peut calculer cette valeur en mobilisant des données propres aux tonnages de la substance, à son comportement dans l'environnement ou encore à ses propriétés physico-chimiques (Steenhout, 2013-2014). La Commission européenne (2008) a estimé que pour le milieu marin, ce chiffre varie entre 0,04 et 2,1 (CE, 2008).

Le risque représenté par une substance sur l'environnement peut alors être déduit en comparant les valeurs de PEC et de PNEC. De fait, si la PEC est supérieure à la PNEC, on peut conclure qu'il existe un risque potentiel pour les écosystèmes (Steenhout, 2013-2014).

Il est également possible de calculer la dose journalière admissible (DJA). La DJA (mg/kg) est définie comme « *l'estimation de la dose présente dans les aliments ou l'eau de boisson, exprimée en fonction du poids corporel, qui peut être ingérée tous les jours pendant toute la vie, sans risque appréciable pour la santé du consommateur, compte tenu de tous les facteurs connus au moment de l'évaluation* » (AFSSA, 2005, p.16).

La DJA est obtenue après calcul de la NOAEL (No Observed Adverse Effect Level), elle-même déterminée après plusieurs études sur le long terme chez l'animal. On applique alors également un facteur de sécurité à la NOAEL, tenant compte aussi bien des variabilités au sein des différentes espèces animales que de la qualité des expérimentations. On pourra ensuite en déduire des valeurs toxicologiques de référence qui serviront notamment à comparer les différentes expositions et in fine, caractériser le risque (AFSSA, 2005).

Toutefois, les analyses chimiques isolées sont souvent insuffisantes pour effectuer une évaluation complète du risque présenté par des substances potentiellement toxiques dans un système donné. Les chercheurs développent alors d'autres méthodes comme des bio-essais, réalisés sur le terrain ou en laboratoire. Ces analyses permettent de caractériser dans un premier temps le « potentiel toxique » d'une substance, comme, par exemple la présence des perturbateurs endocriniens tels que le BPA (Gourlay-Francé & al, 2011).

L'étude de la bioaccumulation sur certaines espèces sentinelles paraît à cet égard particulièrement efficace, les bio-indicateurs se révélant une solution pour élaborer des diagnostics propres aux impacts sur l'environnement (Gourlay-Francé & al, 2011).

De manière générale, les bio-indicateurs sont utilisés pour effectuer un diagnostic du risque environnemental (Garrić, 2010).

Ces derniers peuvent être définis comme « *un organisme ou un ensemble d'organismes qui - par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques - permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées* » (InVS, 2013, p.2).

On peut citer par exemple le phytoplancton, qui possède une certaine efficacité pour stocker les polluants, les lombrics, représentatifs de la qualité des sols en ingérant une grande quantité d'humus ou encore les mollusques et les bivalves, réputés pour être de bons indicateurs (Steenhout, 2013-2014).

2.2.1 Phytoplanktons

Le phytoplancton reprend l'ensemble des micro-organismes végétaux présents dans les eaux. La plupart du temps unicellulaire, il reprend de nombreux taxons et espèces différentes. Premier maillon des réseaux trophiques marins, il représente 50 % de la production à l'échelle du globe. Il produit environ la moitié de l'oxygène nécessaire à la survie des organismes vivants hétérotrophes et capte l'énergie solaire et le CO₂ grâce au processus de photosynthèse. En captant le CO₂, le phytoplancton joue ainsi un rôle fondamental au niveau du climat (Estournel & al, 2014 ; NASA, 2005).

Son abondance est liée à de nombreux facteurs, comme la surpêche de prédateurs consommant du plancton (par exemple certaines baleines), le changement climatique ou encore la pollution. Son développement est directement lié aux saisons. Les taxons les plus fréquemment rencontrés en Méditerranée sont respectivement *Pseudo-nitzschia*, *Chaetoceros*, *Cryptophyceae*, *Skeletonema costatum*, *Thalassionema nitzschioides* et *Leptocylindrus*, cette liste étant non exhaustive (Alvain & al, 2008 ; IFREMER, 2014).

Peu de données sont disponibles sur l'impact des micro-plastiques et du BPA sur le phytoplancton présent en Méditerranée. Plusieurs raisons peuvent expliquer cette absence de données. Tout d'abord, les phytoplanctons comprennent des milliers d'espèces différentes, tous sensiblement différents les uns des autres. C'est notamment la raison pour laquelle nous ne sélectionnerons pas ici une espèce particulière. De plus, travailler à l'échelle d'un organisme unicellulaire s'avère relativement complexe. Enfin, les études d'impacts des micro-plastiques et du BPA sur les micro-algues en sont encore à leurs balbutiements (IFREMER, 2014).

Les chercheurs ont cependant pu démontrer que des particules de plastiques de taille nanométrique peuvent être adsorbés sur la cellulose, un constituant majeur des algues et des micro-algues (notamment les espèces *Chlorella spp.* et *Scenedesmus spp.*). Cette adsorption peut dès lors entraver la photosynthèse, diminuer la population et affecter la durabilité des réseaux trophiques marins (Farrell & Nelson, 2013).

De plus, il apparaît que le phytoplancton serait en partie responsable de la distribution des micro-plastiques au sein de la colonne d'eau. Les mouvements verticaux des micro-plastiques ne sont pas seulement dépendants de la densité des particules. L'EPA (Environmental Protection Agency) nous apprend à cet égard qu'environ 46% des particules de matières plastiques restent naturellement en surface. Mais les processus d'encrassement biologique, évoqués précédemment par des diatomées, vont modifier la densité des nodules (Barnes & al., 2009 ; Barnes & Milner, 2005).

En effet, certaines espèces de phytoplancton peuvent excréter des polysaccharides servant alors de colle en cas de stress permettant de former des agrégats entre eux. Ce mécanisme permet au phytoplancton de voyager naturellement de manière verticale au sein de la colonne d'eau en faisant varier son poids. Les planctons peuvent alors prendre des fragments de plastiques pour leurs congénères en s'agglutinant sur ces derniers. Dès lors, l'implantation potentielle d'un agrégat planctonique sur ces nodules va soit entraîner le complexe phytoplancton/micro-plastiques vers le fond, soit le maintenir en surface. Gardons à l'esprit que ces explications simplificatrices ne rendent pas compte de la complexité du processus (diversité du plancton, diversité des plastiques, affinités variables, etc...) (Long & al, 2015).

Dans les deux cas, que se soit en surface ou au sein de la colonne d'eau, les prédateurs (crustacés, zooplanctons, poissons) sont friands de ces agrégats, qui représentent une source de nourriture. Ces consommateurs vont donc inopinément ingérer ces agrégats avec le fragment de plastique, ce qui contaminera les réseaux trophiques. L'ingestion de plastiques par des organismes marins a d'ailleurs été démontrée à différents niveaux de la chaîne alimentaire (Long & al, 2015).

A ce titre, une chaîne alimentaire peut être définie comme « *une suite d'organismes dans laquelle les uns mangent ceux qui les précèdent dans la chaîne avant d'être mangés par ceux qui les suivent* » (Ménard & Le Loc'h, 2013, p.12). Alors que les réseaux trophiques peuvent être définis comme « *des descriptions particulières des communautés biologiques ciblant les interactions trophiques entre les consommateurs et leurs ressources* » (Ménard & Le Loc'h, 2013, p.15).

Dans le cas où l'agrégat de phytoplancton sur les micro-plastiques coule, ce dernier va entraîner une sédimentation des nodules. Certains scientifiques estiment que les concentrations de plastiques étonnamment basses retrouvées dans les océans seraient en partie dues à ce phénomène (Long & al, 2015).

Si le phytoplancton reste en surface, il augmentera alors son activité photosynthétique en étant directement plus exposé aux rayonnements solaires. Cette hypothèse, formulée par Chris Bowler (directeur de recherche CNRS à l'Institut de Biologie de L'ENS (École Normale Supérieure de Paris)), envisage une absorption plus importante du CO₂ atmosphérique formant alors un puits de carbone. On constate alors une influence négative sur le réchauffement climatique, illustrée par le schéma 3 ci-dessous (Long & al, 2015 ; Garric, 2012).

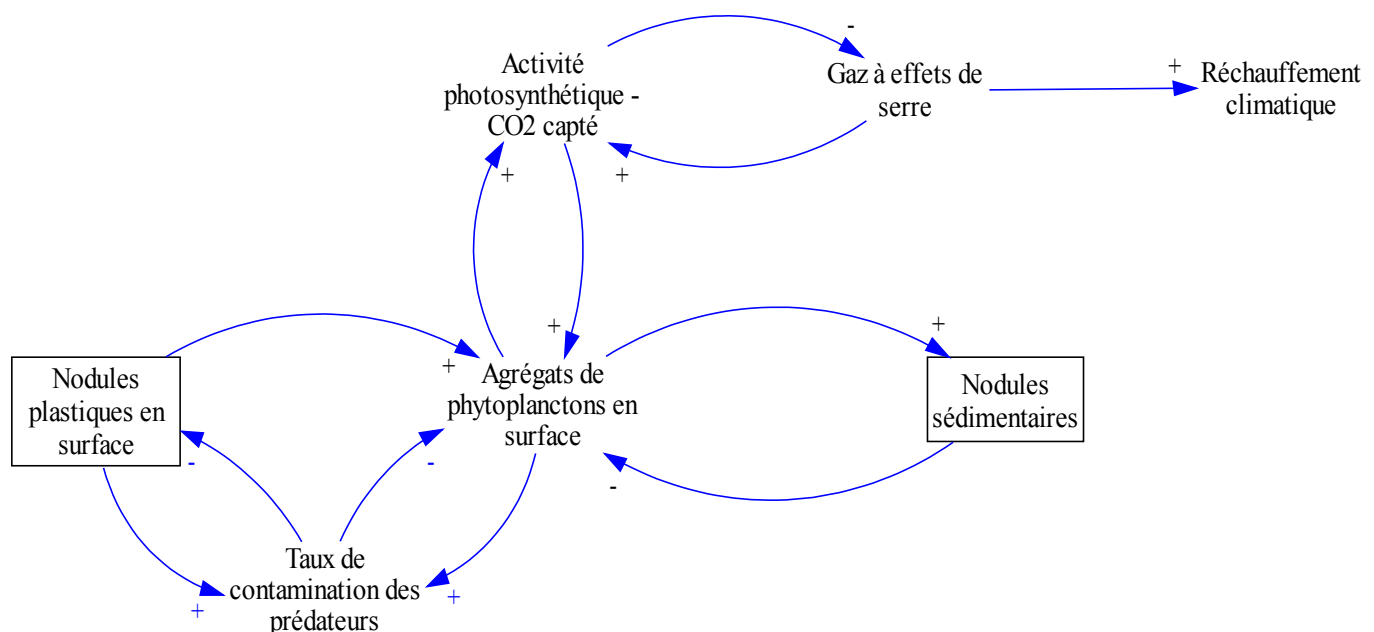


Schéma 3. Micro-plastiques et réchauffement climatique

Les nodules plastiques en surface sont un support idéal pour le phytoplancton. Ce phytoplancton profite alors d'une situation optimale (stagner en surface) pour réaliser la photosynthèse, capter le CO₂ et donc, indirectement, participer à son échelle à la réduction du réchauffement climatique.

En ce qui concerne le bisphénol A, ce dernier a une demi-vie relativement courte car il est notamment dégradé par certains micro-organismes photosynthétiques. En effet, la photosynthèse effectuée par le phytoplancton permet d'en dégrader une partie. Toutefois, les auteurs soulignent qu'en l'absence de photosynthèse et de dégradations microbiennes, le BPA va alors persister plus longtemps dans le milieu (Crain & al, 2007).

2.2.2 Zooplanktons

Dans le bassin méditerranéen, les espèces de zooplancton de 0,2 à 2 mm sont principalement des copépodes et des cladocères. Ils représentent 96% du zooplancton total, avec une abondance moyenne de 10 706 individus/100m². Les espèces plus grandes, de 2 à 5 mm représentent environ 1000 individus /100m² (Collignon & al, 2014).

Nous nous limiterons ici à l'étude des copépodes, qui comptent de nombreuses familles et plus de 10.000 espèces différentes. Les copépodes sont des organismes zooplanctoniques de petite taille (quelques millimètres) et qui occupent tous les écosystèmes marins, tant d'eau de mer que d'eau douce. Ils peuvent, dans certaines zones, représenter jusqu'à 60% de la biomasse de zooplancton. Ils jouent dès lors un rôle majeur dans les réseaux trophiques, en constituant notamment la nourriture des poissons et en s'alimentant de protistes et d'algues unicellulaires (phytoplancton), ce qui permet d'en limiter la prolifération et de réguler les populations (Echalier, 2014).

Les copépodes sont par ailleurs très utiles pour étudier les réponses au stress et sont dès lors largement utilisés comme organisme « modèle » dans les études écotoxicologiques sur les invertébrés. Ils sont alors considérés comme bio-indicateurs (Cole & al, 2013).

Cole & al ont mis en évidence que les micro-plastiques peuvent être absorbés par certaines espèces de zooplancton tandis que d'autres espèces ne montrent aucun intérêt pour ces résidus. La raison de ces différences d'affinités intra- et inter-espèces n'est pas encore connue à l'heure actuelle (Cole & al, 2013).

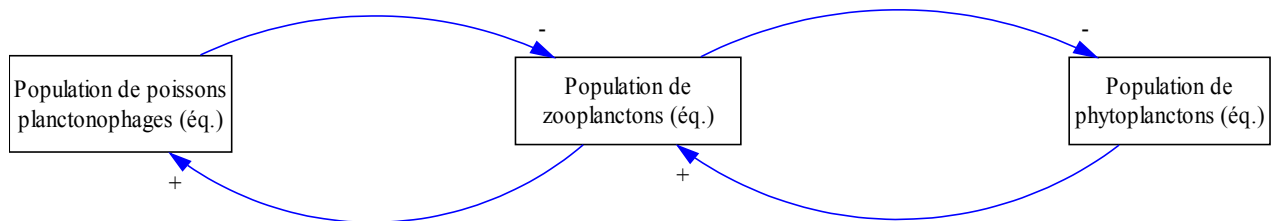
Tout comme pour le phytoplancton, les impacts sur ces organismes restent encore peu étudiés. On constate toutefois que l'ingestion de micro-plastiques par le zooplancton réduit fortement l'appétit en micro-algues et impacte directement la croissance et la fécondité des populations (Setälä, O. & al, 2014 ; Cole & al, 2013 ; Tanaka & al, 2013).

Les micro-plastiques d'une densité inférieure à celle de l'eau de mer vont s'accumuler dans le neuston (premiers centimètres à la surface de l'eau), habitat premier du phyto- et zooplancton. De manière générale, plus les particules plastiques sont petites, plus elles sont susceptibles d'être ingérées par la vie marine (Collignon & al, 2014).

Ces fragments présentent une grande variété de couleurs, de tailles et de formes. Par conséquent, ils imitent une large gamme de sources naturelles de nourriture pour les organismes planctonophages. Les poissons différencient difficilement les fragments de plastiques du plancton et vont donc les ingérer (Estournel & al, 2014 ; Collignon & al, 2014 ; Andrady, 2011).

Ces fragments sont nombreux en Méditerranée. A ce propos, Collignon & al ont mis en évidence que le ratio micro-plastiques (taille de 2-5mm)/zooplancton atteint une moyenne de 2,73 dans la baie de Calvi en Corse où ces particules sont particulièrement abondantes. Ce ratio, au regard des concentrations de plastiques élevées en Méditerranée confirme donc un risque de confusion pour les prédateurs planctoniques. On peut alors émettre l'hypothèse que la présence de « concurrents plastiques » peut conduire à des dérégulations au niveau des populations, à savoir une augmentation de la population du zooplancton par l'arrivée de « concurrents plastiques » (Collignon & al, 2014). Cette dérégulation est illustrée par le schéma 4 ci-dessous.

- Système à l'équilibre



- Système perturbé

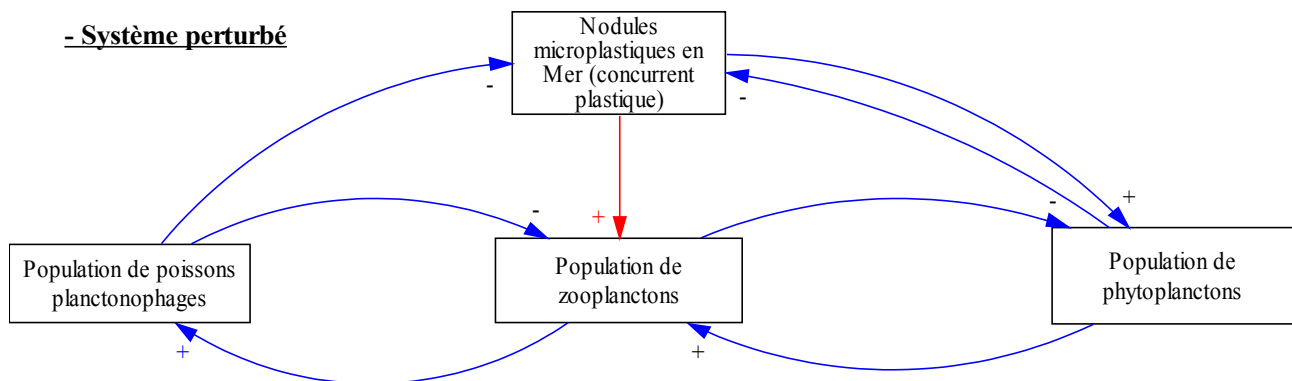


Schéma 4. Perturbation des populations par ajout de micro-plastiques au sein du système à l'équilibre

Le 1^{er} schéma nous indique une chaîne trophique qui s'équilibre. Par contre, dans le système perturbé, l'ajout de nodules plastiques au sein du réseau aura plusieurs effets. Tout d'abord, leur présence sera limitée lorsqu'ils seront soit ingérés par les planctonophages, soit dégradés par certains phytoplanctons. En outre, leur entrée dans le système va provoquer la prolifération du phytoplancton via la formation d'agrégats (cfr. Schéma 3.) ainsi qu'une augmentation de la population de zooplancton par une sensation de satiété chez les planctonophages ayant ingéré ces nodules plastiques.

La suite de ce chapitre portera sur les impacts du BPA propres à deux espèces de zooplancton rencontrées en Méditerranée, à savoir *Trigriopus fluvius* et *Acartia Tonsa*.

- *Trigriopus japonicus* / *Trigriopus fluvus*

Des études portant sur les impacts d'une exposition au BPA sur *T. Japonicus* ont été réalisées en laboratoire. Ce copépode est bien adapté pour évaluer la toxicité reproductive et le développement. Cet organisme n'est pas présent dans le bassin méditerranéen. Toutefois, on y retrouve son cousin proche *Trigriopus fluvus*. Cette espèce a un habitat benthique et présente une sensibilité aiguë modérée et une sensibilité chronique élevée, ce qui facilite par ailleurs les observations (Dahms & al, 2010).

Dahms & al ont séparé les individus mâles et femelles. Certains individus mâles ont été élevés dans une solution contenant du BPA tandis que d'autres ont grandi dans de l'eau de mer non contaminée. Le même scénario a été réalisé pour les individus femelles. L'exposition au BPA sur *Trigriopus* en laboratoire n'a provoqué aucune létalité significative au sein des populations. Toutefois, des concentrations très faibles (0,1 µg/L) provoquent une inhibition du développement de l'individu. Au regard de ces concentrations très faibles, on peut dès lors supposer que *Trigriopus* présente une sensibilité élevée face au BPA (Dahms & al, 2010 ; Flint & al, 2012).

On constate également une inhibition significative de la reproduction chez les mâles. De plus, Dahms & al ont également démontré que lorsque les mâles « control » sont accouplés avec des femelles contaminées, il n'y avait aucune différence dans le succès de reproduction par rapport aux témoins. On peut donc en conclure que les *Trigriopus* mâles et femelles présentent des différences de sensibilité face au polluant (Dahms & al, 2010).

Enfin, des larves de *Trigriopus* exposées à des concentrations plus élevées de BPA (12,5-60 µg/L) sur une durée non communiquée subiront une stimulation de leur développement métabolique. Les impacts à long terme n'ont cependant pas été étudiés par les auteurs (Flint & al, 2012).

- *Acartia tonsa*

D'autres études ont été effectuées sur le copépode planctonique *Acartia tonsa*. Cet organisme a été observé pour la première fois dans la Mer Noire en 1976. En 1985, *A. tonsa* a été retrouvé dans la Méditerranée en 1985. Selon Gubanova, *A. tonsa* aurait été transféré de la Mer Noire vers d'autres régions du monde via les eaux de ballast des navires. Actuellement, cette espèce de zooplancton est relativement abondante dans les eaux de la Méditerranée (Gubanova, 2000).

Lorsque ce petit copépode est exposé à des concentrations élevées (allant jusqu'à 100 µg/l), ce dernier montre une inhibition de son développement. Cependant, tout comme *Trigriopus japonicus*, une stimulation importante du développement de ses larves a été observée à des concentrations plus faibles (de 12,5 à 50 µg/l). Chez un *Acartia* de 10 jours exposé à 20 µg/l, on constate une rapide augmentation de la production d'œufs, tandis qu'un individu âgé de 14 jours présente une LOEC (Low Observed Effect Concentration) allant jusqu'à 300 µg/l. Cet écart important en fonction des différentes fenêtres de développement pourrait indiquer un taux de maturation accéléré et témoigne de la complexité des différents métabolismes (Oehlmann & al, 2009).

Par ailleurs, des études sur la progéniture de parents exposés montrent un transfert du BPA maternel vers les œufs en développement et/ou l'action d'un perturbateur endocrinien durant l'ovogenèse (Oehlmann & al, 2009).

2.2.3 *Mollusques, Échinodermes et Cnidaires*

Les invertébrés sont régulièrement utilisés comme bio-indicateurs. Il peut s'agir d'annélides, d'échinodermes, de cnidaires ou encore de mollusques. Les micro-plastiques peuvent être ingérés par ces populations, provoquant, tout comme pour le zooplancton, une fausse sensation de satiété. Il provoque également des effets inflammatoires sur les tissus. Les scientifiques de l'Université d'Exeter en Angleterre ont récemment mis en évidence que les micro-plastiques étaient également assimilés par voie transbranchiale. Cette voie d'absorption concerne tous les organismes dotés de branchies assurant les échanges gazeux et a également été étudiée chez le crabe vert (*Carcinus maenas*), espèce actuellement invasive et présente dans de nombreux estrants d'Europe (Flint & al, 2012 ; Watts & al, 2014).

Les micro-plastiques absorbés par voie transbranchiale seraient beaucoup plus persistants dans l'organisme que ceux assimilés par voie buccale. Les nodules persisteraient pendant 21 jours dans les tissus contre 14 jours lorsqu'ils sont ingérés. Selon les auteurs de l'étude, cette voie présente un potentiel plus élevé de bioaccumulation au sein du réseau trophique (Watts & al, 2014).

Si peu d'études ont été réalisées sur l'impact du BPA sur les annélides et les échinodermes, une étude effectuée par Biggers & Laufer nous apprend néanmoins que le BPA induit une métamorphose des larves et un dérèglement du développement chez le ver *Capitella capitata* (polychète marin vivant dans les sédiments et répandu en Méditerranée) et ce, après une exposition de 1 h à 11,4 µg/L (Biggers et Laufer, 2004 ; Oehlmann & al, 2009 ; Flint & al, 2012).

En revanche, la littérature scientifique propose beaucoup plus d'études sur les mollusques, la plupart se concentrant sur les gastéropodes et les bivalves. Certains scientifiques considèrent que ces derniers sont en effet d'excellents bioindicateurs, tandis que d'autres mettent en doute la similarité du fonctionnement des récepteurs d'oestrogènes entre invertébrés et vertébrés (Flint & al, 2012).

Nous allons ici étudier plus en détail 3 espèces présentes en Méditerranée, insérées dans un réseau trophique spécifique et représentatif de leurs embranchements respectifs étant la moule (mollusque), l'oursin violet (Echinoderme) et la méduse (Cnidaire).

- Méduses (*Pelagia noctiluca*)

Depuis plusieurs années, les méduses, et notamment l'espèce *Pelagia noctiluca*, ne cessent de proliférer en Méditerranée. Normalement, ces cnidaires ont une présence cyclique, visible durant 3 à 4 ans pour ensuite être discrets pendant 8 à 9 ans (FAO, 2013 ; Court, 2015).

Or, depuis 15 ans, les scientifiques constatent une croissance élevée des populations, peu appréciée des baigneurs. Toutefois, un groupe de recherche français, dirigé par les professeurs Philippe Barhélémy (Inserm Bordeaux) et Alain Thiéry (IMBE Aix-Marseille) y ont trouvé une utilité particulière. Ces études, récemment publiées dans la revue *Nature*, ont en effet mis en évidence que le mucus des méduses agit comme décontaminant pour les nanoparticules présentes dans l'eau. Or, on retrouve ces nanoparticules, comme l'argent, dans de plus en plus de biens de consommation, notamment comme additif dans les matières plastiques. Selon Fabien Lombard, chercheur à l'Observatoire océanographique de Villefranche, ces populations grandissantes de cnidaires seraient susceptibles, un jour, d'alimenter des stations d'épuration (FAO, 2013 ; Court, 2015).

Nous allons nous attacher plus particulièrement au cas de la méduse *Pelagia noctiluca*. Cette méduse, tant redoutée des nageurs, dispose de huit tentacules urticantes pouvant provoquer de fortes douleurs chez l'homme en cas de contact. Elle se nourrit principalement de petites proies comme du zooplancton ou des copépodes qui seront préalablement paralysés (FAO, 2013).

Bien que la présence des méduses soit connue depuis le début des études en biologie marine en Méditerranée, il a fallu attendre 1988 pour que Dallot & al (chercheur à l'IFREMER) publient une revue sur le sujet, comprenant notamment des études sur la prolifération et les dynamiques de reproduction de *Pelagia noctiluca* (Dallot & al, 1988).

Malgré ces études, les chercheurs ne connaissent pas encore complètement la manière de fonctionner de ces organismes. Toutefois, plusieurs raisons peuvent expliquer leur prolifération importante constatée ces dernières années dans l'écosystème méditerranéen (FAO, 2013 ; Court, 2014).

Parmi ces raisons, relevons notamment la disparition de certains de ses prédateurs comme les tortues et les thons. Les plastiques seraient donc indirectement responsables de la prolifération actuelle des méduses dans les mers et les océans (FAO, 2013 ; Court, 2014).

La surpêche de la sardine, du hareng ou encore de la daurade diminue également la concurrence alimentaire (Court, 2014).

En outre, la pollution des milieux marins au nitrate et au phosphate encourage la prolifération du phytoplancton et, donc, indirectement, du zooplancton, prodiguant ainsi encore plus de nourriture aux méduses (Court, 2014).

Le schéma 5 ci-dessous synthétise ces différents points et permet une vision globale des raisons possibles de la prolifération de *Pelagia noctiluca* en Méditerranée.

- Moule commune et méditerranéenne (*Mytilus edulis* et *Mytilus galloprovincialis*)

La moule commune est une espèce largement répandue à la surface du globe. Elle reflète efficacement l'état de l'environnement dans lequel elle se trouve. Elle est d'ailleurs largement reconnue comme espèce sentinelle. Grâce notamment à sa faculté de filtration, elle est en effet fréquemment utilisée pour contrôler et évaluer la pollution de l'eau aux États-Unis, en Méditerranée (*Mytilus galloprovincialis*) ou encore dans l'Atlantique Nord (Von Moos & al, 2012).

Les effets du BPA et des micro-plastiques sont étudiés en laboratoire sur les bivalves, principalement l'espèce *Mytilus*. Des études sur le terrain, moins nombreuses, ont également étudié la problématique. Lorsque la moule commune (*Mytilus edulis*) est exposée aux micro-plastiques, ces derniers s'accumulent au sein des vacuoles. En moyenne, 14 % des plastiques ingérés seront retenus au sein de l'organisme (Farrell & Nelson, 2013).

En cas de contamination, on constate des effets à l'échelle cellulaire et subcellulaire, comme des inflammations ou encore la déstabilisation des membranes lysosomales (effets principaux). Après 6h d'exposition à des micro-plastiques de 80µm de diamètre, Von Moos & al ont observé la formation de granulocytes (globules blancs « non spécifiques »). On peut donc en déduire que la moule présente une réponse immunitaire face au polluant. Des chercheurs de l'Université de Berlin estiment également que les polluants chimiques présents dans les micro-plastiques contaminent fortement les tissus des organismes filtreurs (Boughriet, 2014 ; Von Moos & al, 2012).

La moule représente une source de nourriture importante pour de nombreux organismes, notamment les crabes, eux-mêmes proies pour de nombreuses espèces. A cet égard, Farrell & Nelson ont étudié le transfert de micro-plastiques entre la moule et le crabe vert (*Carcinus maenas*). Les résultats indiquent qu'il existe bel et bien un transfert de micro-plastiques de la moule vers le crabe vert. Les échantillons ont ainsi montré des concentrations au sein de l'estomac, des ovaires et du pancréas du crabe vert. Toutefois, après 21 jours, l'ensemble de ces plastiques avaient été rejetés ou métabolisés par le crabe (fig. 10) et aucun changement physique ou comportemental n'a été observé après l'ingestion des microsphères de plastiques (Farrell & Nelson, 2013). (Relevons d'ailleurs que le transfert de micro-plastiques a également été mis en évidence en laboratoire chez la langoustine, elle aussi largement répandue en Méditerranée mais que nous n'aborderons pas dans le cadre de ce travail).

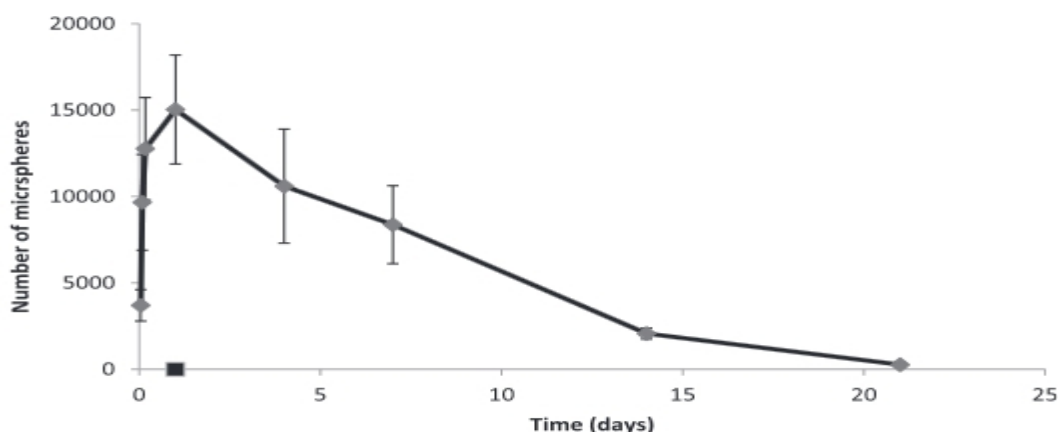


Fig 10. Nombre de nodules de 0,5 µm chez le crabe en fonction du temps

Courbe décroissante démontrant d'une part une bio-accumulation de micro-plastiques chez le crabe vert et d'autre part une dégradation/élimination/métabolisation totale de ces nodules après 21 jours.

Source : Farrell & Neslon, 2013

En ce qui concerne le BPA, Gatidou & al ont déterminé les quantités de BPA sur le terrain au sein de certains bivalves du bassin méditerranéen (Mer Egée en Grèce). Les résultats obtenus ont montré une concentration de 0,612 µg BPA/g pour la moule méditerranéenne *Mytilus galloprovincialis*, soit des concentrations faibles par rapport aux études effectuées en laboratoire sur cette même espèce. De manière générale, selon la Commission Européenne, les invertébrés d'eau douce ont une NOEC supérieure à 3,15 µg/L en ce qui concerne le BPA. Les NOEC propres aux invertébrés dans les eaux marines n'ont pas été communiquées par l'European Union Risk Assessment Report (CE, 2003 ; OEHHA, 2009 ; Gatidou & al, 2010).

Toutefois, des impacts observés en laboratoire sur la moule commune avec des expositions de 50µg/L, (soit environ 4 fois moins que la NOEC) pendant une durée de 3 semaines relèvent des dommages sur les ovocytes et le follicule ovarien, une augmentation de la ponte d'oeufs, une augmentation des niveaux de phospho-protéines et des micro-noyaux dans les cellules branchiales de la moule (Oehlmann & al, 2009).

Les mêmes impacts durant le même laps de temps sont constatés chez la moule méditerranéenne (*Mytilus galloprovincialis*). Canesi & al ont montré qu'à une concentration de 5,7 µg/l, des effets significatifs sont observés dans l'hémolymph (liquide circulatoire des arthropodes). On constate également un impact sur le système immunitaire, avec une prolifération anormale de granulocytes (Oehlmann & al, 2009 ; Canesi & al, 2015). On remarque alors que ces effets sont similaires à ceux constatés par Von Moos & al lors de contamination aux micro-plastiques.

De nombreux autres effets ont été observés, notamment une dérégulation des MAP kinases, ce qui va entraîner divers stress métaboliques. En effet, la voie des MAP-kinase (principale voie métabolique de signalisation permettant la prolifération de la cellule) régule différents processus comme l'embryogenèse, la croissance cellulaire, la différenciation ou encore l'apoptose (mort cellulaire programmée) (OEHHA, 2009, Oehlmann & al, 2009).

Lorsque le BPA est injecté directement dans le muscle adducteur de la moule à des concentrations très faibles (de 3 à 60 ng BPA/g), il va entraver l'activité enzymatique de manière globale mais également modifier l'expression génétique de certains gènes de l'individu (Oehlmann & al, 2009).

Il s'avère donc qu'à diverses concentrations, le BPA semble particulièrement néfaste pour la santé des moules. Selon plusieurs auteurs, bien que les concentrations mesurées sur le terrain soient relativement faibles, il est nécessaire de contrôler régulièrement les bivalves du bassin méditerranéen. Toutefois, selon le Professeur Janssens (Université de Gand), l'homme court peu de risques en ingérant des moules exposées aux concentrations actuelles de BPA (Feydel, 2009 ; Gatidou & al, 2010). De plus, on peut raisonnablement penser que les nourrissons et jeunes enfants (fenêtres critiques) mangent relativement moins de moules que les adultes.

Cependant, des études en laboratoires ont également démontré que les moules méditerranéennes accumulent de nombreux autres perturbateurs endocriniens, qui pourront alors potentiellement entrer en synergie entre eux (« effet cocktail »). A l'heure actuelle, ces phénomènes restent encore peu étudiés et donc, peu connus (Gatidou & al, 2010).

- Oursin violet (*Paracentrotus lividus*)

L'Oursin violet (*Paracentrotus lividus*) fait partie de la famille des Parechinidae et de la classe des Echinodermes. On le retrouve en Méditerranée dans les zones où ce dernier n'est pas soumis à la surpêche. En effet, sa population se réduit de manière importante en raison d'une consommation alimentaire humaine. L'oursin présente donc un intérêt commercial important pour toute la région méditerranéenne (Asnaghi & al, 2014 ; Labro, 2014).

Il présente également un intérêt scientifique. En effet, les échinodermes, tout comme les bivalves, sont des bons candidats pour des études écotoxicologiques sur les macro-invertébrés marins et sont par ailleurs des éléments clés des écosystèmes marins, en constituant parfois jusqu'à 90 % de la biomasse benthique. Les oursins sont généralement végétariens et se nourrissent de laminaires (algues brunes pouvant mesurer jusqu'à 4m de long) (Özlem & Hatice, 2008).

Nous nous intéresserons ici exclusivement aux impacts du BPA sur ces individus, la littérature scientifique ne proposant pas d'études propres aux micro-plastiques (Özlem & Hatice, 2008).

Ozlem & Hatice ont réalisé plusieurs expériences avec des concentrations variables (300, 500, 800, 1000, 1500, 2300, et 3500 µg/L de BPA). Les concentrations les plus faibles durant une exposition aiguë (300 µg/L pendant 30 minutes) ont fortement affecté le succès de fécondation (de 85-90 % à 42 % de réussite). Lorsque la concentration augmente, ce taux baisse légèrement jusqu'à 1000 µg-BPA/L pour ensuite stagner jusqu'à 2300 µg-BPA/L. Au delà de ces concentrations, la courbe tend à nouveau vers une légère diminution du taux de réussite de fécondation (fig. 11) (Flint & al, 2012 ; Ozlem & Hatice, 2008).

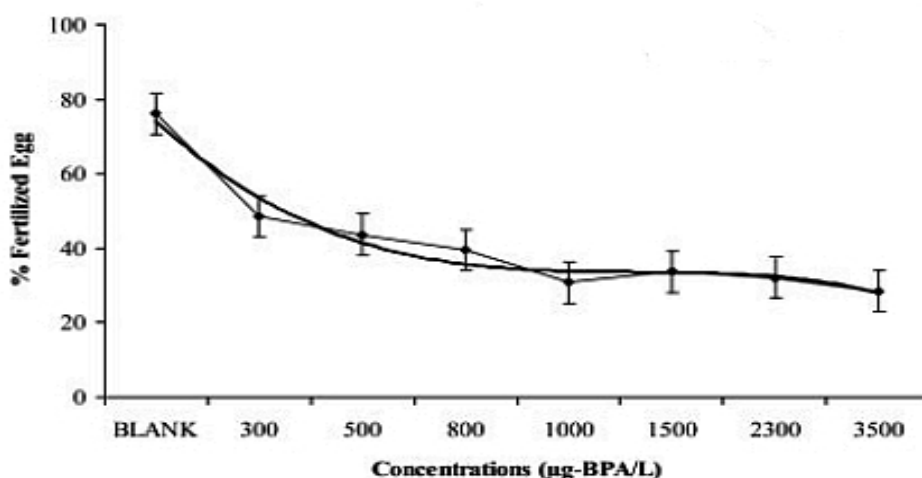


Fig 11. Succès de fécondation de l'oursin violet en fonction de la concentration de BPA

Courbe décroissante démontrant la perte de fécondation chez l'oursin violet exposé au BPA. Le succès de fécondation est réduit à 42 % lors d'une exposition à 300µg/L pendant 30 minutes.

Source : Ozlem & Hatice, 2008

Ozlem & Hatice ont cette fois exposé le sperme à une concentration de 300 µg/L pendant 72 heures (exposition chronique). En cas de succès lors de la fécondation, l'individu naissant développera de nombreuses déformations physiologiques durant son stade larvaire (Pluteus). A des expositions 1500 µg/L et au-delà, la totalité des larves sont déformées. Le stade juvénile ou larvaire présente par ailleurs une fenêtre critique en cas d'exposition à un polluant (Ozlem & Hatice, 2008). L'oursin, comme la moule, répondent donc de manière significative à une exposition au BPA.

2.2.4 Poissons

De nombreuses espèces de poissons sont présentes en Méditerranée et l'impact des micro-plastiques sur ceux-ci fait dès lors l'objet de plusieurs études. Nous avons déjà souligné le fait que beaucoup de poissons vont ingérer des particules de micro-plastiques en les confondant avec du plancton, provoquant une fausse sensation de satiété, une inflammation des tissus, ou encore une obturation de leurs voies respiratoires. Des études ont également démontré la présence de concentrations de micro-plastiques et de polluants chez des individus d'ordre supérieur dans les réseaux trophiques, comme le thon, déjà fortement menacé par la surpêche en Méditerranée. Une étude de l'Université de San Diego en Californie confirme que les micro-plastiques se « chargent » en toxines chimiques avant de contaminer les organismes marins qui les ingèrent. En suivant le principe de biomagnification, la concentration de toxines augmenterait en fonction du niveau trophique considéré, jusqu'à atteindre l'homme (Boughriet, 2014).

La majorité des analyses effectuées en laboratoire étudient les impacts de concentrations en BPA supérieures à celles rencontrées dans le milieu marin. Des études sur le terrain ont cependant permis de montrer que le BPA affecte une multitude de processus métaboliques déjà à des concentrations très faibles, susceptibles elles, d'être présentes dans l'environnement aquatique. Ainsi, Crain & al estiment que des concentrations très faibles de 0,03 µg/L affecteraient 95 % de la communauté aquatique alors que des valeurs plus élevées peuvent être rencontrées dans les eaux de surface (jusqu'à 0,5µg/L dans certaines rivières européennes) (Cousins & al , 2002 ; Crain & al, 2007; Oehlmann & al, 2009). Or, selon la Commission Européenne, la NOEC des poissons face au BPA est de 16 à 20 µg/L (CE, 2003). Ces valeurs sont réduite à 5,6 µg/L selon l'INERIS (INERIS, 2013).

En outre, le BPA a la capacité d'agir en tant que substance oestrogénique chez les vertébrés. En effet, il est reconnu comme féminisant pour de nombreux poissons en affectant notamment la synthèse de certaines protéines du Zona Radiata (ensemble des microvillosités de l'ovocyte jeune des poissons) (Oehlmann & al, 2009). Il agit donc comme agoniste ou antagoniste d'œstrogène chez les vertébrés et peut non seulement modifier l'action des œstrogènes mais aussi augmenter la disponibilité ou encore diminuer l'excrétion des œstrogènes endogènes (Crain & al, 2007).

Ce volet se penchera sur les impacts du BPA sur 3 espèces spécifiques : le merlu, le turbot et la girelle. Plusieurs raisons justifient ce choix et notamment qu'elles sont emblématiques de la Méditerranée. L'abondance de leur population est par ailleurs significative et est dès lors représentative de la problématique étudiée ici, outre qu'elles sont particulièrement suivies par les scientifiques.

- Merlu (*Merluccius merluccius*)

Le merlu (*Merluccius merluccius*) est une espèce emblématique de la Méditerranée par ailleurs largement répandue dans le golfe du Lion (en Méditerranée Nord Occidentale). Il présente, tout comme l'oursin, un intérêt commercial important. L'existence de micro-plastiques et de polluants organiques dans les milieux marins et leurs impacts sur le merlu ont longuement été étudiés au sein de l'IFREMER (Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer) via le projet MERLUMED, réalisé entre 2004 et 2006. L'IFREMER a en effet voulu comprendre les transferts potentiels de polluants et les processus de bioaccumulation chez le merlu et dans l'ensemble de son niveau trophique (IFREMER, 2010).

Le merlu se nourrit principalement de poissons pélagiques, de crevettes et de suprabenthos (animaux de petite taille vivant à proximité des fonds marins). L'ensemble de ces organismes sont susceptibles d'ingérer des micro-plastiques et d'accumuler des polluants qu'ils pourront ensuite transmettre au merlu. Le régime alimentaire de celui-ci varie en fonction de son stade de développement. Le merlu juvénile (fenêtre critique) se nourrit de plancton et de suprabenthos. Les suprabenthos, en vivant à proximité du fond où l'oxygène se raréfie et donc, où le BPA se dégrade moins facilement, seront ainsi directement exposés au bisphénol A (IFREMER, 2010). Le schéma 6 ci- dessous résume la chaîne alimentaire du merlu et rend compte de la complexité des réseaux trophiques.

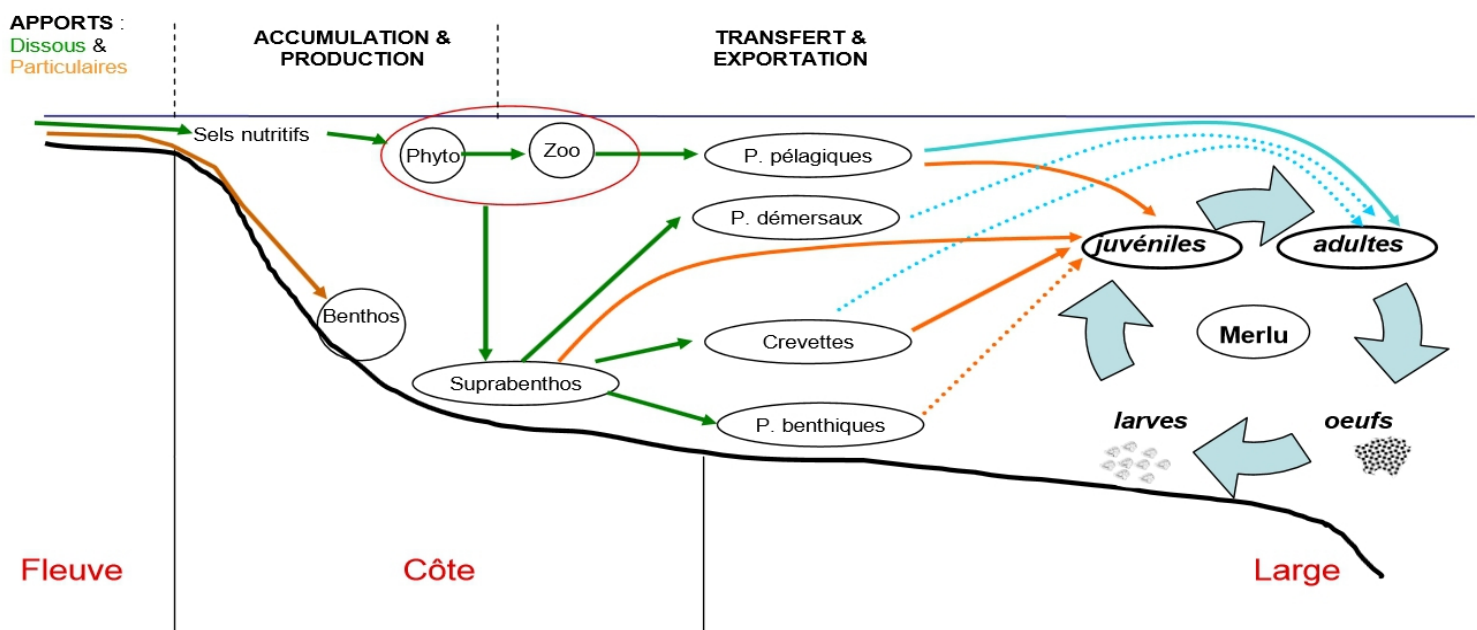


Schéma 6. Ensemble du réseau trophique du Merlu

Flèches vertes : chaîne alimentaire n'impliquant pas le Merlu

Flèches oranges pleines/pointillées : proies principales/secondaires pour le Merlu juvénile

Flèches bleues pleines/pointillées : proies principales/secondaires pour le Merlu adulte

Source : IFREMER, 2010

L'IFREMER s'est également intéressé à un autre polluant, le PCB ou pyralène, considéré, tout comme le BPA, comme un perturbateur endocrinien. Le PCB est par ailleurs très persistant dans l'environnement et peut se fixer aux micro-plastiques. Il ressort de son étude que les merlus échantillonnés en Méditerranée présentent une forte contamination à ce polluant. Les impacts sont similaires à ceux observés par une contamination au BPA du merlu, entraînant principalement des dérégulations du système reproducteur. Les chercheurs de l'IFREMER ont également prouvé la présence de processus de bio-accumulation au sein de son réseau trophique (IFREMER, 2010).

- Turbot (*Psetta maxima*/*Scophthalmus maximus*)

Le turbot est un poisson très répandu sur les côtes atlantiques européennes. Il est également présent en Méditerranée et dans la Mer Noire et a été introduit avec succès dans les eaux bordant la Nouvelle-Zélande et l'Australie. On le retrouve principalement au niveau des fonds marins, dans un environnement plutôt vaseux ou sableux (CE, 2012). A nouveau, les fonds marins pauvres en oxygène sont susceptibles de présenter des concentrations plus élevées en BPA que dans le reste de la colonne d'eau.

Peu d'études ont étudié l'impact du BPA sur le turbot. Lorsque ce dernier est exposé pendant 3 semaines à 50 µg de BPA/l, on constate une augmentation de la synthèse de micro-noyaux dans les érythrocytes (globules rouges). Ce phénomène serait dû à des lésions au sein de l'ADN du poisson, rappelant le cas de la moule lorsque le BPA est injecté dans le muscle. Ces lésions vont alors modifier l'expression génique du gène codant les érythrocytes. On peut dès lors s'interroger sur l'hérédité de ces lésions, élément non abordé dans cette étude. Après 3 semaines d'exposition à 59 µg/L, les scientifiques ont mis en évidence une réduction de la testostérone et une induction de l'estrone, une hormone œstrogénique sécrétée par l'ovaire (OEHHA, 2009, Oehlmann & al, 2009).

Malgré l'induction d'estrone, le turbot présente peu de réponses œstrogéniques au BPA par rapport aux séquelles génétiques engendrées. C'est ce qui ressort des études menées par Larsen & al, qui ont analysé les impacts du BPA sur le turbot juvénile et les réponses des ZRP's (Zona Radiata Proteins). Ces protéines sont présentes dans le corona radiata, un ensemble de cellules folliculaires entourant l'ovocyte jeune. Le turbot paraît dès lors moins sensible et/ou plus résistant au BPA que d'autres espèces (Larsen & al, 2006).

En effet, les turbots réagissent de manière minimale au BPA en ce qui concerne les ZRP's. La réponse a été beaucoup plus marquée pour le nonylphénol, autre perturbateur endocrinien que nous ne traiterons pas ici, mais qui a un potentiel d'action semblable au BPA (fig. 12 ci-dessous). La femelle turbot apparaît légèrement plus sensible au BPA que les mâles. Les raisons de cette « résistance » au BPA restent encore inconnues (Larsen & al, 2006).

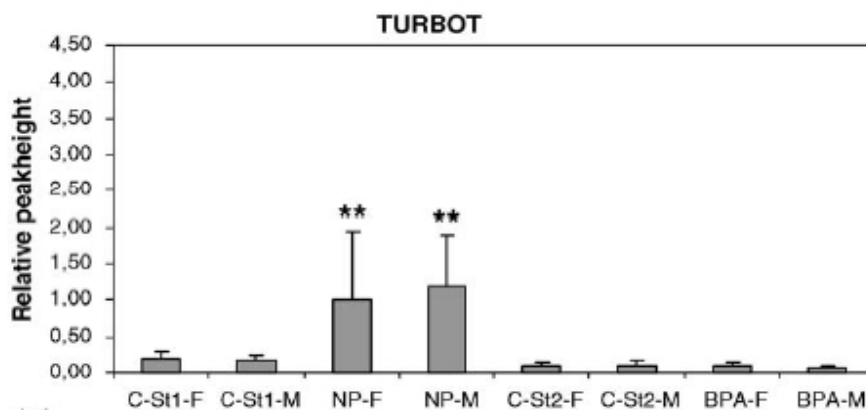


Fig 12. Production (pic moyen) de la protéine Zona Radiata chez le turbot juvénile

- C-St-1 et C-St-2 sont les individus témoins
- NP-F et NP-M sont les individus contaminés au nonylphénol
- BPA-F et BPA-M sont les individus contaminés au bisphénol A

Source : Larsen & al, 2006

- Girelle (*Coris julis*)

La girelle est un poisson téléostéen hermaphrodite largement répandu dans le bassin méditerranéen et qui, durant ses premiers jours d'existence, se distingue par un point bleu sur sa branchie et une rayure jaune dorsale (de la tête jusqu'à la queue). Durant cette période, l'individu est une femelle. Plus tard, l'individu devient mâle et se distingue par des couleurs vives, des rayons épineux et une tache noirâtre sur la dorsale (Facciolo & al, 2005).

La girelle se nourrit principalement de mollusques et de crustacés benthiques. Elle a par ailleurs tendance à bio-accumuler les composés xénobiotiques et joue un rôle clé dans la chaîne alimentaire. Pour toutes ces raisons, cette espèce est régulièrement utilisée comme bioindicateur dans les environnements marins (Fasulo & al, 2010).

L'étude des impacts du bisphénol A sur une espèce naturellement hermaphrodite paraît particulièrement pertinente. Des études en laboratoires ont montré qu'à des concentrations aiguës (durée non communiquée) de 80µg/L de BPA, les girelles présentent une altération de l'activité neuronale, tout comme la moule ou le turbot. Lorsque ces mêmes concentrations sont utilisées pour une exposition chronique, on constate que l'individu peut potentiellement devenir hermaphrodite. Cet individu est déjà sensible à cet égard, en changeant de sexe une fois naturellement durant sa croissance (Flint & al, 2012).

Facciolo & al ont également étudié les effets du BPA sur la girelle en se focalisant sur les récepteurs de somatostatine. La somatostatine est une hormone complexe présentant deux formes actives. Elle est sécrétée notamment par des cellules hypothalamiques mais également par des cellules de l'estomac, du pancréas ou de l'intestin. Elle joue plusieurs rôles mais agirait principalement comme inhibiteur de synthèse de nombreuses autres hormones, comme des hormones de croissance, des hormones pancréatiques et gastro-intestinales (Facciolo & al, 2005).

Pour la première fois, une étude révèle que le BPA a des effets directs sur les récepteurs de la somatostatine d'un individu, dépendant eux-mêmes des récepteurs oestrogéniques. Le BPA agirait également comme agoniste hautement sélectif de la somatostatine. Dès lors, les fortes activités œstrogéniques connues du BPA engendrent de nouvelles voies de recherches sur l'ensemble des récepteurs liés directement ou indirectement aux récepteurs oestrogéniques (Facciolo & al, 2005).

Le cas de la girelle démontre ainsi la complexité des systèmes hormonaux, une toxine pouvant avoir de nombreux effets insoupçonnés, tant sur le système endocrinien que sur le système nerveux. L'ensemble de ces effets peuvent alors agir en synergie ou en cascade. Les études à ce sujet comportent de nombreuses limites et peuvent difficilement effectuer des liens directs entre l'ensemble de ces effets indirects.

2.2.5 Cétacés

Une étude italienne, étalée sur 5 ans, relève des concentrations élevées de phtalates (DEHP) et de composés organochlorés au sein d'échantillons de muscles de requins pèlerins, de baleines et d'orques accidentellement échoués en Méditerranée. Le requin n'est pas un cétacé, c'est un poisson cartilagineux. Cependant, nous l'incluons tout de même dans notre chapitre afin de rendre compte des études mentionnées ici de manière complète. Les concentrations observées sont deux fois plus élevées chez les espèces de cétacés (baleines et orques) que chez les requins pélerins. On constate par ailleurs la même tendance pour les composés organochlorés (DDT, HCB, PCB). Pour expliquer ces résultats, on peut émettre l'hypothèse que les cétacés consomment beaucoup plus de plancton que les requins, et donc, ingéreraient plus de micro-plastiques (et toxines associées) présents dans le neuston que les autres espèces (Fossi & al, 2014).

En effet, en ouvrant la gueule, le requin pèlerin peut ingérer une multitude de petits organismes et de micro-débris présents dans l'eau. Ensuite, il utilise des branchicténies qui vont filtrer la nourriture de l'eau. Des milliers de poils présents dans sa gueule vont alors « piéger » les organismes et les micro-débris que le requin aura le loisir d'avalier. En connaissant le débit de filtration de l'eau par le requin et les quantités de micro-plastiques présents en Méditerranée, les scientifiques ont dès lors pu modéliser la quantité de micro-débris ingurgitée quotidiennement par le requin. Cette valeur est estimée à 13110 microdébrits par jour (Fossi & al, 2014).

Les baleines et les orques ont quant à eux un système de filtration très complexes et ingèrent une très grande quantité d'eau qui sera ensuite filtrée pour pouvoir être expulsée et ensuite, avaler leur proie. Ces individus sont donc des filtreurs intermittents ingérant environ 900kg de plancton par jour (contre 30kg pour le requin pèlerin) (Fossi & al, 2014). Par ces quantités phénoménales de planctons ingérés, les baleines sont plus exposées aux micro-plastiques et renforcent l'hypothèse évoquée ci dessus .

Le WWF (World Wild Fund for Nature) a également étudié des échantillons de graisses d'orques qui ont mis en évidence, par biopsie, la présence de retardateurs de flamme, un additif fréquent du plastique. A l'heure actuelle, on connaît cependant encore très mal les conséquences de cette présence sur l'espèce (Feydel, 2009).

2.3 Risques et impacts sur l'homme

Les avis divergent quant aux effets néfastes du bisphénol A sur la santé humaine, et notamment ceux de l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) d'une part, et de l'Agence de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) d'autre part. Les études écotoxicologiques sur le BPA ne sont par ailleurs pas exemptes de conflits d'intérêts. En effet, elles sont souvent financées par les industriels ou fondées sur des données recueillies auprès des fabricants de BPA (Vom Saal, 2015 ; ANSES, 2011 ; Foucart, 2015).

L'EFSA a communiqué son avis sur le BPA le 21 janvier 2015 et estime qu'au niveau actuel d'exposition, le BPA ne présenterait pas de risques majeurs pour la santé et ce, à tous les âges. Cependant, 2 ans plus tôt, l'ANSES publiait quant à elle une opinion contraire. En effet, l'agence française estimait que le BPA n'est pas sans risques, les enfants exposés in utero présentant un risque plus élevé de développer un cancer du sein. C'est notamment grâce aux travaux menés par l'ANSES mais également par une mobilisation des instances politiques que la France a décidé, à partir du 1er Janvier 2015, de bannir le BPA des contenants alimentaires (qu'ils soient produits sur le territoire ou importés) (Yang & al, 2009 ; Foucart, 2015).

La plupart des études actuelles analysant les effets du bisphénol A n'ont pas été réalisées sur l'homme mais sur le rat. De nombreux auteurs affirment qu'un facteur d'extrapolation de 10 est pertinent pour une extrapolation des résultats du rat à l'homme. Ce facteur a été choisi car le rat présente une sensibilité plus élevée que l'homme face aux perturbateurs endocriniens. Les rats régulent en effet leur système endocrinien par la mobilisation d'hormones endogènes de concentrations pouvant être 10 à 100 fois inférieures que celles de l'homme (INERIS, 2011 ; EFSA, 2008).

Selon l'INERIS, malgré de multiples efforts des scientifiques, « *l'extrapolation à l'homme semble tout à fait illusoire compte tenu des fortes différences entre la cinétique du BPA chez le rongeur et chez l'homme* » (INERIS, 2011, p.7). Pour certains, le rat apparaît alors comme un mauvais indicateur en ce qui concerne une éventuelle extrapolation des valeurs toxico-cinétiques du BPA du rat à l'homme (INERIS, 2011).

Toutefois, il est maintenant admis que le bisphénol A constitue l'un des perturbateurs endocriniens le plus commun présent dans notre alimentation. A ce titre, des études récentes ont révélé que du BPA était présent à des doses allant de 2 à 3 µg/L dans l'urine de 95% des Américains et ce, depuis plusieurs dizaines d'années. De manière générale, il est établi que les perturbateurs endocriniens perturbent donc l'action des hormones, qui sont censées réguler le fonctionnement des différents organes du corps humain (INERIS, 2011 ; Nalbone & al, 2011).

A ce propos, Nalbone & al nous apprend que :

« *En liant différents types de récepteurs (récepteurs nucléaires, récepteurs membranaires), ils activent de manière « illicite » dans ces organes des voies de signalisation cellulaire hormonale, perturbent la fixation de facteurs nucléaires dépendants des hormones sur les régions promotrices de gènes, ce qui a pour conséquences de modifier le niveau de transcription de ces gènes et donc la synthèse des protéines correspondantes. Les PE induisent aussi, indépendamment des gènes, des dysfonctionnements cellulaires.* » (Nalbone & al, 2011, p.45).

2.3.1 Exposition

La voie de contamination principale du bisphénol A sur l'homme est l'alimentation. En effet, l'homme est principalement exposé au BPA par le fait que ce dernier est largement utilisé pour emballer ou conserver des aliments (INERIS, 2011).

La part de contamination due à l'ingestion de poisson contaminé est encore peu étudiée. Toutefois, au vu des concentrations actuelles, on peut émettre l'hypothèse que cette part reste minime.

D'une part, l'exposition peut être due à des monomères résiduels et non polymérisés existant dans le plastique et capables de migrer dans les aliments. D'autre part, l'exposition peut provenir d'une libération de BPA par hydrolyse du polycarbonate. Cette deuxième voie de libération est plus importante car le polymère est soumis à de multiples agressions physico-chimiques comme les micro-ondes ou les produits de vaisselle (INERIS, 2011 ; Nalbone & al, 2011 ; Krishnan & al, 1993).

A l'heure actuelle, on arrive à doser aisément les concentrations de bisphénol au sein des aliments ou des boissons emballés dans des contenants alimentaires. Ces concentrations sont particulièrement élevées dans certaines gammes d'emballages comme les conserves et les emballages pour sodas (canettes, bouteilles, ...) (Nalbone & al, 2011).

L'ANSES a apporté en 2013 des précisions sur les sources d'exposition pour l'homme et a notamment mis en évidence la prépondérance de l'exposition par l'eau de consommation (ANSES, 2013 ; AERMC 2014).

L'expertise de l'ANSES souligne ainsi qu'il est probable que la source de bisphénol A soit davantage liée au mode d'approvisionnement en eau, qu'à la qualité de l'eau brute en elle-même. Elle suspecte en effet une contamination par les résines époxydes présentes sur les parois des canalisations, ou encore le conditionnement par emballages en polycarbonates des bouteilles d'eau (ANSES, 2013 ; AERMFC, 2014).

Des études ont montré des concentrations en BPA de plusieurs centaines de ng/L à plusieurs µg/l dans des eaux venant de bonbonnes en plastique. On estime que la migration de BPA au sein de ces bouteilles se situe entre 0,20 ng/heure et 0,79 ng/heure à T° ambiante. Le relargage est par ailleurs plus important sous l'action de la température (Le Hoa & al, 2008). Ces valeurs sont environ 100 fois supérieures aux concentrations analysées dans les eaux brutes. Actuellement, les valeurs moyennes d'exposition via l'alimentation pour un adulte sont d'environ 0,033 µg/kg/j. Un nourrisson nourri au biberon en PC sera, quant à lui, environ 25 fois plus exposé avec des valeurs allant jusqu'à 0,800 µg/kg par jour (INERIS, 2011 ; AERMFC 2014).

On constate que les enfants sont particulièrement vulnérables à la toxicité du BPA. D'une part, ils présentent une croissance et un développement rapides et d'autre part, ils consomment plus d'aliments contenant du BPA que les adultes par rapport à leur poids corporel, ce qui a pour conséquence une exposition pouvant être 20 fois supérieure à l'adulte et une concentration sanguine de BPA environ 3 fois plus importante pour un nourrisson que pour un adulte (INERIS, 2011)

Des expositions élevées sont par ailleurs constatées chez le personnel de grandes surfaces par la manipulation fréquente des tickets de caisse. Cet exposition est de l'ordre de 70µg par jour. Les concentrations dans les poussières de certains bureaux peuvent atteindre, voire dépasser, 1500 µg/kg. Les poussières domestiques, elles, peuvent aller jusqu'à des valeurs de 7500 µg/kg. Généralement, les scientifiques s'accordent pour dire que le BPA présente une réponse non-linéaire « dose-réponse ». Une faible exposition pourrait alors être susceptible d'avoir plus d'effets qu'une forte exposition (INERIS, 2011 ; Bakker, 2014 ; Rochester & al, 2015).

Le BPA et ses métabolites sont principalement éliminés par la voie urinaire. Après une durée de 24 heures, environ 94% de BPA présent dans les urines est du BPA glucuronide (forme conjuguée), le reste étant du BPA sous forme libre. Il est relativement simple pour les scientifiques de reconstituer l'exposition journalière en considérant qu'il y a autant d'entrée que de sortie (INERIS, 2011 ; Rochester & al, 2015). Ces résultats, qui ne doivent en aucun cas être généralisés car dépendant de la sensibilité de l'individu ou encore de la robustesse de la méthode, peuvent alors limiter les effets du BPA sur l'adulte non exposé mais en aucun cas ces résultats ne doivent être extrapoler aux nourrissons ou à l'enfant, jugés plus exposés et plus sensibles.

A ce propos, l'INERIS écrit : « *Des valeurs d'élimination urinaire entre 2 et 3 µg/L pour une femme d'environ 60 kg ayant une élimination urinaire autour de 1,5 L correspondent à une exposition de 0,05 à 0,075 µg/kg/j, assez proche de l'exposition alimentaire estimée* » (INERIS, 2011, p.6).

Toutes les expositions au BPA sont par ailleurs cumulatives. En considérant les expositions évoquées ci-dessus, les contaminations venant de l'ingestion de poissons exposés paraissent négligeables. De manière générale, lorsqu'un individu est exposé au BPA, le système immunitaire va tenter de dégrader les toxines en les métabolisant. Ces composés vont dès lors devenir ce qu'on appelle couramment des « métabolites », qui peuvent présenter plus ou moins de toxicité par rapport à la toxine originelle. L'étude des impacts de ces métabolites reste très complexe et peu réalisée à ce jour (Flint & al, 2012 ; Bakker, 2014).

2.3.2 Toxicologie

La liste des effets négatifs sur la santé humaine d'une exposition au BPA est relativement longue. Il présente une toxicité aiguë faible pour l'ensemble des voies d'absorption. Nous nous limiterons ici à évoquer les plus communs et les plus étudiés à l'heure actuelle (INERIS, 2011).

De manière générale, le BPA affecte le développement, l'intelligence, la mémoire, l'apprentissage, le comportement, le squelette, la taille et la forme du corps. Il peut provoquer une augmentation significative de la taille de la prostate, et entraîner un cancer de la prostate, réduire le nombre de spermatozoïdes, ou augmenter le risque d'accident cardiaque. Il peut aussi jouer un rôle dans les phénomènes d'obésité et l'apparition du cancer du sein chez la femme ainsi que dans le développement de l'autisme chez l'enfant (Bakker, 2014 ; Stein & al, 2015 ; Seldenrich, 2015).

Toutefois, les effets cancérigènes du BPA ont été contestés par Haighton & al, aucun lien de cause à effet ne pouvant être démontré selon eux (Haighton & al, 2002).

Le BPA imite certaines hormones comme l'adrénaline, la testostérone ou l'œstrogène, largement évoqués dans les chapitres précédents. Ces hormones agissent naturellement à travers le système endocrinien dans des quantités très faibles. Tout comme pour les organismes marins étudiés

ci-dessus, des modifications sensibles au sein de ce système peuvent entraîner d'importants effets biologiques (Flint & al, 2012 ; Bakker, 2014).

Bien que le BPA soit encore classé comme substance non cancérigène, les études relatives à ses effets potentiellement cancérigènes en sont encore à leurs balbutiements (INERIS, 2010 ; Bakker 2014).

Lors de la grossesse, un des effets les plus visibles reste sans doute une anomalie chromosomique, appelée "aneuploïdie", que l'on retrouve actuellement dans environ 5% des fœtus. La plupart des fœtus aneuploïdes vont par ailleurs mourir in utero. Environ un tiers des fausses couches sont aneuploïdes, ce qui en fait la principale cause de mortalité infantile (Bakker, 2014 ; Nahar & al, 2014). Ces données relatives aux effets sur les nouveaux-nés, mis en évidence par Ozlem & Hatice (2008), nous rappellent celles sur le plumeau de l'oursin violet.

Braun & al ont mis en évidence une corrélation entre la concentration en bisphénol A dans des échantillons d'urines de femmes enceintes (prélevés à la 16ème semaine et à la 26ème semaine de grossesse) et une perturbation du comportement de leurs enfants dès l'âge de 2 ans et ce, uniquement chez les filles. Les auteurs ont par ailleurs mis en évidence une fenêtre critique à la 16ème semaine de grossesse. Roen & al ont récemment démontré que des troubles du comportements apparaissaient également plus tard chez l'enfant (7-9 ans) exposé au BPA, tandis que chez l'adolescent, il serait responsable d'une puberté précoce (Braun & al, 2009 ; Roen & al, 2015 ; Howdeshell & al, 1999).

Le BPA est par ailleurs largement utilisé comme additif dans le PVC. Une enquête auprès d'ouvriers exposés ou non au PVC réalisée par Li & al a mis en exergue une diminution de la libido chez les individus exposés. Il est également responsable d'altérations des fonctions hépatiques. Lorsqu'il est ingéré, le foie est l'organe cible. Le BPA interfère avec certaines enzymes du foie révélant une modification des fonctions hépatiques et ce, indépendamment d'une éventuelle présence de diabète. Une étude épidémiologique américaine réalisée en 2003-2004 sur 1455 adultes âgés de 18 à 74 ans nous apprend qu'une exposition chronique au BPA entraîne un risque plus élevé (+39 %) de développer des maladies cardiovasculaires ou un diabète. Les mécanismes d'actions ne sont par ailleurs pas encore identifiés et les auteurs préconisent donc la réalisation d'autres études pour analyser ces impacts (Li & al, 2009 ; Nalbone & al, 2011 ; INERIS, 2010).

Des altérations du métabolisme glucosidique et des fonctions pancréatiques ont également été constatées. Malgré le fait que les monomères de BPA soient évacués et métabolisés assez rapidement par l'organisme, des concentrations mesurables ont été constatées dans les tissus adipeux chez l'homme. Les chercheurs ont également obtenu des preuves expérimentales d'un effet du BPA sur le métabolisme glucidolipidique, autrement dit, sur la prise de poids. Des études réalisées sur la rate gestante exposée à 1,2 mg/kg/j ont révélé une augmentation de la masse corporelle des descendants dès le 3ème jour après la naissance. Une autre étude confirme ces résultats et montre que les descendants de la rate exposés à une concentration plus élevée de 70 mg/kg/j durant sa gestation présentent une accumulation de tissu adipeux et une hypertrophie des adipocytes (cellules grasses utiles au métabolisme énergétique) (Nalbone & al, 2011).

Des données épidémiologiques et expérimentales prouvent que le BPA affecte les fonctions des cellules adipeuses en favorisant la prise de poids par la modification du métabolisme glucosidique et plus précisément, l'augmentation de l'expression du transporteur du glucose, ce qui entraînera une captation plus élevée du glucose dans les cellules. Ces dérèglements vont également avoir un impact sur le pancréas, organe qui régule le métabolisme glucidique (Nalbone & al, 2011).

2.4 Bioaccumulation des micro-plastiques

Actuellement, selon Wright & al, il y a encore peu d'informations sur les impacts des micro-plastiques et de leurs composants (PCB, bisphénol, phtalates, ...) sur les réseaux trophiques. Il en est de même pour les études analysant la bioaccumulation. En général, la mesure de transfert trophique dépend du coefficient de partition octanol-eau (Kow) et de la capacité du métabolisme à dégrader ou métaboliser la substance. D'autres paramètres peuvent influencer un transfert, comme le temps de rétention dans l'intestin, ainsi que la fraction de micro-plastiques consommés capables d'être mobilisés à travers l'épithélium intestinal ou dans d'autres tissus ou organes (Wright & al, 2013).

Alors que les conséquences biologiques restent floues, on constate qu'il y a plusieurs itinéraires d'entrées des micro-plastiques dans les différents compartiments de la chaîne alimentaire. Tandis que les espèces d'ordres inférieurs vont assimiler les plastiques en les ingérant directement, les organismes des niveaux trophiques supérieurs vont principalement ingérer des micro-plastiques transportés par leurs proies. Il y a en effet peu de possibilité que, par exemple, des espèces de phoques ingèrent directement des plastiques. Le phoque est en effet principalement piscivore. En se nourrissant entre autre d'anchois ou de harengs, ce dernier a alors peu de chance d'ingérer des micro-plastiques pouvant se confondre avec du planctons ou encore des sacs donnant l'illusion d'une méduse. Dès lors, la concentration en particules observée par les scientifiques chez ces animaux provient plutôt d'une consommation de poissons contaminés que d'une ingestion directe (Wright & al, 2013).

Une autre preuve de transfert au sein des réseaux peut s'observer chez la baleine. Les micro-plastiques sont ingérés de manière indirecte par la consommation de proies planctoniques. En Méditerranée, plus de 56 % des échantillons planctoniques récoltés contenaient des fragments plastiques, soit autant de particules susceptibles de se retrouver dans la graisse de baleine (Wright & al, 2013).

Maintenant que les scientifiques ont prouvé cette bio-accumulation, peu d'entre eux analysent les impacts qu'elle engendre.

Le schéma d'influence ci-dessous (schéma 7, p.56) a pour objectif de récapituler la problématique étudiée dans les chapitres précédents. Six boucles de rétroactions, mises ici en évidence, méritent plus particulièrement que l'on s'y attarde. Si ces boucles permettent d'avoir une vision globale du système, elles n'ont cependant pas l'ambition de rendre compte de l'extrême complexité de celui-ci. Il s'agit en effet d'une vision simplifiée de la réalité.

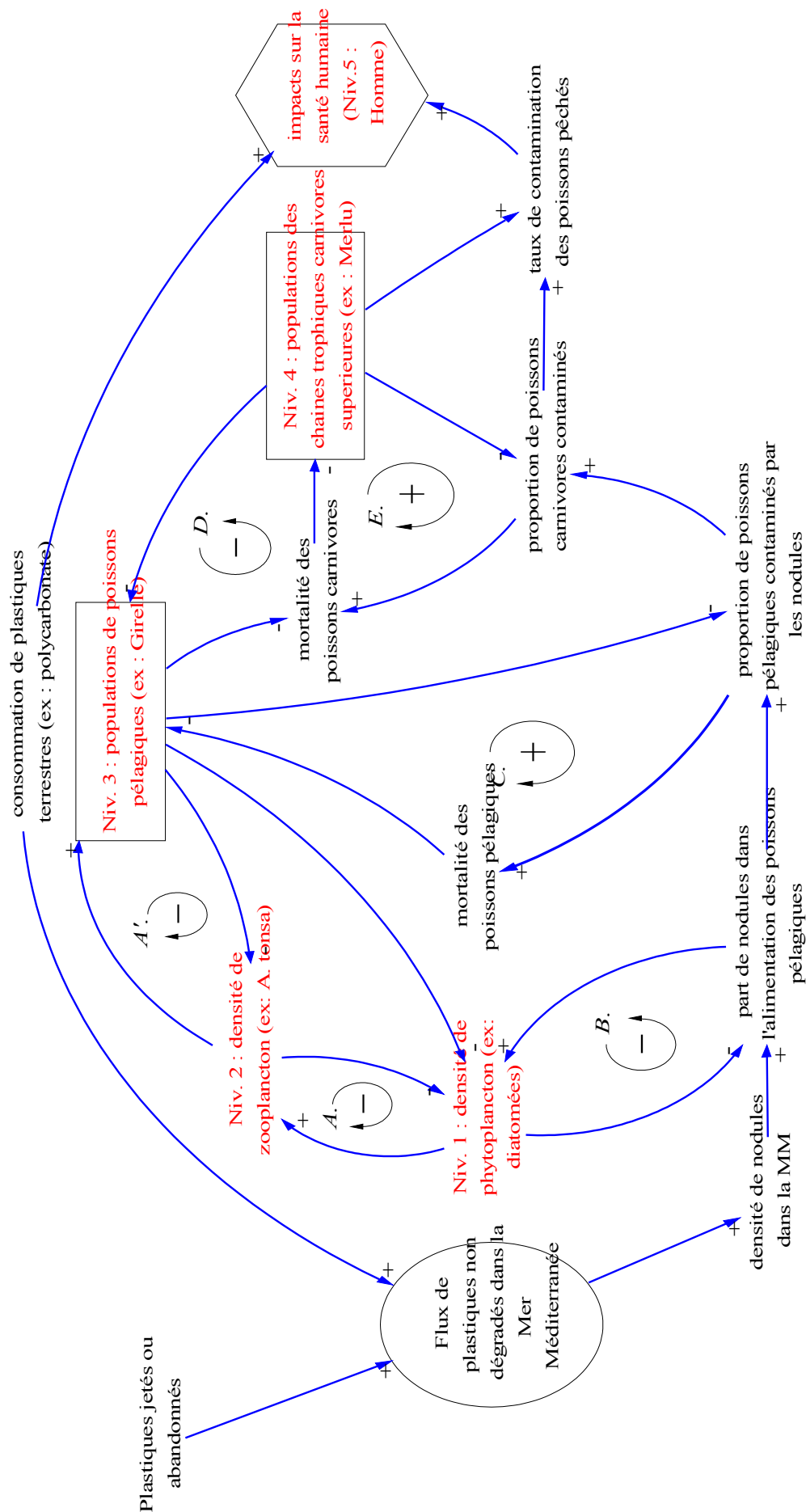
Les premières boucles de rétroactions négatives (A. et A'.) nous renseignent sur la dynamique et l'équilibre des populations au sein du réseau trophique comprenant trois ordres. Plus la densité de phytoplancton sur un territoire défini (production primaire) sera importante, plus la population de zooplancton pourra se développer grâce à un apport de nourriture. De la même manière, plus la densité de zooplancton sera importante, plus la population de poissons pélagiques pourra se développer. On peut également suivre le réseau inverse qui nous indique que plus la population de poissons pélagiques sera élevée, plus le zoo- et le phytoplancton subiront des pressions venant de leurs prédateurs et verront ainsi leur population diminuer pour arriver à une situation où finalement le plancton viendra à manquer, provoquant le déclin des poissons pélagiques et dès lors, l'opportunité pour le plancton de se reconstituer. Ce système tend alors vers un certain équilibre. La même logique peut être établie pour la boucle D., négative elle aussi, régulant les populations prédateurs-proies entre les poissons carnivores et les poissons pélagiques.

Une boucle de rétroaction (B.) souligne la relation entre la part de nodules dans l'alimentation des poissons pélagiques et la densité de phytoplancton. Plus les nodules seront présents dans l'alimentation des poissons, plus ils auront de chances d'assimiler les plastiques, au détriment du phytoplancton. Dès lors, le phytoplancton aura tout le loisir de se développer suite à l'apparition de « concurrents plastiques ». A l'inverse, plus la densité de phytoplancton est élevée, plus il y aura de chances que celui-ci soit ingéré par les poissons, et ce, malgré la présence de nodules, engendrant alors une boucle de rétroaction négative. Cette boucle peut toutefois être nuancée, sachant que certaines espèces de phytoplancton s'agglutinent sur les nodules, formant un agrégat plancton/plastique assimilable par les poissons, qui n'assimileront dès lors pas exclusivement du plancton ou du plastique mais bien l'agrégat dans son ensemble.

La boucle C. montre une boucle de rétroaction positive entre la population de poissons pélagiques, la proportion de poissons contaminés et la mortalité de ces derniers. De fait, plus la proportion de poissons contaminés augmente, plus le risque de mort prématurée est présent (par intoxication ou encore par obturation de certaines voies) entraînant une diminution de cette population. A l'inverse, plus cette diminution, qui comprend celle d'individus sains et contaminés, est importante, plus elle entraînera de manière relative, une diminution de la proportion de poissons contaminés. Cette boucle de rétroaction positive s'auto-alimente donc pour arriver à un nouvel état d'équilibre, qui dans le pire des cas, pourrait conduire à un déclin de la population de poissons pélagiques.

La boucle positive, référencée en E., nous renseigne sur le fait qu'une augmentation de la proportion de poissons carnivores contaminés est susceptible d'entraîner une augmentation de la mortalité prématurée de ces poissons et donc, une diminution de la population de ces derniers, pour arriver ici aussi à un nouvel état d'équilibre.

De manière générale, la consommation de plastiques terrestres alimente un flux entrant vers la Méditerranée. De manière particulière, la consommation de polycarbonates (BPA), qui contribue elle aussi à l'alimentation de ce flux, aura en outre des conséquences pour l'homme qui est impacté lorsqu'il consomme des poissons contaminés, préalablement pêchés. Comme nous l'avons vu cependant, les études actuelles montrent que cet impact dû à la consommation de poissons contaminés au BPA, qui découle d'une exposition indirecte, est négligeable comparé aux expositions directes (poussières, tickets de caisse, canettes de boissons, ...). Si le BPA ne se transmet que très peu à l'homme par l'intermédiaire des poissons, tel n'est pas le cas pour d'autres substances toxiques, comme les métaux lourds ou les POP.



2.5 Conclusion partielle

La littérature scientifique qui s'est penchée sur les effets du bisphénol A et des microplastiques précise peu à peu les contours de nos connaissances sur cette pollution anthropique. Elle confirme ainsi que la pollution par les plastiques et le BPA a de nombreux impacts majeurs tant sur l'homme que sur les écosystèmes marins.

L'étude effectuée ici sur quelques espèces présentes en Méditerranée, milieu plus particulièrement analysé ici, qui bien qu'étant une mer fermée, n'est pas épargnée par cette pollution. Celle-ci, aussi importante que celle rencontrée au sein des gyres océaniques, affecte notamment les poissons, certaines espèces paraissant cependant plus sensibles que d'autres face au BPA qui, une fois assimilé, peut être métabolisé en composés biologiquement plus actifs.

Les mollusques semblent ainsi être les phylums les plus sensibles, présentant la plupart des effets induits.

Le BPA interfère avec le système hormonal des organismes aquatiques, et ce, même à des concentrations très faibles, en affectant à la fois le développement et la reproduction d'un large éventail d'espèces, en ce compris, leur développement larvaire.

Chez l'homme, le BPA, comme la plupart des perturbateurs endocriniens, semble être à l'origine notamment de certains cancers, du développement de l'obésité, du diabète et de maladies du système vasculaire.

Il se confirme par ailleurs que tant chez l'animal que chez l'homme, ce sont principalement les nouveaux-nés qui sont les plus sensibles. Les fenêtres d'exposition et principalement, le stade foetal, présente en effet une sensibilité accrue. La complexité des différents mécanismes d'actions du BPA, des effets-doses non linéaires ou encore des effets cocktails rendent par ailleurs l'étude de ceux-ci encore plus complexe (Gatidou & al, 2010).

Pour de nombreux auteurs, beaucoup d'études restent à réaliser pour approfondir notre compréhension des effets du BPA tant sur l'homme que sur les différentes espèces animales.

Néanmoins, l'ensemble des données existantes confortent la thèse que le BPA induit des effets néfastes constatés tant sur la santé humaine que sur la reproduction des poissons vivants dans des écosystèmes contaminés.

De manière générale, les effets néfastes exercés par le BPA sur le métabolisme des organismes vivants exposés même à des doses minimales de BPA, ne peuvent préjuger des effets potentiels à des doses plus élevées, en raison notamment des sensibilités différentes des organismes exposés au bisphénol A.

3. Politiques européennes et substituts alternatifs

Des arguments existent en ce qui concerne la toxicité des plastiques et du BPA ainsi que les risques potentiels qu'ils représentent pour la faune aquatique et l'homme. La plupart des directives européennes sont relatives à l'exposition humaine à travers la consommation d'emballages alimentaires.

Récemment, plusieurs pays ont commencé à procéder à l'évaluation des risques d'une exposition environnementale au BPA afin notamment d'établir des stratégies de gestion plus efficaces. Bien que plus d'un tiers de la production mondiale de BPA soit produit aux États-Unis et un quart dans l'Union européenne, les rejets de BPA dans l'environnement y sont peu réglementés (Flint & al, 2012).

Si on peut raisonnablement émettre l'hypothèse que la production de plastiques va probablement continuer à augmenter durant les prochaines années, les acteurs politiques s'accordent sur le fait que les stratégies de gestion doivent être pensées et appliquées à la source. Par exemple, le Parlement européen a pour ambition de réduire d'environ 80% d'ici 2019 l'utilisation des sacs en plastique à usage unique d'une épaisseur inférieure à 50 microns. D'autres mesures, touchant par exemple aux réglementations ou encore au recyclage se mettent progressivement en place (Bakker, 2014, Cózar & al, 2015).

Malgré le fait que les recherches sur les micro-plastiques et le BPA évoluent et se développent, les réactions politiques se font toujours attendre à l'échelle internationale. Toutefois, une certaine mobilisation des acteurs politiques voit lentement le jour.

Ainsi, concernant plus particulièrement la Méditerranée spécifiquement étudiée ici, nous nous attacherons à examiner principalement la « EU Marine Strategy Framework Directive » (MSFD).

Par ailleurs, des alternatives au bisphénol A se développent également. Nous analyserons brièvement deux substituts actuellement utilisés depuis peu, à savoir le bisphénol S et le bisphénol F.

3.1 Fin de vie des déchets plastiques

Certaines caractéristiques des plastiques, comme la résistance, la force ou la légèreté, posent un problème majeur lorsque ces derniers deviennent « déchets » et doivent être éliminés (Van Cauwenberghe & al 2013 ; Derraik, 2002).

Les matières plastiques étant généralement perçues comme des produits jetables par définition, différents types de gestion de ces déchets sont alors mis en oeuvre. Aux États-Unis et en Europe par exemple, considérés comme les principaux consommateurs de plastiques, environ la moitié de ces déchets sont enterrés, ce qui représentait, en 2007, 45 millions de tonnes de plastiques enfouis sous terre ou simplement mis en décharge (Feydel, 2009).

Les matières plastiques peuvent également être valorisées de différentes façons en fonction de leur nature. Ce recyclage peut être physique ou chimique. Dans le cas du recyclage physique, les liaisons faibles du polymères seront coupées à l'aide d'un apport de chaleur. Ensuite, un solvant va dissoudre la matière, redonner une matrice pouvant être remoulée et redonner naissance à un objet.

Par ailleurs, le recyclage chimique va briser les liaisons covalentes fortes de la molécule. On obtiendra alors un produit fini assimilable au naphta initial, qui sera alors utilisé comme combustible (Duval, 2009).

Notons qu'il est préférable d'effectuer un recyclage physique, la matière s'étant peu dégradée au cours du cycle. De plus, le déchet est en phase avec la consommation, présentant une situation « *closed loop* » ou boucle fermée. Toutefois la qualité du recyclage, peu variée, va remettre en cause la pérennité du cycle, à la différence de l'acier ou du verre, qui redonne un produit en tous points identique. Le recyclage chimique, quant à lui, transforme la matière en énergie thermique, ce qui présente une forte augmentation de l'entropie, dénonçant une situation de type « *business as usual* » (Duval, 2009).

De manière générale, on constate que le recyclage reste relativement peu développé. En Europe, sur 25 millions de tonnes de déchets produits chaque année dans l'Union européenne, seuls 25% seront recyclés et 75 % se retrouvent dans les incinérateurs, les décharges à ciel ouvert et ... les océans (CE, 2013).

Cependant, Ariadna Rodrigo de Friends of Earth Europe (FOE) nous révèle qu'« *actuellement, la Commission européenne est en train de revoir toute sa politique sur les déchets. Et cela englobe trois directives : la directive sur la mise en décharge, la directive sur les emballages et la directive-cadre* » (EURONEWS, 2015, ligne 9).

En janvier 2014, le Parlement européen a ainsi voté une résolution ambitieuse dans laquelle il réclame, que d'ici 2020, les déchets plastiques recyclables soient bannis des décharges. Les décideurs tentent de plus en plus d'améliorer également la durabilité des déchets plastiques en encourageant la production de plastiques bio sourcés (CE, 2013 ; EURONEWS, 2015).

Une autre gestion de ces déchets consiste à exporter ces derniers à l'étranger. En 2007, la France a envoyé environ 700 000 tonnes de plastiques en Inde. Ce pays reçoit de nombreux déchets de l'Occident, qui seront ensuite traités sur place. Les exportations de déchets plastiques augmentent chaque année de 30 %, et ce, en toute légalité (Feydel, 2009).

3.2 Réglementation européenne sur le BPA

Selon J.L Roumegas, député de l'Hérault, il est impératif que la problématique du BPA soit traitée à l'échelle communautaire, ce dernier engendrant des effets tant dans le domaine sanitaire et environnemental qu'industriel et commercial. A ce titre, une stratégie européenne en matière de perturbateur endocrinien a vu le jour en 1999. Mais les progrès techniques et scientifiques réalisés depuis cette date rendent cette stratégie actuellement complètement obsolète (Roumegas, 2014).

Cette obsolescence a alors incité une très large majorité du Parlement européen à adopter des mesures en matière de protection de la santé publique face aux perturbateurs endocriniens. Il existe en effet une urgence tant sanitaire que juridique à cet égard. Toutefois, selon J.L Roumegas, la Commission européenne n'est pas parvenue à réaliser une étape préliminaire cruciale, à savoir l'élaboration de critères précis de définitions scientifiques des perturbateurs endocriniens (Roumegas, 2014).

Le bisphénol A est cependant considéré par l'Union européenne comme « reprotoxique » de catégorie 2 (ancienne catégorie 3 selon la directive 67/748/CE). Par ailleurs, la directive cadre sur l'eau (Directive 2000/60/CE), mise à jour en 2008 par la directive 2008/105/CE l'inscrit dans l'annexe III. Cette annexe reprend une liste de substances qui sont « *soumises à révision pour leur possible identification comme substances prioritaires ou comme substances dangereuses prioritaires* » (CE, 2008 ; INERIS 2010, p.4).

La directive 2013/39 stipule dans son point 31. : « *Avec l'adoption de la présente proposition et la présentation de son rapport au Parlement européen et au Conseil, la Commission a mené à bien le premier réexamen de la liste des substances prioritaires conformément à l'article 8 de la directive 2008/105/CE. À cet effet, elle a procédé au réexamen des substances figurant à l'annexe III de ladite directive, dont certaines ont été recensées comme substances prioritaires. Les informations disponibles actuellement ne permettent pas de classer les autres substances parmi les substances prioritaires dans l'annexe III. Étant donné que de nouvelles informations relatives à ces substances pourraient devenir disponibles, celles-ci ne sont pas exclues d'un futur réexamen, tel que c'est le cas pour les autres substances qui ont été examinées mais qui n'ont pas été recensées en tant que substances prioritaires lors du présent réexamen. L'annexe III de la directive 2008/105/CE devient par conséquent caduque et il y a lieu de l'abroger* ». (CE, 2013, point 31. (extrait) de la Directive 2013/39/UE du Parlement Européen).

Pour les substances fabriquées ou importées en quantités supérieures à 10000 kg par année, comme le BPA, le système de réglementation REACH prévoit une évaluation plus intensive de la substance chimique. Cependant, à ce jour, le BPA n'a pas été considéré comme VHC (Very High Concern) ou SVHC (Super Very High Concern) car il n'a pas été démontré qu'il était toxique, cancérigène, persistant ou bioaccumulable (PlasticsEurope, 2012 ; Flint & al, 2012 ; INERIS, 2010). Or, à la lecture du chapitre 2 ci-dessus, on ne peut s'empêcher de remettre en question cette affirmation.

Toutefois, en 2012, la France soumet une proposition à l'European Chemical Agency (ECHA) en vue de modifier la classification du BPA au niveau européen (vers une catégorie 2 à 1B) (ECHA, s.d.) Dès lors, le BPA pourrait rentrer dans les SVHC suite à une opinion favorable en 2014 du Risk Assessment Committee (RAC) (ECHA, 2014)

A l'échelle européenne, la Commission a procédé à une évaluation approfondie des risques du BPA en 2003, évaluation actualisée en 2008. Ces deux évaluations ont conclu qu'aux niveaux d'exposition actuels, le BPA est sans danger pour les humains et l'environnement. Toutefois, l'évaluation actualisée de 2008 a tout de même attisé la curiosité et a entraîné de nouvelles recherches sur les espèces aquatiques (Flint & al, 2012 ; PlasticsEurope, 2012).

L'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) a également mené des études d'évaluation des risques sur l'utilisation du BPA en tant que matériau de contact alimentaire. Les rapports publiés en 2007, 2008 et 2010 ont tous conclu que l'utilisation du BPA dans les emballages alimentaires ne présentait aucun risque significatif pour les humains, ce qui diverge avec les conclusions de l'ANSES. Un communiqué du 21 janvier 2015 de l'EFSA confirme l'absence de ce risque pour l'homme mais fut à nouveau contredit, notamment par l'ANSES. Ce nouveau rapport de l'EFSA évoque également la décision de dédouaner le BPA, faisant par ailleurs le bonheur des lobbies industriels (Foucart, 2015 ; Fleitour, 2015 ; Flint & al, 2012).

Malgré les avis de l'EFSA, plusieurs pays européens ont interdit le BPA dans certains biens de consommation. La France, par exemple, a suspendu la vente de biberons contenant du BPA en 2010, et l'a interdit en 2011 (De Besses, 2012 ; Foucart, 2015). Elle a également mis en oeuvre la « Loi bisphénol A » qui propose de suspendre *« la fabrication, l'importation, l'exportation et la mise sur le marché à titre gratuit ou onéreux de tout conditionnement, contenant ou ustensile comportant du bisphénol A et destiné à entrer en contact direct avec toutes les denrées alimentaires à partir du 1er janvier 2015 »* (DGCCRF, 2014, extrait de la loi n° 2010-729 du 30 juin 2010 modifiée par la loi n° 2012-1442 du 24 décembre 2012).

De plus, la France propose en 2014 une restriction des papiers thermiques avec BPA et a obtenu un avis favorable de l'ECHA (ECHA, 2014).

C'est dans ce contexte qu'en Belgique, en 2010, les instances politiques *« sollicitent en urgence le Conseil Supérieur de la Santé (CSS) afin d'obtenir un avis sur l'utilisation du BPA dans la fabrication des matériaux destinés à entrer en contact avec les denrées alimentaire »* (CSS, 2010, p.1). La Belgique réclame, sur base d'avis scientifiques, des réponses venant de la CSS quant à l'encadrement de la mise sur le marché du BPA ou à la prise de mesures adéquates (CSS, 2010).

A l'échelle européenne, fin 2010, l'Union européenne adopte également une interdiction sur les biberons et ce, malgré les conclusions des évaluations des risques de l'EFSA. Cette situation laisse donc subsister un certain « flou » sur les positions réelles de l'Union européenne quant à la toxicité du BPA (Foucart, 2015 ; Flint & al, 2012).

Selon l'EPA (US Environmental Protection Agency), ce serait une tâche monumentale d'inscrire le BPA comme substance chimique prioritaire compte tenu des dizaines de fabricants de BPA et des centaines de produits de consommation contenant du BPA. L'agence américaine dénonce également une situation où l'on met l'accent sur des réglementations portant sur un très faible nombre de substances prioritaires, alors qu'environ 100000 substances chimiques étaient présentes sur le marché en Europe à partir de 1981 (Steenhout, 2013-2014). Selon le DTSC (California Department of Toxic Substance Control), environ sept nouvelles substances sont en moyenne introduites chaque jour sur le marché (Flint & al, 2012 ; DTSC, 2007).

Par ailleurs, le système européen de classification et d'étiquetage des substances dangereuses considère le BPA comme une substance irritante (voies respiratoires, sensibilisation de la peau par contact, lésions oculaires graves) et nocives (altération de la fertilité) et ce, conformément à la directive 67/548/EEC. Le SGH (Globally Harmonised System of Classification and Labelling of chemicals) ajoute qu'il peut également provoquer des allergies cutanées (INERIS, 2010).

Actuellement, il existe des réglementations limitant la mise sur le marché du bisphénol A. Nous l'avons mentionné, le BPA est interdit dans la conception des biberons. De plus, la commercialisation des articles en matières plastiques non conformes aux exigences de la nouvelle directive est interdite à partir du 1/06/2011 (CE, 2011). Dans l'Union européenne, la directive 2002/72/CE (article 2) autorise le BPA dans la fabrication d'emballages alimentaires avec une limite de migration de 0,6 mg/kg. Toutefois, l'EFSA a fixé une dose journalière acceptable de 0,05 mg/kg. Selon l'EFSA, cette dose peut être ingérée chaque jour sans entraîner de risques spécifiques pour la santé (INERIS, 2010).

3.3 Cadre réglementaire en Méditerranée

De nombreux supports, nationaux ou internationaux, traitent le cas des déchets marins en Méditerranée et sont repris de manière exhaustive dans le cadre ci-dessous :

Cadre 1. Main legal and institutional frameworks affecting the Mediterranean

- Local Agendas 21
- National legislation on waste management and environmental protection
- The Barcelona Convention and its Protocols
- The Mediterranean Strategy for Sustainable Development (MSSD)
- The Mediterranean Marine Pollution Assessment and Control Programme (MED POL) of UNEP/MAP
- The EU Environmental Strategy for the Mediterranean and Horizon 2020
- **The EU Marine Strategy Framework Directive (MSFD)**
- The EU Thematic Strategy on the Prevention and Recycling of Waste
- The international Maritime Organisation (IMO) Convention for the prevention of pollution from ships (MARPOL 73/78 – Annex V)
- The Global Programme of Action (GPA) for the Protection of the Marine environment from Landbased Activities; the Regional Seas programme
- The Basel Convention

Source : UNEP, 2011

Nous avons choisi de nous pencher ici plus spécifiquement sur la MSFD, qui a fait l'objet notamment de deux articles rédigés par Galgani & al en 2010 et 2014 qui ont particulièrement retenu notre attention dans le cadre de ce travail.

3.3.1 European Marine Strategy Framework Directive (MSFD)

Afin de coordonner la protection de l'environnement marin, la Commission européenne a développé la European Marine Strategy Framework Directive (MSFD) dans le cadre de son « intégration des politiques maritimes ». Cette directive établit un cadre réglementaire et invite chaque État membre à prendre des mesures pour atteindre ou maintenir un bon état écologique du milieu marin d'ici 2020. Les États membres sont tenus de suivre un cahier des charges regroupant des plans d'actions, comprenant notamment une évaluation initiale de l'état écologique actuel et l'établissement d'une série d'objectifs environnementaux et d'indicateurs associés. Au total, 11 catégories d'impacts tenant compte de 56 indicateurs sont étudiés (Galgani & al, 2014).

La MSFD est basée d'une part sur une approche dite « Ecosystem-based management » (EBM) et d'autre part, sur une stratégie en plusieurs phases et cycles de management, permettant de mettre en exergue des interactions entre les composantes biophysiques et humaines des écosystèmes en tenant compte de la structure des écosystèmes étudiés, des processus qui s'y déroulent et des services écosystémiques délivrés. Cette directive s'appuie également sur le cadre DPSIR (Drivers-Pressure-State-Impact-Response), de type systémique, utilisé également par l'Agence Européenne de l'Environnement dans ses évaluations environnementales (Berg et al, 2015).

Cette directive s'applique à tous les déchets marins, mais rappelons qu'en moyenne, les trois quarts de ceux-ci comprennent des matières plastiques, qui sont connues pour être particulièrement persistantes (Galgani & al, 2010).

Suite à la décision de la Commission (2010/477/UE) du 1er septembre 2010, quatre indicateurs propres aux critères et aux normes méthodologiques relatives au bon état de l'environnement marin émergent. On retrouve notamment :

- L'évolution de la quantité de déchets répandus sur le littoral, y compris l'analyse de leur composition, une analyse spatiale de leur distribution et, si possible, la source des rejets ;
- Les tendances dans la quantité de déchets au sein de la colonne d'eau (y compris flottant à la surface) et déposés sur le fond de la mer, et reprenant, comme le 1^{er} point, une analyse de leur composition et de leur distribution spatiale ;
- Les tendances en termes de quantités de micro-plastiques, de leur distribution et, si possible, leur composition ;
- Les tendances en termes de quantités et de composition des macro- et micro-déchets ingérés par la faune marine (par exemple via l'analyse de l'estomac) en vue d'une évaluation de leurs impacts sur les organismes (Galgani & al, 2014).

Ces indicateurs ont été élaborés par un groupe de spécialistes sur base d'une évaluation de ce qui pourrait être défini comme «un bon état de l'environnement marin». Cependant, les connaissances relatives à la distribution des déchets, leur dégradation, leur destin et leurs impacts potentiels biologiques, physiques et chimiques sur la vie marine et son habitat sont actuellement insuffisantes. En effet, il y a actuellement encore peu de données spécifiques sur les tendances à cet égard, tant au niveau macro qu'au niveau micro (Galgani et al., 2010 ; Galgani & al, 2014).

En résumé, la MSFD propose un cadre complet permettant un suivi pertinent des déchets dans les mers et les océans, mais ses limites doivent être soulignées. Le PNUE souligne notamment un manque général de données disponibles sur la faune marine affectée par les déchets marins en Méditerranée. Or, nous avons vu que les déchets marins plastiques ont un impact majeur sur les vertébrés (Galgani & al, 2014).

3.3.2 Limites

Malgré cette mobilisation des législateurs, la pollution plastique en Méditerranée est similaire à celle retrouvée au niveau des gyres océaniques. Dès lors, on peut s'interroger sur les raisons pour lesquelles la problématique des déchets plastiques n'a pas été abordée avec succès, tant au sein des gyres océaniques qu'au niveau de la Méditerranée (UNEP, 2011 ; Galgani & al, 2014).

Tout d'abord, on constate que dans plusieurs pays méditerranéens, il n'existe aucun cadre réglementaire visant à organiser la gestion des déchets. On constate en effet un manque de responsabilité des gestionnaires (producteurs, transporteurs, ou encore ceux chargés de l'élimination) comme une absence de suivi régulier et spécifique des déchets, de la production à l'élimination (UNEP, 2011).

Par ailleurs, le programme des Nations Unies pour l'environnement souligne que le manque d'instruments juridiques à l'échelle internationale (exception faite pour l'OMI - Annexe V de MARPOL) ou l'absence de programmes globaux rend le problème encore plus complexe à aborder. Une certaine communication et une certaine transparence sont indispensables au sein des différents pays impliqués. Il est également nécessaire d'avoir des actions coordonnées avec les différents secteurs économiques de la problématique (par exemple, imaginer un tourisme « public -privé » visant à protéger et préserver la Méditerranée des macro-déchets) (UNEP, 2011).

De plus, l'UNEP souligne la coordination insuffisante, inefficace ou inexistante entre les différentes institutions et autorités tant à l'échelle nationale que régionale, impliquées dans la gestion de l'environnement et des déchets, la participation et la coopération de toutes les parties prenantes étant nécessaires. Conformément à l'article 11 de la MSFD, les États membres partageant une région marine doivent élaborer un suivi des programmes de manière cohérente en s'assurant que les méthodes soient les mêmes, ce qui facilitera grandement la comparaison des résultats et permettra de tenir compte des impacts et des caractéristiques transfrontalières pertinentes. En outre, les échantillonnages et les analyses devront être coordonnés et harmonisés à l'échelle du bassin, par exemple, une coordination des résultats obtenus dans le Nord-Ouest de la Méditerranée avec ceux du bassin adriatique, de la mer Ionienne, de la mer Égée et Levantine (Galgani & al, 2014 ; UNEP, 2011).

Que ce soit pour le bisphénol A ou pour les plastiques, on ne peut que constater un manque effectif d'outils techniques et de moyens d'expertise, tant aux niveaux régional que national. Ces outils s'avèrent pourtant indispensables afin de poser un diagnostic précis. Ils sont également nécessaires pour planifier de manière prioritaire des actions clés visant une meilleure gestion des déchets dans les zones côtières (UNEP, 2011).

Galgani & al proposent à cet égard la mise en place d'un programme de surveillance des déchets en Méditerranée qui tiendra compte d'une approche écosystémique. En effet, les impacts des micro-plastiques en Méditerranée affectent de nombreux niveaux, du moléculaire à l'écosystémique et sont de nature tant chimique que mécanique (Cole & al, 2013; Galgani & al, 2014).

Le manque de données statistiques fiables est un frein sérieux à l'avancée de mesures politiques. En effet, sans un certain degré d'information, une appréhension pertinente du bisphénol A et des déchets plastiques en Méditerranée paraît impossible. Or, les données et les informations disponibles actuellement sont souvent incomplètes pour envisager une réglementation globale alors que des mesures urgentes s'avèrent nécessaires pour améliorer la situation.

Mais, même si les législations présentent certaines limites, elles permettent néanmoins d'obtenir des résultats concrets. Relevons à titre d'exemple, le cas des fulmars en Atlantique Nord. La Convention OSPAR (Convention for the Protection of the marine Environment of the North-East Atlantic) a permis un diagnostic précis et une identification des sources des micro-billes de plastiques rejetées dans l'environnement et ingérées par les fulmars. Après l'adoption de mesures à la source, les quantités de micro-billes ont fortement diminué dans les estomacs de ces oiseaux (Galgani & al, 2014).

3.4 Alternatives et substitutions

Nous avons évoqué le fait que le BPA est interdit en France depuis le 1^{er} janvier 2015 dans tous les contenants alimentaires, entraînant des lors des alternatives. On peut substituer le polycarbonate par d'autres plastiques comme le polyester, toutefois plus cher à la production, ou encore par du polypropylène, mais peu stable à des températures élevées. Ces alternatives impliquent cependant des compromis et nécessitent souvent des investissements dans de nouveaux équipements. De plus, ces alternatives posent, tout comme le BPA, des questions quant à leur effets sur la santé (Flint & al, 2012 ; INERIS, 2015).

On peut également substituer le bisphénol A par des substances de la même famille. C'est notamment le cas du bisphénol F (BPF) et du bisphénol S (BPS). Le BPF et le BPS sont des composés organiques comprenant deux cycles aromatiques. Ils font partie de la famille des alkylphénols. Ils peuvent remplacer le BPA dans la confection de polycarbonate, de résine epoxy, de papiers thermiques ou encore au niveau des canettes de boissons. En Europe, seul le BPS est autorisé comme additif des matières plastiques et emballages alimentaires en contact avec des aliments. A l'heure actuelle, on compte seulement deux distributeurs/importateurs de BPS en France. On remarque que leurs propriétés sont parfois plus développées que celles du BPA. Par exemple, le BPF présente des caractéristiques de résistance plus élevée face aux solvants par rapport aux résines composées de BPA (INERIS, 2012 ; INERIS, 2015 ; Eladak & al, 2015).

Leurs structures sont analogues à la structure chimique du BPA (Fig 13.). Ces substituts présentent dès lors des effets potentiels analogues. C'est en effet ce qui ressort des études effectuées à ce jour, même si ces dernières sont peu nombreuses actuellement. Le BPS et le BPF auraient des mécanismes d'actions et des effets semblables à ceux du BPA (notamment dérégulation hormonale, perturbation du cycle de production de la kinase et altération des cellules pancréatiques) (Flint & al, 2012, INERIS, 2015 ; Rochester & al, 2015).

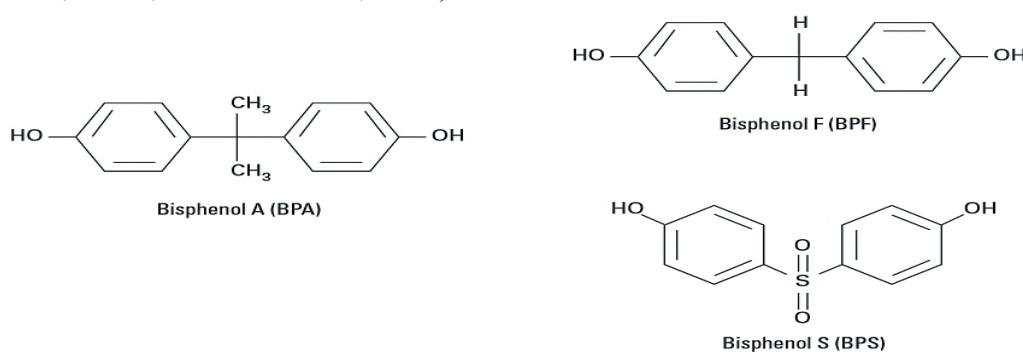


Fig 13. Comparaison des structures chimiques du BPA, BPF et BPS

Le BPS et le BPF, tout comme le BPA comprennent 2 cycles aromatiques. Toutefois, les groupements méthyls sont substitués par des Hydrogènes dans le cas du BPF alors que le carbone central est substitué par un soufre lié à 2 oxygènes dans le cas du BPS.

Source : Rochester & al, 2015

Au niveau des textes propres à l'identification et l'étiquetage des dangers, les bisphénols F et S ne sont pas repris dans l'annexe I du règlement CE 649/2012 concernant l'import-export de substances potentiellement dangereuses ni dans l'annexe VI du règlement CLP. Ils ne possèdent donc pas d'étiquetage officiel harmonisé à l'échelle de l'Union européenne. De plus, le BPF et le BPS ne sont pas évoqués au sein de la liste des substances dites « prioritaires » de la Directive Cadre sur l'Eau (INERIS, 2015).

Or, des concentrations de BPS et de BPF, tout comme dans le BPA, ont été détectées dans la poussière des ménages, dans les eaux de surface, les sédiments et les effluents. Chez les humains, du BPS et du BPF ont été détectés dans l'urine à des concentrations variables. Du BPF a ainsi été trouvé dans 55% des échantillons à des concentrations allant jusqu'à 212 ng/ml, et du BPS dans 78% des échantillons à des concentrations allant jusqu'à 12,3 ng/ml (Rochester & al, 2015).

Les voies métaboliques et le destin biologique du BPS et du BPF ne sont pas encore très étudiés par les scientifiques à l'heure actuelle. Mais plusieurs auteurs estiment qu'ils se comporteraient comme le BPA, créant alors de nombreux métabolites plus ou moins actifs. Une expérience sur les rats a permis de confirmer ces hypothèses. Cabaton & al ont mis en évidence que lorsqu'on administre du BPF chez le rat, on obtient du BPF original ainsi que de nombreux métabolites dans l'urine (Ayer, 2015 ; Rochester & al, 2015).

Peu d'études ont évalué le destin métabolique du BPS ou la bioactivité de ses métabolites. Toutefois, il a été démontré qu'une exposition au BPS affecte la croissance utérine chez les rongeurs et affecte fortement la reproduction chez les poissons. Ces indications nous révèlent que, tout comme le BPA, ces substances présentent également une action oestrogénique. De plus, Seltenrich a montré récemment que le BPS augmenterait le risque d'accident cardiaque chez le rat au même titre que le BPA (Rochester & al, 2015 ; Seltenrich, 2015).

Bref, une certaine préoccupation a incité le législateur à éliminer le BPA de certains produits pour le remplacer par des substituts de la même famille. Mais il s'avère que le BPS et BPF semblent avoir des effets similaires. Par conséquent, lors de l'évaluation de la sécurité des composés pour une utilisation généralisée par le consommateur, il serait alors préjudiciable de considérer des classes entières (même famille) comme ayant des effets semblables et d'étudier des substituts d'une toute autre famille (Eladak & al, 2015 ; Rochester & al, 2015).

Le suivi du BPF et du BPS dans l'environnement est inexistant en Europe. Il n'y a donc aucun recensement de ces substances et de leurs rejets dans l'environnement. Toutefois, de rares études nous révèlent que le BPF et le BPS sont régulièrement retrouvés dans les effluents aqueux et dans les poussières des ménages. Le Koc du BPF est évalué à 740. Cette valeur nous indique que le BPF rejeté dans les milieux marins est alors adsorbé sur les sédiments et les matières en suspension. Toutefois, le BPF est relativement plus biodégradable que le BPA et le BPS, tant dans un milieu aérobie qu'anaérobie (INERIS, 2015).

Le BPS a un Koc plus faible avec une valeur de 160. Dès lors, il ne sera pas fixé aux matières en suspension mais le bisphénol S présente une plus forte résistance à la biodégradation que le BPA en condition aérobie (eau de surface) et une biodégradation équivalente dans des conditions anaérobiques. Le BPS est également photolysable en présence d'UV (INERIS, 2015). On peut dès lors s'attendre à le retrouver en très faible quantité dans les eaux de surface.

Idéalement, les substituts utilisés pour remplacer une substance chimique préoccupante devraient être inertes, ou du moins, beaucoup moins toxiques que la substance d'origine. Malheureusement, comme c'est le cas ici, des substances de remplacement ne sont pas assez testées et étudiées avant d'être mises sur le marché et les effets engendrés peuvent être similaires ou au moins aussi nocifs que la substance d'origine. Pour cette raison, Rochester & al recommandent que les substitutions effectuées soient évaluées afin d'éviter des «substitutions regrettables». Dès lors, de nombreux scientifiques revendiquent une approche « sans seuil » lorsqu'on étudie les perturbateurs endocriniens car les valeurs « seuils » peuvent changer pendant le développement de l'individu et accumuler des incertitudes (Rochester & al, 2015 ; Eladak & al, 2015).

3.5 Question - Discussion

Ce chapitre nous semble soulever une question essentielle : est-il réellement possible de concevoir un produit aussi pratique que le plastique qui répondrait à nos besoins quotidiens mais qui garantirait une innocuité aussi grande que possible pour la Terre, l'homme et l'environnement en général ?

Ce chapitre aborde précisément les alternatives au bisphénol A. A une échelle plus globale, le problème croissant des rejets de perturbateurs endocriniens dans l'environnement nécessitera le développement de technologies capables de minimiser ou d'éliminer les expositions environnementales défavorables. Plusieurs méthodes développées récemment se sont montrées efficaces pour réduire, voire supprimer le BPA provenant des eaux usées et des sols comme l'irradiation ultraviolette combinée avec des micro-ondes (Ignatova & al, 2009).

Selon C. Duval, à l'heure actuelle, on ne peut toutefois pas se passer de plastique, malgré ses retombées environnementales non négligeables. Les syndicats de la plasturgie mettent en avant l'utilité de cette matière et revendiquent que ce n'est pas le plastique le problème, ce sont les hommes (Duval, 2009). Soulignons tout de même qu'il s'agit des mêmes arguments que ceux défendus par les marchands d'armes...

Selon la réalisatrice Sandrine Feydel, la solution réside dans nos comportements. Il faut à tout prix éviter les matières plastiques dès lors qu'on connaît leur impact sur l'environnement. Ces propos rejoignent ceux formulés par Patrick Deixonne (membre de la Société des explorateurs français), dénonçant l'impossibilité de ramasser au large la totalité des déchets marins. La solution réside donc bel et bien dans nos comportements : ne jetons pas nos déchets dans l'environnement et privilégions les alternatives aux matières plastiques (Feydel, 2009).

Je pense personnellement que les producteurs de substances chimiques s'insèrent dans un contexte où des milliers de nouvelles substances voient le jour, dont seule une petite partie fera l'objet d'études écotoxicologiques approfondies. Des nouvelles substances peuvent ainsi être commercialisées pendant plusieurs années avant de se révéler nocives par les scientifiques...

4. Limites

Plusieurs limites à notre travail doivent être soulignées. Tout d'abord, d'un point de vue méthodologique, l'échantillonnage de micro-plastiques et de BPA n'est pas chose aisée. On constate en effet que la concentration de micro-plastiques varie en fonction des conditions climatiques. Le vent joue par exemple un rôle important dans la distribution et l'abondance des plastiques présents en surface. A ce propos, Collignon & al ont observé en 2012, dans la baie de Calvi, en Corse, que les concentrations de particules de plastique en surface étaient cinq fois plus élevées avant qu'après un événement de vent fort. Selon certains scientifiques, le vent augmenterait la distribution verticale des plastiques, les « diluant » ainsi sur l'ensemble de la surface du plan d'eau. Toutefois, Kukulka & al ont trouvé une relation inverse entre la vitesse du vent et la concentration des particules plastiques en surface. Ces derniers pensent qu'un vent fort enfouirait légèrement les particules, qui seront dès lors moins volatiles et plus concentrées en surface. Le débat est toujours d'actualité au sein de la communauté scientifique mais engendre des incertitudes quant aux résultats obtenus (Collignon & al, 2014 ; Kukulka & al, 2012).

Les micro-plastiques sont de taille infiniment petite, ce qui rend l'échantillonnage complexe (limite de détection), cause d'incertitudes dans les résultats. Toutefois, le développement de nouvelles techniques d'échantillonnages permet de pallier partiellement ce problème (Claessens & al, 2013).

Les caractéristiques et le comportement variable des matières plastiques dans l'écosystème marin peuvent également influencer et induire des erreurs lors des échantillonnages (Claessens & al, 2013).

En ce qui concerne le BPA, le manque cruel de données concernant la toxicologie du BPA s'est fait ressentir à de nombreuses reprises. Plusieurs raisons peuvent expliquer ce manque de données. Tout d'abord, tout comme les micro-plastiques, il est complexe d'étudier ses concentrations au sein d'un écosystème aussi vaste que le bassin méditerranéen. Le BPA et les micro-plastiques sont inégalement distribués au sein de celui-ci (horizontalement et verticalement). De plus, il s'agit d'une problématique nouvelle, justifiée par une littérature récente. Le tableau 5 ci-dessous résume et rend compte de l'état des connaissances et des données disponibles en 2009 pour différentes catégories d'impacts et différents organismes.

Tableau 5. État des connaissances propres à la toxicologie du BPA

Health Effect	Human		Lab animal		Aquatic Life	
	Information	Evidence	Information	Evidence	Information	Evidence
Reproductive						
- Male	N	--	S	S	Su	Su
- Female	L	L	S	S	Su	Su
Developmental	N	--	Su	Su	Su	Su
Cancer	N	--	S	S	N	--
Immunological	N	--	Su	Su	N	--
Neurological	N	--	Su	Su		
Other chronic effects					Su	Su
- Thyroid	N	--	S	S	L	L
- Obesity	L	L	S	S		
Acute					Su	Su

N : None S : Some L : Little Su : Sufficient -- : No data

Ce tableau nous renseigne sur l'état des connaissances quant à la toxicologie du BPA sur plusieurs catégories d'espèces. Il met notamment en exergue l'absence quasi-totale de connaissances quant aux effets sur l'homme. Les études en laboratoire portant sur des animaux (principalement le rat) et la faune aquatique sont plus nombreuses, démontrant alors les effets du BPA sur le développement et la reproduction. Toutefois, ce tableau datant de 2009, les données renseignées ont probablement évolué depuis cette date.

Source : OEHHA, 2009

Par ailleurs, les études écotoxicologiques se réalisent le plus souvent en laboratoire. Or, l'étude en laboratoire pose de nombreuses limites. Les scientifiques manipulent en effet des concentrations très faibles aux incertitudes non négligeables. L'INERIS a toutefois mené divers travaux en mésocosme pour étudier les impacts du BPA. L'étude en mésocosme permet en effet de limiter en partie ces limites. En créant un écosystème artificiel, les scientifiques tentent de reproduire les conditions naturelles. Ce protocole permet notamment d'étudier d'une manière plus «réaliste» les effets d'une substance chimique potentiellement néfaste pour une communauté d'organismes vivants (INERIS, 2013).

Selon Flint & al, l'étude en laboratoire induit également une situation non naturelle pour les organismes. Ces organismes pourront alors développer un stress pouvant potentiellement provoquer des réponses. Il est alors très complexe d'effectuer un lien de cause à effets entre le stress et la réponse observée (Flint & al, 2012).

La plupart des études évoquées à travers ce document sont des études de laboratoire à court terme et n'impliquent généralement qu'une seule espèce. En effet, un nombre très limité de phylums d'invertébrés et de vertébrés ont été mobilisés pour étudier les effets du BPA. Les espèces négligées doivent donc être considérées pour les recherches futures, y compris les espèces terrestres.

La majorité des effets identifiés aux concentrations les plus basses, susceptibles d'être représentatives des concentrations retrouvées dans l'environnement, se focalisent sur les processus de reproduction et de développement. Il existe à l'heure actuelle des données suffisantes que pour étayer la conclusion que le BPA est toxique pour la reproduction dans les environnements marins. Toutefois, les informations relatives aux effets potentiels à des concentrations très faibles et sur une exposition chronique à plus long terme et mettant en lien les réseaux trophiques restent encore peu étudiées. L'exposition à long terme devrait, selon moi, constituer une priorité de recherche.

De manière générale, il est complexe d'effectuer des études toxicologiques sur des perturbateurs endocriniens pour plusieurs raisons :

- Un perturbateur endocrinien pourrait potentiellement déclencher des effets observables à des doses très faibles ou très élevées, mais presque aucun effet à des doses modérées. Classiquement, les tests de toxicité impliquent généralement l'administration d'une dose élevée sur une courte période afin notamment d'observer les effets aigus, pour ensuite extrapoler une dose sans effet (NOEC). Il s'agira ensuite d'extrapoler une Lowest Observed Effect Concentration (LOEC) qui peut être définie comme la plus petite concentration provoquant un effet observable (Steenhout, 2013-2014). Cette méthode implique l'application d'une relation « dose-réponse » linéaire. Or, de nombreux perturbateurs endocriniens donnent lieu à des relations dose réponse en U. Malgré cela, peu d'études tiennent compte de la non linéarité de la courbe « dose-réponse ». De plus, dans le cas d'effets à des concentrations infinitésimales, ces effets peuvent être subtils et inattendus et peuvent donc passer inaperçus sans des tests hautement sensibles.

- Les perturbateurs endocriniens ont des effets avérés sur certains stades de développement (fenêtre critique) de l'individu, ce qui rajoute alors de la complexité dans les études. En effet, les perturbateurs endocriniens peuvent avoir des effets néfastes pendant des stades de développement spécifiques et n'avoir aucun effet discernable durant d'autres étapes de la vie. Par exemple, l'exposition pendant le développement précoce présente généralement plus d'effets observables qu'à l'âge adulte. Par contre, des problèmes propres à la reproduction peuvent survenir plus tard.

- Les scientifiques et l'approche d'évaluation des risques tendent à étudier les effets d'un composé à la fois. Or, les organismes vivent avec de nombreuses autres substances chimiques qui peuvent potentiellement avoir des effets synergiques. Il y a actuellement entre 87 000 à 100 000 produits chimiques rentrant dans une production commerciale, inscrits au registre du Chemical Abstracts Service (CAS). Sur tous ces produits, environ 200 ont été testés sur des humains. Toutes ces substances peuvent alors entrer en synergie et provoquer des biais lors de l'observation et des effets insoupçonnés. On nomme généralement cet effet « l'effet cocktail ». Cet effet est par ailleurs rarement étudié, notamment de par sa complexité. Cependant, les modalités d'études des mélanges progressent peu à peu (Steenhout, 2013-2014 ; Bakker, 2014 ; Flint & al, 2012).

- Peu d'études se sont concentrées sur les effets nocifs propres aux organismes benthiques. Or, ces organismes vivant dans les sédiments sont susceptibles d'être beaucoup plus exposés au BPA, car les concentrations sont plus élevées dans les sédiments que dans la colonne d'eau, en raison d'un milieu anoxique. Il est donc complexe de rendre compte de l'état des lieux de ce milieu.

- Finalement, nous avons utilisé ici des études utilisant des bio-indicateurs tels que des invertébrés aquatiques pour mettre en évidence certains effets physiologiques et morphologiques. Ces effets observés ne sont pas à mettre en cause. Cependant, certains auteurs estiment que les mécanismes et processus métaboliques diffèrent entre les invertébrés, les poissons et les mammifères (Flint & al, 2012).

5. Conclusion générale

Les micro-plastiques sont des polluants émergents des milieux marins. Il est admis que les déchets plastiques ont des conséquences physiques sur les organismes marins, des cas de mort par étranglement ou par asphyxie étant constatés. Il est par ailleurs admis que les plastiques auront tendance à se fragmenter et à adsorber des substances organiques persistantes. Il est dès lors crucial d'étudier et de comprendre leur distribution, leur dégradation et les multiples effets de celle-ci, tant physiques que chimiques, au sein de l'écosystème marin.

Les répercussions biologiques, quant à elles, dépendent de la taille des micro-plastiques rencontrés. Plus ils seront de petite taille, plus ils seront facilement assimilés par les organismes et transmis à l'ensemble du réseau trophique.

Certains plastiques, comme le polycarbonate ou le PVC, diffusent en se dégradant, des particules à l'échelle nanométrique (monomères), pouvant affecter les systèmes hormonaux des organismes. C'est notamment le cas du bisphénol A, étudié plus particulièrement dans ce travail.

Malgré les risques soulevés par les études en laboratoire, les effets des micro-plastiques et du bisphénol A sur l'équilibre des populations, ainsi que leurs implications sur les réseaux trophiques ne sont pas encore bien compris à l'heure actuelle. Il existe toutefois des présomptions que les micro-plastiques et le bisphénol A entrent sensiblement dans les chaînes alimentaires et qu'il existe bel et bien un transfert trophique entre les prédateurs et leurs proies.

Même si les études épidémiologiques présentent encore de nombreuses limites évoquées au chapitre 4, il a toutefois été démontré qu'une exposition au bisphénol A affecte la santé humaine, en agissant notamment comme perturbateur endocrinien. Bien que le BPA soit métabolisé rapidement, le simple fait qu'on le retrouve dans la quasi-totalité des échantillons menés chez l'homme suggère une exposition omniprésente et constante au BPA, via de nombreux biens de consommation en polycarbonate.

Tenant compte des données scientifiques disponibles actuellement, de nombreux auteurs en appellent à la mise en place du principe de précaution, qui viserait à réduire l'exposition directe notamment des femmes enceintes, des nouveaux-nés ou des jeunes enfants, puisque comme démontré dans ce travail, ces stades de développement présentent une fenêtre critique.

Des alternatives sont adoptées (BPS et BPF) mais présentent les mêmes impacts car elles font partie de la même famille que le BPA. Le temps d'effectuer des études probantes sur des expositions aiguës et d'adopter des législations adaptées et le cas échéant, contraignantes, les industriels ont, quant à eux, tout le temps de s'enrichir au détriment de la santé publique...

Des mesures législatives contradictoires (la France interdit le BPA alors que l'EFSA l'encourage par un dédouanement) démontrent en effet un certain flou quant aux positions de l'Europe en la matière.

Or, la pollution plastique en Méditerranée est similaire à celle retrouvée au niveau des gyres océaniques. Dès lors, on peut s'interroger sur les raisons pour lesquelles la problématique des déchets plastiques n'a pas été abordée avec succès, tant au sein des gyres qu'au niveau de la Méditerranée.

On constate en effet que dans plusieurs pays méditerranéens, il n'existe aucun cadre réglementaire visant à organiser la gestion des déchets, outre un manque de responsabilité des gestionnaires (producteurs, transporteurs, ou encore ceux chargés de l'élimination) comme une absence de suivi régulier et spécifique des déchets, de la production à l'élimination

On est ainsi légitimement en droit de se poser des questions sur un éventuel conflit d'intérêts au sein des États membres, de nombreux auteurs pointant en effet le lobbying effectué par les industriels pour repousser des législations destinées à réglementer les perturbateurs endocriniens.

Et pourtant, en considérant la croissance annuelle de 5 à 10 % de la production mondiale de plastiques, on a toutes les raisons de craindre que l'entrée des matières plastiques dans l'environnement marin ne s'accroisse dans les régions côtières, à défaut de mesures législatives et réglementaires pour l'encadrer.

Or, si le problème des micro-plastiques trouve bien son origine dans les déchets plastiques présents dans les océans, la solution à celui-ci ne peut que résider dans une gestion responsable des déchets tant sur terre que sur mer, ce qui implique la participation de tous les acteurs concernés : le politique, le scientifique comme le grand public.

Un effort majeur s'avère dès lors indispensable rapidement pour contrôler les déchets plastiques présents dans l'environnement marin, les problèmes suscités par leurs effets potentiels dans les océans commençant seulement à émerger. Mais, comme nous l'avons vu, ces problèmes sont extrêmement complexes et nécessitent une approche réellement pluridisciplinaire qui seule sera de nature à remédier de manière définitive, aux impacts tant physiques que chimiques et biologiques sur les organismes marins et la santé humaine.

Pouvons-nous nous montrer optimistes en ce qui concerne la santé des océans et des mers ? A titre personnel, je pense que oui, mais il faut indéniablement changer les mentalités actuelles. Il faut également éviter des conflits entre les ONG, les entreprises et les autorités politiques pour se diriger vers des plans d'actions coordonnés et des législations globales et contraignantes.

A mon sens, peu de choses peuvent se réaliser sans la participation responsable de l'ensemble des parties prenantes. Chaque acteur ou groupe d'acteurs a en effet un rôle à jouer pour améliorer l'état des mers et des océans. Les explorateurs explorent et témoignent de leurs observations, les scientifiques étudient, analysent, interprètent et démontrent, les populations se mobilisent, les industriels produisent des biens et des services et innovent tandis que les politiques réglementent. C'est en rassemblant l'ensemble de ces acteurs que nous parviendrons à dégager certaines pistes d'améliorations et à mettre sur pied des solutions concrètes et efficaces.

Il me semble cependant que la question essentielle posée dans ce travail est, une fois de plus, comment concilier des préoccupations environnementales majeures notamment en termes de santé publique avec des impératifs économiques ou, plus largement, comment réconcilier économie et écologie ?

6. Bibliographie

- AERMC - Agence de l'eau Rhone-Méditerranée-Corse (2014), « Contamination de l'eau par les substances - Quelles connaissances ?, consulté le 31.03.15 sur http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/docs/sdage2016/GT_thematiques/toxiques/bilan_connaissances_substances_mars2014.pdf
- AFSSA – Agence Française de Sécurité Sanitaires des Aliments (2005), « Seuil de préoccupation toxicologique pour l'analyse de risque sanitaire des substances chimiques dans les aliments », consulté le 07.08.15 sur <http://www.cancer-environnement.fr/LinkClick.aspx?fileticket=FA2dND3GIF8=>
- Alvain, S., Moulin, C., Dandonneau, Y., Loisel, H. (2008), « Seasonal distribution and succession of dominant phytoplankton groups in the global ocean: A satellite view », *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 22, n°3, pp. inc. doi:10.1029/2007GB003154.
- Amiard, J.C. (2011), *Les risques chimiques environnementaux: méthodes d'évaluation et impacts sur les organismes*, France : Ed. Lavoisier, 782 p.
- Andrady, A.L. (2003), *Plastics in the environment*, New Jersey: ed. A. L. Andrady, John Wiley & Sons, 762 p.
- Andrady, A.L. (2011), « Microplastics in the marine environment », *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 62, n°8, pp. 1596–1605. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.05.030.
- ANSES - Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail (2011), « Effets sanitaires du bisphénol A. Connaissances relatives aux usages du bisphénol A. Rapport d'expertise collective », consulté le 02.05.15 sur <https://www.anses.fr/fr/system/files/CHIM-Ra-BisphenolA.pdf>
- ANSES - Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail (2013), « Évaluation des risques du bisphénol A (BPA) pour la santé humaine », consulté le 07.08.15 sur <https://www.anses.fr/fr/system/files/CHIM2009sa0331Ra-0.pdf>
- Asnaghi, V., Mangialajo, L., Gattuso, J.P., Francour, P., Privitera, D., Chiantore, M. (2014), « Effects of ocean acidification and diet on thickness and carbonate elemental composition of the test of juvenile sea urchins », *Marine Environmental Research*, Vol. 93, n° inc, pp. 78-84. doi:10.1016/j.marenvres.2013.08.005.
- Ayer, D. (2015), « BPA Testing and Alternatives », consulté le 05.04.15 sur <https://prescotttochem.wikispaces.com/BPA+Testing>
- Bakker, E.N. (2014), « More Plastic Than Plankton », consulté le 16.04.15 sur <http://ericbakker.com/plastic-plankton/>
- Barnes, D.K.A., Milner, P. (2005), « Drifting plastic and its consequences for sessile organism dispersal in the Atlantic Ocean », *Marine Biology*, Vol. 146, n°4, pp. 815-825. doi:10.1007/S00227-004-1474-8.

- Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M. (2009), « Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments », *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, Vol. 364, n°1526, pp. 1985-1998. doi:10.1098/rstb.2008.0205.
- Berg, T., Fürhaupter, K., Teixeira, H., Uusitalo, L., Zampoukas, N. (2015), «The Marine Strategy Framework Directive and the ecosystem-based approach –pitfalls and solutions », *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 96, n°1-2, pp. 18–28. doi :10.1016/j.marpolbul.2015.04.050.
- Biggers, W.J., Laufer, H. (2004), « Identification of juvenile hormone-active alkylphenols in the lobster *Homarus americanus* and in marine sediments », *The Biological Bulletin*, Vol. 206, n°1, pp. 13-24. doi:inc.
- Boote, W., Pretting, G. (2010), *Plastic Planet : La face cachée des matières synthétiques*, Fribourg: Acte Sud, 249 p.
- Boughriet, R. (2014), « L'impact des déchets plastiques en mer coûte 13 milliards de dollars par an », consulté le 16.04.15 sur <http://www.actu-environnement.com/ae/news/pnue-onu-dechets-microplastiques-marin-cout-recyclage-22007.php4>
- Braun, J.M., Yolton, K., Dietrich, K.N., Hornung, R., Ye, X., Calafat, A.M., Lanphear, B.P. (2009), « Prenatal bisphenol A exposure and early childhood behavior », *Environmental health perspectives*, Vol. 117, n°12, pp. 1945-1952. doi:inc.
- Briand, N. (2014), « Trajet des plastiques dans l'océan, Onglet Pédagogique 7ème Continent », consulté le 07.03.15 sur <http://septiemecontinent.com/pedagogie/lesson/trajet-plastiques-oceans/>
- Canesi, L., Ciacchi, C., Bergami, E., Monopoli, M.P., Dawson, K.A., Papa, S., Canonica B., Corsi, I. (2015), « Evidence for immunomodulation and apoptotic processes induced by cationic polystyrene nanoparticles in the hemocytes of the marine bivalve *Mytilus* », *Marine Environmental Research*, In Press (Online), pp. Inc. doi:10.1016/j.marenvres.2015.06.008.
- Caspers, N. (1998), « No estrogenic effects of bisphenol A in *Daphnia magna* straus », *Bull. Environ. Contam. Toxicol*, Vol. 61, n°inc., pp. 143-148. doi:inc.
- CE - Commission Européenne (1999), « La Commission adopte une stratégie sur les perturbateurs endocriniens, IP/99/1007 », consulté le 07.08.15 sur http://europa.eu/rapid/press-release_IP-99-1007_fr.htm
- CE - Commission Européenne (2003), « European Risk Assessment Report, Bisphenol A », consulté le 04.05.15 sur <http://echa.europa.eu/documents/10162/d1d9e186-4385-4595-b6cb-5a1a7a160f07>
- CE - Commission Européenne (2008), « Updated European Risk Assessment Report, Bisphenol A », consulté le 08.06. 15 sur http://oehha.ca.gov/prop65/CRNR_notices/state_listing/data_callin/pdf/EUBisphenolAR325_0802_env2008.pdf
- CE - Commission Européenne (2008), « Directive 2008/105/CE », consulté le 07.08.15 sur <http://eurlex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0105&from=EN>

- CE - Commission Européenne (2010), « European Union Summary Risk Assessment Report, 4,4'-Isopropylidenediphénol (Bisphénol A) », consulté le 07.08.15 sur <http://echa.europa.eu/documents/10162/d35a98bb-d173-4f31-b578-c056f91c1270>
- CE - Commission Européenne (2011), « Règlement d'exécution n°321/2011 de la commission du 1er Avril 2011 », consulté le 08.08.15 sur <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2011:087:0001:0002:FR:PDF>
- CE - Commission Européenne (2012), « Pêche et aquaculture en Europe - n°58 », consulté le 23.05.15 sur http://ec.europa.eu/fisheries/documentation/publications/factsheets-aquaculture-species/turbot_fr.pdf
- CE - Commission Européenne (2013), « Directive 2013/39/CE », consulté le 08.08.15 sur <http://eurlex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013L0039&from=FR>
- CE - Commission Européenne (2013), « Environnement: Que faut-il faire des déchets plastiques? Le nouveau livre vert ouvre une réflexion à l'échelle de l'UE », consulté le 07.03.15 sur http://europa.eu/rapid/press-release_IP-13-201_fr.htm
- Cheng, L., Damgaard, J., Garrouste, R. (2012), « The sea-skater Halobates (Heteroptera: Gerridae)–probable cause for extinction in the Mediterranean and potential for re-colonisation following climate change », *Aquatic Insects*, Vol. 34, n° inc., pp. 45-55. doi:10.1080/01650424.2012.643024.
- Chevallier, M. (2005), « Les quatre défis de la fin du pétrole », *Alternatives économiques*, Vol. 241, n°inc., pp. 8-11. doi:inc.
- Claessens, M., De Meester, S., Van Landuyt, L., De Clerck, K.R., Janssen, C. (2011), « Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast », *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 62, n°10, pp. 2199–2204. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.06.030.
- Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M., Janssen, C. (2013), « New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms », *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 70, n°1, pp. 227–233. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.03.009.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T.S. (2013), « Microplastic ingestion by zooplankton », *Environmental science & technology*, Vol. 47, n°12, pp. 6646-6655. doi:10.1021/es400663f.
- Collignon, A., Hecq, J.H., Galgani, F., Collard, F., Goffart, A. (2014), « Annual variation in neustonic micro-and meso-plastic particles and zooplankton in the Bay of Calvi (Mediterranean–Corsica) », *Marine pollution bulletin*, Vol. 79, n°1, pp. 293-298. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.11.023.
- Court, M. (2014), « Les méduses semblent vouloir s'installer définitivement en Méditerranée », consulté le 23.05.15 sur <http://www.lefigaro.fr/sciences/2014/07/25/01008-20140725ARTFIG00295-les-meduses-semblent-vouloir-s-installer-definitivement-en-mediterranee.php>

- Court, M. (2015), « Des méduses pour éliminer les nanoparticules », n°22058, Le Figaro (10 Juillet 2015).
- Cousins, I.T., Staples, C.A., Klečka, G.M., Mackay, D. (2002), « A multimedia assessment of the environmental fate of bisphenol A », *Human and Ecological Risk Assessment*, Vol. 8, n°5, pp. 1107-1135. doi:10.1080/1080-700291905846.
- Cózar, A., Fidel, E., González-Gordillo, I.J., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León S., Álvaro, P., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernández-de-Puelles, A., Duarte, M.C. (2014), « Plastic debris in the open ocean », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. 111, n°28, pp. 10239-10244. doi:10.1073/pnas.1314705111.
- Cózar, A., Sanz-Martín, M., Martí, E., González-Gordillo, J.I., Ubeda, B., Gálvez, J.A. (2015), « Plastic Accumulation in the Mediterranean Sea », *PLoS ONE*, Vol. 10, n°4, pp. inc. doi:10.1371/journal.pone.0121762.
- Crain, D.A., Eriksen, M., Iguchi, T., Jobling, S., Laufer, H., LeBlanc, G.A., Guillette, L.J. (2007), « An ecological assessment of bisphenol-A: evidence from comparative biology », *Reproductive toxicology*, Vol. 24 n°2, pp. 225-239. doi:10.1016/j.reprotox.2007.05.008.
- Cravedi, J.P., Zalko, D., Savouret, J.F., Menuet, A., Jégou, B. (2007), « Le concept de perturbation endocrinienne et la santé humaine », *Médecine/sciences*, Vol. 23, n°2, pp. inc. doi:10.1051/medsci/2007232198.
- CSS - Conseil Supérieur de la Santé (2010), « Avis du Conseil Supérieur de la Santé n°8697, Bisphenol A », consulté le 08.08.15 sur <http://health.belgium.be/internet2Prd/groups/public/@public/@shc/documents/ie2divers/19065238.pdf>
- Dahms, U.H., Han, J.H., Hwang, D.S., Lee, J.S. (2010), « Book of abstracts : Life cycle effects of Bisphenol A on the marine Harpacticoid *Triglorus japonicus*, 14th International Meiofauna Conference Ghent, Belgium », consulté le 05.06.15 sur www.vliz.be/imisdocs/publications/213200.pdf
- Dallot S., Goy, J., Carré C. (1988), « Peuplements de carnivores planctoniques gelatineux et structures productives en Méditerranée occidentale », consulté le 10.06.15 sur <http://archimer.ifremer.fr/doc/00267/37813/35894.pdf>
- De Besses, A.S. (2012), « Le bisphénol A interdit », consulté le 06.07.15 sur http://www.arehn.info/Le-bisphenol-A-interdit_a65.html
- Derraik, J.G.B. (2002), « The pollution of the marine environment by plastic debris: a review », *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 44, n° 9, pp. 842-852. doi:10.1016/S0025-326X(02)00220-5.
- DGCCRF - Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes (2014), « Mise en œuvre de la Loi bisphénol A (BPA) », consulté le 08.08.15 sur <http://www.economie.gouv.fr/dgccrf/mise-en-oeuvre-loi-bisphenol-a-bpa>

- Donnadieu, G., Durand, D., Neel, D., Nunez, E., Saint-Paul, L. (2003), « L'Approche systémique : de quoi s'agit-il ? », consulté le 10.03.15 sur www.afscet.asso.fr/SystemicApproach.pdf
- Donnadieu, G., Karsky, M. (2002), *La systémique: penser et agir dans la complexité*, France : Edition Liaisons, 272 p.
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Tassin, B. (2014), « Premières investigations sur la contamination en microplastiques dans une zone urbaine : cas de l'agglomération parisienne. », *6èmes journées doctorales en hydrologie urbaine*, Juillet 2014, France.
- DTSC - California Department of Toxic Substance Control (2007), « Emerging Chemicals of Concern », consulté le 05.07.15 sur <http://www.dtsc.ca.gov/assessingrisk/emergingcontaminants.cfm>
- Duval, C. (2009), *Matières plastiques et environnement: recyclage, valorisation, biodégradabilité, écoconception*, Paris: Dunod/L'Usine nouvelle, 320 p.
- ECHA - European Chemical Agency (s.d.), « Public consultation launched on a proposal for revision of the harmonised classification and labelling on bisphenol A », consulté le 08.08.15 sur http://echa.europa.eu/view-article/-/journal_content/title/public-consultation-launched-on-a-proposal-for-revision-of-the-harmonised-classification-and-labellingon-bisphenol-a
- ECHA - European Chemical Agency (2014), « Committee for Risk Assessment – Opinion proposing harmonised classification and labelling at EU level of Bisphenol A ; 4,4'-isopropylidenediphenol », consulté le 08.08.15 sur <http://echa.europa.eu/documents/10162/777918ff-33b5-46ff-be89-2bdc406d34fa>
- ECHA - European Chemical Agency (2014), « France prepared a restriction report on bisphenol A in thermal paper », consulté le 08.08.15 sur <http://echa.europa.eu/documents/10162/b217276c-f60e-4461-a94c-ae6809712815>
- Echalier, G. (2014), « Copépodes », consulté le 10.05.15 sur <http://www.snv.jussieu.fr/bmedia/PetitBuffon/crustaces/copepodes.htm>
- EFSA - Autorité Européenne de Sécurité des Aliments (2008), « Scientific Opinion of the Panel on Food additives, Flavourings, Processing aids and Materials in Contact with Food (AFC) on a request from the Commission on the toxicokinetics of Bisphenol A », *The EFSA Journal*, n°759, pp. 1-10, consulté le 24.06.15 sur <http://www.efsa.europa.eu/fr/scdocs/doc/759.pdf>
- Eladak, S., Grisin, T., Moison, D., Guerquin, M., N'tumba-Byn, T., Pozzi-Gaudin, S., Benachi, A., Livera, G., Rouiller-Fabre, V., Habert, R. (2015), « A new chapter in the bisphenol A story: bisphenol S and bisphenol F are not safe alternatives to this compound », *Fertility and sterility*, Vol. 103, n°1, pp. 11-21. doi: 10.1016/j.fertnstert.2014.11.005.
- Eriksen, M., Laurent, C., Lebreton M., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, J.C., Borerro, J.C., Galgani, F., Ryan, G.P., 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*, Vol. 9, n°12, pp. Inc. doi:10.1371/journal.pone.0111913.

- Estournel, C., Auger, P.A., Ulses, C., Stemmann, L., Somot, S., Diaz, F. (2014), « Interannual control of plankton communities by deep winter mixing and prey/predator interactions in the NW Mediterranean: results from a 30-year 3D modeling study », *Progress in Oceanography*, Vol. 124, n°inc, pp. 12–27. doi:10.1016/j.pocean.2014.04.004.
- EURONEWS (2015), « Plastique : le Parlement européen veut plus de recyclage », consulté le 08.03.15 sur <http://fr.euronews.com/2014/01/14/plastique-le-parlement-europeen-veut-plus-de-recyclage/>
- Facciolo, R.M., Madeo, M., Giusi, G., Carelli, A., Canonaco, M. (2005), « Effects of the xenoestrogen bisphenol A in diencephalic regions of the teleost fish *Coris julis* occur preferentially via distinct somatostatin receptor subtypes », *Brain research bulletin*, Vol. 65, n°3, pp. 267-273. doi:10.1016/j.brainresbull.2005.01.006.
- FAO - Organisation des Nations unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (2013), « General fisheries commission for the Mediterranean, Studies and review », consulté le 25.05.15 sur <http://www.fao.org/docrep/017/i3169e/i3169e.pdf>
- Farrell, P., Nelson, K. (2013), « Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* L.) to *Carcinus maenas* (L.) », *Environmental Pollution*, Vol. 177, n°inc., pp. 1-3. doi:10.1016/j.envpol.2013.01.046
- Fasulo, S., Marino, S., Mauceri, A., Maisano, M., Giannetto, A., D'Agata, A., Parrino, V., Minutoli, R., De Domenico, E. (2010), « A multibiomarker approach in *Coris julis* living in a natural environment », *Ecotoxicology and environmental safety*, Vol. 73, n°7, pp. 1565-1573. doi:10.1016/j.ecoenv.2010.01.008.
- Feydel, S. (2009), « Les Océans de Plastique », Film-Documentaire, prod. Via Découverte, 52min.
- Fleitour, G. (2015), « L'Europe dédouane le bisphénol A et réjouit les lobbies », consulté le 08.07.15 sur <http://www.usinenouvelle.com/article/l-europe-dedouane-le-bisphenol-a-et-rejouit-les-lobbies.N308960>
- Flint, S., Markle, T., Thompson S., Wallace, E., (2012), « Bisphenol A exposure, effects, and policy: a wildlife perspective », *Journal of Environment Managment*, Vol. 15, n°104, pp. 19-34. doi: 10.1016/j.jenvman.2012.03.021.
- Forbes, V.E, Forbes, T.L, Rivière, J.L (1997), *Ecotoxicologie : théorie et applications*, Paris: Institut national de recherche agronomique, 256p.
- Fossi, M.C., Coppola, D., Bainsi, M., Giannetti, M., Guerranti, C., Marsili, L., Panti, C., De Sabata E., Clo, S., (2014), « Large filter feeding marine organisms as indicators of microplastic in the pelagic environment: The case studies of the Mediterranean basking shark (*Cetorhinus maximus*) and fin whale (*Balaenoptera physalus*) », *Marine Environmental Research*, Vol. 100, pp. 17–24. doi:10.1016/j.marenvres.2014.02.002.
- Foucart, S. (2015), « Bisphénol A : A qui profite le doute ? », consulté le 14.04.15 sur http://www.lemonde.fr/idees/article/2015/02/02/bisphenol-a-a-qui-profite-le-doute_4568051_3232.html?xtmc=bpa&xtcr=4

- Fraval, A. (2012), « Halobates sericeus patineur du 7e continent », *Insecte revue*, Vol. 6, n°165, pp. inc. doi:inc.
- Funakoshi, G., Kasuya, S. (2009), « Influence of an estuary dam on the dynamics of bisphenol A and alkylphenols », *Chemosphere*, Vol. 75, n°4, pp. 491-497. doi:10.1016/j.chemosphere.2008.12.050.
- Galgani, F., Fleet, D., Franeker, J. V., Katsanevakis, S., Maes, T., Mouat, J., Oosterbaan, L., I. Poitou, I., Hanke, G., Thompson, R., Amato, E., Birkun, A., Janssen, C. (2010), « Marine Strategy Framework Directive: Task Group 10 Report Marine Litter », consulté le 06.07.15 sur <http://ec.europa.eu/environment/marine/pdf/9-Task-Group-10.pdf>
- Galgani, F., Claro, F., Depledge, M., Fossi, C. (2014), « Monitoring the impact of litter in large vertebrates in the Mediterranean Sea within the European Marine Strategy Framework Directive (MSFD): Constraints, specificities and recommendations », *Marine environmental research*, Vol. 100, n°inc., pp. 3-9. doi:10.1016/j.marenvres.2014.02.003.
- Garric, A. (2012), « Les plastiques, des déchets néfastes pour les écosystèmes », consulté le 10.05.15 sur http://www.lemonde.fr/planete/article/2012/05/09/les-plastiques-des-dechets-nefastes-pour-les-ecosystemes_1698047_3244.html
- Garric, J. (2010), « Les biomarqueurs en écotoxicologie : définition, intérêt, limite, usage », *Sciences Eaux & Territoires*, vol. inc., n°1, pp. 12-17. doi:inc
- Gatidou, G., Vassalou, E., Thomaidis, S.N., (2010), « Bioconcentration of selected endocrine disrupting compounds in the Mediterranean mussel, *Mytilus galloprovincialis* », *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 60, n°11, pp. 2111–2116. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.07.003.
- Gordin, M.D. (2006), « Facing the music: How original was Borodin's chemistry? », *Journal of chemical education*, 2006, vol. 83, n° 4, pp. 561. doi:10.1021/ed083p561.
- Gourlay-Francé, C., Vincent-Hubert, F., Tusseau-Vuillemin, M.H., Sanchez, W., Geffard, A., Lévi, Y., Oziol, L., Labadie, P., Mouchel, J.M., Raguet, M., Théry, S. (2011), « Programme piren-seine, Le risque ecotoxicologique dans le Bassin de la Seine », consulté le 01.07.15 sur http://www.sisyphe.upmc.fr/piren/?q=webfm_send/1009
- Grande, M. (2011), « Le Comité européen du risque systémique: l'approche européenne du risque systémique », *Revue d'économie financière*, Vol. 101, n°1, pp. 175-192. doi :10.3917/ecofi.101.0175.
- Gubanova, A. (2000), « Occurrence of *Acartia tonsa* Dana in the Black Sea. Was it introduced from the Mediterranean ? », *Mediterranean Marine Science*, Vol. 1, n°1, pp. 105-110. doi:10.12681/mms.281.
- Haighton, L.A., Hlywka, J.J., Doull, J., Kroes, R., Lynch, B.S., Munro, I.C. (2002), « An evaluation of the possible carcinogenicity of bisphenol A to humans », *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, Vol. 35, n°2, pp. 238-254. doi:10.1006/rtp.2001.1525.

- Herbst, A.L., Scully, R.E. (1970), « Adenocarcinoma of the vagina in adolescence. A report of 7 cases including 6 clear-cell carcinomas », *Obstetrical & Gynecological Survey*, Vol. 25, n°9, pp. 871-875. doi: inc.
- Herbst, A.L., Ulfelder, H., Poskanzer, D.C. (1971), « Adenocarcinoma of the vagina: Association of maternal stilbestrol therapy with tumor appearance in young women », *New England journal of medicine*, Vol. 284, n°16, pp. 878-881. doi:10.1056/NEJM197104222841604.
- Herbst, A.L., Kurman, R.J., Scully, R.E., Poskanzer, D.C. (1972), « Clear-cell adenocarcinoma of the genital tract in young females: Registry report », *New England journal of medicine*, Vol. 287, n°25, pp. 1259–1264. doi :10.1056/NEJM197212212872501.
- Howdeshell, K. L., Hotchkiss, A. K., Thayer, K. A., Vandenberg, J.G., Vom Saal, F.S. (1999), « Environmental toxins: exposure to bisphenol A advances puberty » *Nature*, Vol. 401, n°6755, pp. 763-764. doi:10.1038/44517.
- Ignatova, M., Stoilova, O., Manolova, N., Mita, D. G., Diano, N., Nicolucci, C., Rashkov, I. (2009), « Electrospun microfibrinous poly (styrene-alt-maleic anhydride)/poly (styrene-co-maleic anhydride) mats tailored for enzymatic remediation of waters polluted by endocrine disruptors », *European Polymer Journal*, Vol. 45, n°9, pp. 2494-2504. doi:10.1016/j.eurpolymj.2009.06.010
- IFREMER - Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (2010), « Merlumed-Bioaccumulation des contaminants dans le réseau trophique du merlu », consulté le 23.05.15 sur <http://www.ifremer.fr/medicis/projets/merlumed.html>
- IFREMER - Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (2014), « Phytoplancton dans les eaux littorales métropolitaines 2007-2012 », consulté le 11.05.15 sur http://www.onml.fr/onml_f/fiches/Le_phytoplancton_dans_les_eaux_littorales_metropolitaines_de_2007_a_2012/rephy-2012.pdf
- Ina, K., Takasawa, R., Yagi, A., Yamashita, N., Ltoh, H., Sakata, K. (1989), « An improved assay method for antifouling substances using the blue mussel, *Mytilus edulis* », *Agricultural and Biological Chemistry*, Vol. 53, n°12, pp. 3319-3321. doi :10.1080/00021369.1989.10869811.
- INERIS - Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (2010), « Données technico-économiques sur les substances chimiques en France: Bisphénol A », consulté le 03.04.15 sur www.ineris.fr/substances/fr/substance/getDocument/379
- INERIS - Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (2011), « Modélisation de la toxicocinétique du Bisphénol A chez l'homme », consulté le 25.05.15 sur <http://www.ineris.fr/centredoc/drc-11-117264-10041a-rapport-cinetique-bpa-ineris-final-1338975686.pdf>.
- INERIS - Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (2013), « Ecotoxicologie des perturbateurs endocriniens, Etude du BPA en mésocosmes », consulté le 16.04.15 sur <http://www.ineris.fr/centredoc/dp-meso-bpa-def-1384505029.pdf>

- INERIS - Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (2015), « Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Bisphénols F et S », consulté le 09.07.15 sur http://www.ineris.fr/substitution-bpa/fr/sites/default/files/documents/fiche_bp_vf_avril2015.pdf
- InVS – Institut de veille sanitaire (2005), « Utilisation des bio-indicateurs pour la surveillance des émissions et des risques », consulté le 07.08.15 sur <http://www.invs.sante.fr/publications/2005/dechets/pdf/2-4.pdf>
- IPW - International Pellet Watch (2013), « Global Monitoring of POPs using Beached Plastic Resin Pellets », consulté le 05.05.14 sur <http://www.pelletwatch.org/>
- IRMa - Institut des Risques Majeurs (2007), « Notion de risque », consulté le 01.0.15 sur http://www.irma-grenoble.com/PDF/mallettes/risques_majeurs/07dossier1.pdf
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Lavender L.K. (2015), « Plastic waste inputs from land into the ocean », *Science*, Vol. 347, n°6223, pp. 768-771. doi:10.1126/science.1260352.
- Krishnan, A.V., Stathis, P., Permuth, S.F., Tokes, L., Feldman, D. (1993), « Bisphenol-A: an estrogenic substance is released from polycarbonate flasks during autoclaving », *Endocrinology*, Vol. 132, n°6, pp. 2279-2286. doi:inc.
- Kukulka, T., Proskurowski, G., Morét-Ferguson, S., Meyer, D.W., Law, K.L. (2012), « The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris », *Geophysical Research Letters*, Vol. 39, n°7, pp. inc. doi:10.1029/2012GL051116.
- Labro, C. (2014), « On se pique d'oursin », consulté le 02.07.15 sur http://www.lemonde.fr/m-actu/article/2014/03/21/on-se-pique-d-oursin_4386480_4497186.html
- Larsen, B.K., Bjørnstad, A., Sundt, R.C., Taban, I.C., Pampanin, D.M., Andersen, O.K. (2006), « Comparison of protein expression in plasma from nonylphenol and bisphenol A-exposed Atlantic cod (*Gadus morhua*) and turbot (*Scophthalmus maximus*) », *Aquatic toxicology*, Vol. 78, n°inc., pp. 25-33. doi:10.1016/j.aquatox.2006.02.026.
- Le Hoa, H., Carlson, E., Chua, J., Belcher, S (2008), « Bisphenol A is released from polycarbonate drinking bottles and mimics the neurotoxic actions of estrogen in developing cerebellar », *neurons, Toxicol. Lett.*, Vol. 176, n°2, pp. 149–156. doi:10.1016/j.toxlet.2007.11.001.
- Li, D., Zhou, Z., Qing, D., He, Y., Wu, T., Miao, M., Wang, J., Weng, X., Ferber, J.R., Herrinton L.J., Zhu, Q., Gao, E., Checkoway, H., Yuan, W. (2009), « Occupational exposure to bisphenol-A (BPA) and the risk of self-reported male sexual dysfunction », *Human reproduction*, Vol. inc., n°inc., pp. 1-9. doi: 10.1093/humrep/dep381.
- Long, M., Moriceau, B., Gallinari, M., Lambert, C., Huvet, A., Raffray, J., Soudant, P. (2015), « Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: Impact on their respective fates », *Marine Chemistry*, In Press (Online), Vol. 175, n°inc., pp. 39-46. doi:10.1016/j.marchem.2015.04.003.

- Marmey, P. (2013), « Le Bisphénol A – Ses propriétés, ses applications », consulté le 05.04 sur http://www.europharmat.com/documents/journees_montpellier/orales_montpellier/26oralemarmey_montpellier.pdf
- Marsh, K., Bugusu, B. (2007), « Food Packaging—Roles, Materials, and Environmental Issues », *Journal of Food Science*, Vol. 72, n°3, pp. 39-55. doi:10.1111/j.1750-3841.2007.00301.
- Mathevet, R., Bousquet, F. (2014), *Résilience & Environnement*, Paris: édition Libella, 169p.
- MED - Expédition Méditerranée en Danger (2015), « Stop plastic in the sea », consulté le 05.04.15 sur <http://www.expeditionmed.eu/fr/>
- Ménard, F., Le Loc'h, F. (2013), « Enjeux et controverse, réseaux trophiques : structure, dynamique, modélisation et techniques de traçage », consulté le 07.08.15 sur <http://mon.univ-montp2.fr/claroline/backends/download.php?url=L01FTkFSRC1jb3Vyc19FY29zeXN0ZW1zX3Jlc2VhdXhfdHJvcGhpcXVlc19GTeluYXJkX3NlcHRfMTJfdmVyc19wZGYucGRm&cidReset=true&cidReq=FMOE302>
- Messal, R. (2013), « La valorisation des déchets plastiques en Europe et en France : encore des progrès à faire... », *Actualité chimique*, Vol. inc., n° 371-372, pp. 12-15. doi:inc.
- Moore, C. (2008), « Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat », *Environmental Research*, Vol.108, n°2, pp. 131-139. doi:10.1016/j.envres.2008.07.025.
- Moulin, M., Coquerel, A. (2002), *Pharmacologie*, France : Elsevier Masson, 845 p.
- Nahar, M.S., Liao, C., Kannan, K., Harris, C., Dolinoy, D.C. (2014), « In utero bisphenol A concentration, metabolism, and global DNA methylation across matched placenta, kidney, and liver in the human fetus », *Chemosphere*, Vol. 124, n°inc., pp. 54-60. doi:10.1016/j.chemosphere.2014.10.071.
- Nalbone, G., Cicoella, A., Laot-Cabon, S. (2011), « L'exposition humaine au bisphénol A: un facteur de risque environnemental des maladies métaboliques et cardiovasculaires », *Médecine & Longévité*, Vol. 3, n°1, pp. 42-51. doi:10.1016/j.mlong.2011.01.002.
- NASA - National Aeronautics and Space Administration (2005), « Satellites See Ocean Plants Increase, Coasts Greening », consulté le 11.05.15 sur <http://www.nasa.gov/centers/goddard/news/topstory/chlorophyll.html>
- Notman, N. (2012), « BPA : Friend of foe ? », consulté le 05.04.15 sur <http://www.rsc.org/chemistryworld/2012/11/bpa-bisphenol>
- OEHHA - Office of Environmental Health Hazard Assessment California Environmental Protection Agency (2009), « Toxicological profile for Bisphenol A », Consulté le 08.06.15 sur http://www.opc.ca.gov/webmaster/ftp/project_pages/MarineDebris_OEHHA_ToxProfiles/Bisphenol%20A%20Final.pdf

- Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Bachmann, J., Oetken, M., Lutz, I., Kloas, W., Ternes, T.A. (2006), « Bisphenol A induces superfeminization in the ramshorn snail *Marisa cornuarietis* (Gastropoda: Prosobranchia) at environmentally-relevant concentrations », *Environmental Health Perspectives*, Vol. 114, n°inc., pp. 127-133. doi:inc.
- Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Kloas, W., Jagnytsch, O., Lutz, I., Kusk, K.O., Wollenberger, L., Santos, M.E., Paull, C.G., Van Look, J.W.K., Tyler, C.R. (2009)., « A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife », *Biological Sciences*, Vol. 364, n°1526, pp. 2047-2062. doi:10.1098/rstb.2008.0242.
- Özlem, Ç.A., Hatice, P. (2008), « Effects of bisphenol A on the embryonic development of sea urchin (*Paracentrotus lividus*) », *Environmental toxicology*, Vol. 23, n°3, pp. 387-392. doi:10.1002/tox.20349.
- Peltier, C. (2011), « Aliments : une source de produits dangereux ? », consulté le 02.07.15 sur <http://www.futura-sciences.com/magazines/sante/infos/dossiers/d/medecine-aliments-source-produits-dangereux-1227/page/15/>
- Perrin, E. (2014), « Gélification des océans : les méduses toujours plus nombreuses » consulté le 02.07.15 sur http://www.maxisciences.com/m%E9duse/gelification-des-oceans-les-meduses-toujours-plus-nombreuses_art32824.html
- PGP - Plastique Garbage Project (2015), « Répercussions sur le Monde Animal » consulté le 22.04.15 sur <http://www.plasticgarbageproject.org/fr/plastikmuell/probleme/repercussions-sur-le-monde-animal/>
- Pham, H.Q., Marks, M.J. (2004), *Epoxy Resins. Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*, Texas: Ed. John Wiley & Sons, 125 p.
- Pigeon, P. (2007), « Les Plans de Prévention des Risques (PPR) : essai d'interprétation géographique », *Géocarrefour*, vol. 82, n°1-2, pp. 27-34. doi:10.4000/geocarrefour.1426.
- Pirotton, G. (2005), « Introduction à la systémique », consulté le 08.04.15 sur <http://www.etopia.be/spip.php?article310>
- PlasticsEurope (2010), « Le polycarbonate : Une contribution majeure à l'économie et à la qualité de vie », consulté le 05.04.15 sur http://www.bisphenol-a-europe.org/uploads/Lay_FR_Socio-economic%20contribution_090909.pdf
- PlasticsEurope (2012), « Plastics – the facts 2012, An analysis of European plastics demand and waste data for 2011 », consulté le 10.02.15 sur http://www.plasticseurope.org/documents/document/20121120170458-final_plasticsthefacts_nov2012_en_web_resolution.pdf
- PTS - Polymer Technology and Services (2010), « A guide to polycarbonate in general », consulté le 15.07.15 sur http://www.ptslc.com/intro/polycarb_intro.aspx
- Ryan, P.G., Moore, C.J., van Franeker, J.A., Moloney, C.L. (2009), « Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment », *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, Vol. 364, n°1526, pp.1999-2012. doi: 10.1098/rstb.2008.0207.

- Ryan, P.G. (1988), « Intraspecific Variation in Plastic Ingestion by Seabirds and the Flux of Plastic Through Seabird Populations, *University of California Press*, Vol. 90, n°2, pp. 446-452. doi:10.2307/1368572.
- Reisser, J., Pattiaratchi, C., Shaw, J. (2014), « Creatures living on tiny ocean plastic may be cleaning our seas », consulté le 17.04.15 sur <http://theconversation.com/creatures-living-on-tiny-ocean-plastic-may-be-cleaning-our-seas-27876>
- Rochester, J.R., Bolden, A.L. (2015), « Bisphenol S and F: a systematic review and comparison of the hormonal activity of bisphenol A substitutes », *Environmental health perspectives*, Vol. 123, n°7, pp inc. doi:10.1289/ehp.1408989.
- Roen, E.L., Wang, Y., Calafat, A.M., Wang, S., Margolis, A., Herbstman, J., Hoepner A.L., Rauth V., Perera, F.P. (2015), « Bisphenol A exposure and behavioral problems among inner city children at 7–9 years of age », *Environmental research*, In Press (Online), pp. inc. doi:10.1016/j.envres.2015.01.014.
- Roumegas, J.L (2014), *Rapport d'information sur la stratégie européenne en matière de perturbateurs endocriniens*, publié par l'Assemblée nationale, 150 p.
- Seltenrich, N. (2015), « Comparing BPS and BPA: cardiovascular effects in female rat hearts », *Environmental health perspectives*, Vol. 123, n°6, pp. inc. doi:10.1289/ehp.123-A157.
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., Lehtiniemi, M. (2014), « Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web ». *Environmental pollution*, Vol. 185, n°inc., pp. 77-83. doi:10.1016/j.envpol.2013.10.013.
- Steenhout, A. (2013-2014), « Analyse Systémique des Risques Chimiques », ENVI F 517. Master 2 en Sciences et Gestion de l'Environnement - Institut pour la Gestion de l'Environnement et l'Aménagement du Territoire (IGEAT), Faculté des Sciences, Université Libre de Bruxelles, Bruxelles, 331 p.
- Stein, T.P., Schluter, M.D., Steer, R.A., Guo, L., Ming, X. (2015), « Bisphenol a exposure in children with autism spectrum disorders », *Autism Research*, In press (Online), Vol. 8, n°3, pp. 272-283. doi: 10.1002/aur.1444.
- Symphony Environmental USA (2015), « d2w Oxo-biodegradable Plastic Technology », consulté le 09.03.15 sur <http://www.d2wusa.com/oxo-biodegradable-plastic-additive/>
- Szubinski, B. (2014), « What is thermal paper ? », consulté le 16.04.15 sur <http://inkondapaper.com/2014/01/thermal-paper/>
- Takada, H. (2013), « Microplastics and the threat to our seafood », consulté le 04.05.14 sur <http://www.oceanhealthindex.org/News/Microplastics>
- Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M.A., Watanuki, Y. (2013), « Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics » *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 69, pp. 219-222. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.12.010.

- Teuten, E.L., Jovita, M., Saquing, D.R., Knappe, U., Morton, A.B., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, J.S., Richard, Thompson, C., Tamara, S.G., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Pham, H.V., Tana, T.S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Mohamad, P.Z., Akkhavong K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, S., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H. (2009), « Transport and Release of Chemicals from Plastics to the Environment and to Wildlife », *Biological Sciences*, Vol. 364, n°1526, pp. 2027-2045. doi:10.1098/rstb.2008.0284.
- Thompson, J.T., Graham, E.R. (2009), « Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments », *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* », Vol. 368, n° 1 pp. 22-29. doi:0022-0981 10.1016/j.jembe.2008.09.007.
- Toutain, P.L., Bousquet-melou, A. (s.d.), « La biodisponibilité et son évaluation », consulté le 07.08.15 sur http://physiologie.envt.fr/spip/IMG/pdf/La_biodisponibilite_et_son_evaluation.pdf
- Ulg - Université de Liège (2014), « Le bal envahissant des ombrelles », consulté le 15.05.15 sur http://reflexions.ulg.ac.be/cms/c_376166/fr/le-bal-envahissant-des-ombrelles?printView=true
- UNEP - Programme des Nations Unies pour l'Environnement (2009), « Guidelines on the Use of Market-based Instruments to Address the Problem of Marine Litter », consulté le 07.05.15 sur http://www.unep.org/regionalseas/marinelitter/publications/docs/economic_instruments_and_marine_litter.pdf
- UNEP - Programme des Nations Unies pour l'Environnement (2011), « Assessment of the status of marine litter in the Mediterranean », consulté le 09.05.15 sur <http://mio-ecsde.org/wp-content/uploads/2011/06/wg-357-inf-4-assessment-of-status-of-marine-litter.pdf>
- USGS - United States Geological Survey, (2015), « Bioaccumulation », consulté le 07.08.15 sur <http://toxics.usgs.gov/definitions/bioaccumulation.html>
- Van Cauwenberghe, L., Claessens, M.B., Vandegehuchte, M., Mees, J.R., Janssen, C. (2013), « Assessment of marine debris on the Belgian Continental Shelf » *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 73, n°1, pp. 161–169. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.05.026.
- Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J.R., Janssen, C. (2013), « Microplastic pollution in deep-sea sediments », *Environmental Pollution* , Vol. 182, n°inc. pp. 495-499. doi:10.1016/j.envpol.2013.08.013.
- Verdier, M. (2014), « Traque de déchets plastiques en Méditerranée », consulté le 20.04.15 sur <http://www.la-croix.com/Ethique/Environnement/Traque-de-dechets-plastiques-en-Mediterranee-2014-09-02-1199966>
- Vom Saal, F. (2015), « Nine Articles relevant to hazard identification for Bisphenol A ; Letter to Editor », consulté le 07.08.15 sur http://oehha.ca.gov/prop65/hazard_ident/pdf_zip/BPAvomsaalcomments2015.pdf
- Von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., Köhler, A. (2012), « Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure », *Environmental science & technology*, Vol. 46, n°20, pp. 11327-11335. doi:10.1021/es302332w.

- Ward, J.L., Blum, M.J. (2012), « Exposure to an environmental estrogen breaks down sexual isolation between native and invasive species », *Evolutionary applications*, Vol. 5, n°8, pp. 901-912. doi:10.1111/j.1752-4571.2012.00283.x.
- Watts, A.J., Lewis, C., Goodhead, R.M., Beckett, S.J., Moger, J., Tyler, C.R., Galloway, T.S. (2014), « Uptake and retention of microplastics by the shore crab *Carcinus maenas* », *Environmental science & technology*, Vol. 48, n°15, pp. 8823-8830. doi:10.1021/es501090e.
- Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S. (2013), « The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review », *Environmental Pollution*, Vol. 178, n°inc, pp. 483-492. doi:10.1016/j.envpol.2013.02.031.
- Yang, J., Yang, Y., Wu, W.M., Zhao, J., Jiang, L. (2014), « Evidence of Polyethylene Biodegradation by Bacterial Strains from the Guts of Plastic-Eating Waxworms », *Environmental science & technology*, Vol. 48, n°23, pp. 13776-13784. doi:10.1021/es504038a.
- Yang, M., Ryu, J.H., Jeon, R., Kang, D., Yoo, K.Y. (2009), « Effects of bisphenol A on breast cancer and its risk factors », *Archives of toxicology*, Vol. 83, n°3, pp. 281-285. doi:10.1007/s00204-008-0364-0.
- Zhao, R., Torley, P., Halley, P. J. (2008), « Emerging biodegradable materials: starch- and protein-based bionanocomposites », *Journal of Materials Science*, Vol. 43, n°9, pp. 3058-3071. doi:10.1007/s10853-007-2434-8.