



Recyclage des emballages plastiques ayant contenu des produits dangereux. Conditions techniques et réglementaires – Etat des connaissances sur les risques sanitaires

Association Record, J. Lhotellier, C. Henneuse, V. Nedellec

► To cite this version:

Association Record, J. Lhotellier, C. Henneuse, V. Nedellec. Recyclage des emballages plastiques ayant contenu des produits dangereux. Conditions techniques et réglementaires – Etat des connaissances sur les risques sanitaires. n°15-0154/1A, RECORD. 2016. <hal-05072632>

HAL Id: hal-05072632

<https://hal.science/hal-05072632v1>

Submitted on 3 Jun 2025

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons CC BY 4.0 - Attribution - International License

Recyclage des emballages plastiques ayant contenu des produits dangereux

Conditions techniques et réglementaires

Etat des connaissances sur les risques sanitaires



C4H5O2_5 2/ 9/99 THERMC 4H 50 2 0G 300.000 5000.000 1392.000 1
1.64121890E+01 1.20184883E-02-4.40468566E-06 7.30124728E-10-4.42784365E-14 2

**RECYCLAGE DES EMBALLAGES PLASTIQUES AYANT
CONTENU DES PRODUITS DANGEREUX**

**CONDITIONS TECHNIQUES ET REGLEMENTAIRES
ETAT DES CONNAISSANCES SUR LES RISQUES SANITAIRES**

RAPPORT FINAL

octobre 2016

J. LHOTELLIER – RDC ENVIRONNEMENT

C. HENNEUSE – CERTECH

V. NEDELLEC – VNC Santé-Environnement



VNC VINCENT NEDELLEC CONSULTANTS

SANTÉ - ENVIRONNEMENT

Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégialement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

Avertissement :

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :

RECORD, Recyclage des emballages plastiques ayant contenu des produits dangereux. Conditions techniques et réglementaires – Etat des connaissances sur les risques sanitaires, 2016, 154 p, n°15-0154/1A

- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

© RECORD, 2016

Comité de suivi de l'étude :

Bernard AMBOLET - ADIVALOR, Céline GEMISE-FAREAU – SARP INDUSTRIES, Grégory LANFREY – SOCOTEC, Hugues LEVASSEUR – SECHE ENVIRONNEMENT, Marie-Claire MAGNIE – SUEZ, Laurent MARIE-CATHERINE – TOTAL, Edouard VAN HEESWYCK - MEEM

RESUME

Dans un contexte européen où l'économie circulaire est encouragée, notamment avec une série de mesures prises par la commission européenne en décembre 2015 dans le cadre du « paquet économie circulaire », de nombreuses pratiques visant au recyclage de tout type de matériaux devraient voir le jour. Dans une perspective de conserver un bon niveau de protection de l'environnement et de la santé, cette étude cherche à décrire les conditions permettant le recyclage des emballages plastiques vides ayant contenu des produits dangereux.

En pratique, les objectifs consistent en : comprendre la situation réglementaire, technique, et sanitaire du recyclage des emballages dits « souillés ».

Il s'agit tout d'abord de comprendre dans quel cadre réglementaire ce type d'opération est réalisé en Europe. De nombreuses réglementations sont applicables en fonction du statut de la matière à recycler : réglementation générale sur les déchets dangereux ou non, réglementation sur les produits dangereux contenus dans les emballages à recycler, réglementation sur les opérations de lavage des emballages souillés et réglementation sur la matière régénérée.

Les techniques de lavage des emballages en vue de leur décontamination diffèrent peu les unes par rapport aux autres. Ces techniques consistent en un pré-rinçage, un broyage, un lavage à l'eau (chaude) avec ajout de réactifs (souvent un tensio-actif) et un séchage. L'aspect le plus différenciant entre ces procédés réside dans l'étape de tri préalable, qui sélectionne les emballages en fonction des substances et mélanges ayant été contenus. Il a également été identifié un procédé, au stade de recherche et développement, visant une décontamination au CO₂ supercritique à l'étape d'extrusion du plastique à recycler.

Afin d'avoir une meilleure vision sur l'efficacité des techniques de lavage des emballages ayant contenu des substances dangereuses et de faire le lien avec les risques sanitaires du recyclage de ces emballages, l'étude s'attache à comprendre les phénomènes de migration des molécules au travers d'une matrice polymère. Cette migration dépend d'un grand nombre de facteurs tels que la nature du polymère, sa masse moléculaire, la présence de plastifiant, la température et la densité de pontage dans la matrice. Les interactions contenant/contenu étant fortement dépendantes de la nature des emballages et des substances chimiques en contact, une analyse au cas par cas s'avère indispensable à la compréhension des phénomènes de migration. L'analyse de la bibliographie montre que ce sujet est très peu étudié.

Les connaissances disponibles sur les risques associés au recyclage des emballages ayant contenu des substances dangereuses sont faibles et ne permettent pas de formuler un avis pertinent. Le champ d'intérêt est certainement trop novateur pour avoir fait l'objet d'études scientifiques, il est aussi probable qu'aucun terrain d'investigation ne soit disponible. Il est donc recommandé d'engager les travaux d'études et de recherche permettant d'établir des seuils de concentrations à ne pas dépasser pour les substances dangereuses potentiellement présentes dans les plastiques candidats au recyclage.

MOTS CLES

Recyclage, rinçage, lavage, décontamination, migration, déchet dangereux, emballage plastique.

SUMMARY

In a European context, the circular economy is more and more encourage and especially through some action taken by the European commission with the Circular Economy Package adopted in December 2015, many practices should emerge to recycle all kind of materials. In a perspective to conserve a good environment level and health protection, this study describes the conditions allowing the recyclability of packaging which has contained hazardous substances.

In practice, the purpose is to understand the regulatory situation, the technicity and sanitary of contaminating packaging.

This paper aims to describe conditions allowing recyclability of plastic packaging, which has content hazardous substance. It is necessary that the all those operations ensure the conservation of the environment and good sanitary conditions.

First, we need to understand the regulation in Europe of this process. Many regulations are applicable to recycling materials like the general regulation on hazardous and non-hazardous waste, the regulation on hazardous product contained into recycled packaging, regulation on washing operation for contaminated packaging and regulation on the regenerated matter.

The different washing techniques are more and less the same, with a pre-wash, the shredding, the washing with hot water and addition of chemical reagent, the process ends with the drying. The differentiation between all processes depends mainly on the sorting phase, which selects the packaging according to the substance they have content. There is one process identified, on R&D phase, using supercritical CO₂ during the plastic extrusion process.

In order to better understand the efficiency of washing technics on packaging, which has content hazardous substance and to link it with sanitary risks; the study aimed at understanding the migration phenomenon through polymeric matrix.

The migration of molecules through a polymeric matrix depends on many factors such as the nature of the polymer, its molar mass, the temperature and the presence of plasticizers. The interaction between the content and container are strongly influenced by the nature of the packaging and the chemical content, but a case-by-case analysis is necessary for the full understanding of the migration phenomenon. The bibliographic analysis shows that the topic was only few time studied.

The knowledge available on sanitary risks related to the recycled packaging, which gas content hazardous substances are rare and do not allow formulating a relevant advice.

The research field is probably too innovative to have been the topic of scientific research. But it is also possible that there is not possibility to investigate on it. We recommend studying the threshold concentration of hazardous substances to not exceed in potentially recycled plastic.

KEY WORDS

Recycling, rinsing, washing, decontamination, migration, hazardous waste, hazardous substances, plastic packaging

Sommaire

I.	Introduction.....	11
II.	Analyse du contexte réglementaire associé au recyclage de déchets d’emballages plastiques ayant été en contact avec des substances dangereuses	13
II.1.	Contexte réglementaire européen.....	13
II.1.1.	Vue d'ensemble des réglementations européennes pouvant être associées au sujet de l'étude	13
II.1.2.	Détails sur certaines réglementations associées au sujet de l'étude	19
II.2.	Contexte réglementaire français	26
II.2.1.	Transposition des directives européennes	26
II.2.2.	Filières de responsabilité élargie du producteur	27
II.2.3.	Cas du recyclage des emballages vides de produits phytopharmaceutiques	28
II.2.4.	Sortie de statut de déchets	29
II.3.	Contexte réglementaire dans divers pays européens.....	30
II.3.1.	Allemagne	30
II.3.2.	Espagne	31
II.3.3.	Royaume-Uni	32
II.3.4.	Irlande.....	34
II.3.5.	Italie	35
III.	Qualification et quantification des gisements associés au recyclage de déchets d’emballages plastiques ayant été en contact avec des substances dangereuses	36
III.1.	Les emballages vides de produits phytopharmaceutiques (EVPP)	37
III.2.	Les emballages plastiques rigides industriels et commerciaux	38
III.2.1.	Gisement.....	38
III.2.2.	Volumes lavés à des fins de décontamination	40
III.3.	Les déchets diffus spécifiques vidés.....	41
III.4.	Conclusions	43
IV.	État de l’art des procédés de rinçage, de lavage et de décontamination	44
IV.1.	Démarche	44
IV.2.	Positionnement des opérations de rinçage et de lavage en vue de la décontamination sur la filière de recyclage.....	47
IV.3.	Les opérations de rinçage	48
IV.3.1.	Les techniques de rinçage	49
IV.3.2.	Protocole préconisé par A.D.I.VALOR.....	51
IV.3.3.	Concentration en substances actives suite au triple rinçage	52
IV.4.	Lavage des emballages vides industriels en vue de leur décontamination.....	54
IV.4.1.	Tri des emballages préalable au procédé de lavage/décontamination	54
IV.4.2.	Procédé de lavage en vue d’une décontamination	59
IV.4.3.	Contrôles suite au procédé de lavage/décontamination.....	61

IV.4.4.	Cas particulier du recyclage des EVPP	63
IV.4.5.	Applications possibles	64
V.	État de l'art sur la migration des substances chimiques au sein des matériaux d'emballage plastique.....	65
V.1.	Introduction	65
V.2.	Les facteurs influençant la migration des espèces chimiques dans une matrice polymère. 66	
V.2.1.	Nature de la matrice polymère	66
V.2.2.	Effet des plastifiants.....	68
V.2.3.	Nature des molécules migrantes.....	68
V.2.4.	Effet des charges.....	68
V.2.5.	Effet de la température	68
V.2.6.	Effet du temps de contact	69
V.2.7.	Effet de la surface d'échange.....	69
V.2.8.	Solvatation dans l'interface contenu / contenant polymère	69
V.2.9.	Conclusion sur les facteurs influençant la migration	70
V.3.	État de l'art sur la migration des substances contenues dans les phytosanitaires.....	71
V.3.1.	Méthode	71
V.3.2.	Résultats	71
V.4.	Interactions d'acides, de bases et de solvants organiques avec différentes matrices polyoléfinés.	73
V.4.1.	Méthode	73
V.4.2.	Résultats	73
V.4.3.	Influence de quelques substances chimiques sur la dégradation de polyoléfinés, essentiellement des déchets de PE et PP	78
V.4.4.	Conclusion sur les études d'Iring et Czop.....	79
V.5.	Conclusions	80
VI.	État de l'art en termes de risques associés au recyclage des emballages plastiques ayant contenu des substances dangereuses	81
VI.1.	Matériels et méthodes	81
VI.1.1.	Définition du champ d'investigation	81
VI.1.2.	Stratégie de recherche bibliographique	81
VI.2.	Résultats, description des études	84
VI.2.1.	Exposition des travailleurs	84
VI.2.2.	Exposition de la population générale.....	86
VI.3.	Réponses aux questions initiales.....	87
VII.	Tests effectués sur les plastiques dans certains domaines industriels spécifiques	91
VII.1.	Tests effectués dans l'industrie automobile	91
VII.2.	Tests effectués dans l'industrie des équipements électriques et électroniques	94
VII.3.	Démarche suivie pour les tests d'homologation des procédés de recyclage en vue d'un contact alimentaire.....	98

VII.3.1.	Introduction	98
VII.3.2.	Lignes directrices de l'EFSA pour l'homologation d'un procédé de recyclage	99
VII.3.3.	« Challenge Test » :	100
VII.3.4.	Contexte réglementaire :	100
VII.4.	Conclusions.....	104
VIII.	Conclusions	105
IX.	Recommandations	107
X.	Bibliographie.....	109
XI.	Annexes.....	112

Table des tableaux

Tableau II-1 :	Limites de migration pour les substances réglementées du règlement n°10/2011	15
Tableau II-2 :	Substances soumises aux dispositions en matière de gestion des déchets (annexe IV)	24
Tableau III-1 :	Données nécessaires à l'estimation du gisement d'emballages industriels en plastique ayant contenu des substances dangereuses	39
Tableau III-2 :	Traitement de déchets classés 15 01 10* par des entreprises dont l'activité est le lavage en d'emballage dans un but de réutilisation/recyclage	40
Tableau III-3 :	Volume de DDS collectés par EcoDDS en 2014	41
Tableau III-4 :	Données nécessaires à l'estimation du gisement d'emballages en plastique vides dangereux des ménages (DDS vidés).....	42
Tableau III-5 :	Tonnage estimé d'emballages en plastique vides dangereux des ménages	42
Tableau III-6 :	Quantité d'emballages en plastique ayant contenu des substances ou mélanges dangereux.....	43
Tableau IV-1 :	Zones géographiques investiguées pour l'identification des dispositifs de gestion des déchets dangereux.....	44
Tableau IV-2 :	Nombre d'entreprises enquêtées dans le cadre de la réalisation de l'état de l'art des procédés de lavage et décontamination	45
Tableau IV-3 :	Concentration en substances actives mesurée par l'agence de protection de l'environnement irlandaise	52
Tableau IV-4 :	Règles d'acceptation des emballages selon la nature du danger des substances contenues.....	55
Tableau V-1 :	Effet des groupes fonctionnels sur la perméabilité à l'oxygène de polymères vinyliques (CH ₂ CHX) _n [Steingiser et al. 1978].....	67
Tableau V-2 :	Risque de migration dans certains matériaux polymères à température ambiante [Vitrac et al. 2008].....	68
Tableau V-3 :	Substances chimiques étudiées. [Iring 1990]	74
Tableau V-4 :	Matrices polyoléfiniques étudiées. [Iring 1990]	74
Tableau V-5 :	Résidu d'évaporation de solvant organique en contact avec les différentes matrices polyoléfiniques [Iring 1990]......	76
Tableau V-6 :	Substances chimiques étudiées [Czop 2012]......	78
Tableau VI-1 :	Résultats des recherches bibliographiques sous Medline.....	82
Tableau VII-1 :	Valeurs limites de certains polluants dans les domaines des secteurs de la construction et de l'automobile.....	93
Tableau VII-2 :	Étapes de séparation des plastiques issus des DEEE pour l'obtention d'un flux de plastique recyclage	96
Tableau VII-3 :	combinaison de techniques de séparation des RFB.....	97
Tableau VII-4 :	Analyses et actions à réaliser pour valider l'aptitude au contact alimentaire	101

Tableau VII-5 : Simulants à utiliser pour les déterminations de migrations globales et/ou spécifiques	102
Tableau VII-6 : Conditions normalisées des essais de migrations globales (MG).....	102
Tableau VII-7 : Situations particulières à envisager en cas de contact à hautes températures	103

Table des figures

Figure II-1 : Positionnement des diverses réglementations applicables au sujet d'étude	14
Figure II-2 : Principales exigences de la directive 94/62/CE et normes associées.....	20
Figure II-3 : Transposition de la directive 94/62/CE dans le droit français.....	26
Figure II-4 : Transposition de la directive 2008/98/CE dans le droit français	26
Figure II-5 : Arbre de décision développé par le DEFRA permettant de déterminer la meilleure option de traitement pour les déchets dangereux.....	33
Figure III-1 : Évolution de la collecte des EVPP depuis 2001 et taux de recyclage.....	38
Figure IV-1 : Schéma de la chaîne de valeur du recyclage et positionnement des opérations de rinçage et lavage/décontamination sur cette chaîne	47
Figure IV-2 : Les différents systèmes de gestion des emballages souillés en vue de leur recyclage.....	48
Figure IV-3 : Étapes du procédé de lavage à l'eau	59
Figure IV-4 : Schéma de la filière de recyclage des EVPP.....	63
Figure V-1 : Corrélation entre le coefficient de diffusion du benzène et la température de transition vitreuse de différentes matrices polymères [<i>Brown et. al. 1970</i>]	66
Figure V-2 : Migration de l'additif Irganox 1076 présent dans les polyoléfinés en fonction du temps. [Katan 1996]	69
Figure V-3 : Évolution de la masse des matrices PE et PP en contact avec la solution de NH ₄ OH	75
Figure V-4 : Évolution de la masse des matrices PE et PP en contact avec de l'acétone	75
Figure V-5 : Absorption d'oxygène des matrices PEBDL a) 150°C, 10 ⁵ Pa O ₂ et PP b) 180°C, 10 ⁵ Pa O ₂	77
Figure V-6 : Spectre IR démontrant la transformation du stéarate de calcium, présent dans la matrice PEHD II, en acide carboxylique lors du traitement par de l'HCl.....	78
Figure V-7 : Gain et perte de masse des échantillons de polyoléfinés immergés dans chaque solution inorganique [<i>Czop 2012</i>].....	79

Glossaire

ABS	acrylonitrile-butadiène styrène
BBP	phtalate de benzyle et de butyle
BSD	bordereau de suivi de déchets
BTXES	Benzene, Toluene, Ethylbenzene, Xylenes
CE	Commission Européenne
CLP	classification Labeling and Packaging
COV	composés organiques volatils
COVC	composés organiques volatils chlorés
COVO	composés organiques volatils oxygénés
COVT	composés organiques volatils totaux
DBP	phtalate de di-n-butyle
DDS	déchets diffus spécifiques
DEEE	déchets d'équipements électriques et électroniques
DEHP	2-ethylhexyl phtalate
EV	emballages vides
EVPF	emballages vides de produits fertilisants et amendements
EVPHL	emballages vides de produits d'hygiène pour l'élevage laitier
EVPP	emballages vides de produits phytopharmaceutiques
EVPS	emballages vides de semences et plants
EVS	emballages vides souillés
FAU	films agricoles usagés
FIFU	ficelles et filets balles rondes
HAP	hydrocarbures aromatiques polycycliques
HIPS	High Impact Polystyrene
ICPE	installations classées pour la protection de l'environnement
IED	Directive sur les émissions industrielles 2010/75/UE
IOTA	installations, ouvrages, travaux et activités
IREP	registre français des émissions polluantes
JRC	Joint Reseach Centre
PEBD	polyéthylène à basse densité
PEBDL	polyéthylène à basse densité linéaire
LMS	limite de migration spécifique
LoW	liste européenne des déchets
MEDDE	Ministère français de l'écologie et du développement durable
MMA	méthacrylate de méthyle
MWD	directive sur les déchets industriels d'extraction
PA	Polyamide
PCB	Polychlorobiphényles
PCT	Polychloroterphényles
PE	Polyéthylène
PEbd	polyéthylène à basse densité
PEBDL	polyéthylène à basse densité linéaire
PEHD	polyéthylène à haute densité
PET	polytéréphtalate d'éthylène

PMA	Polyméthylméthacrylate
POP	polluant organique persistant
PP	Polypropylène
PPBO	polypropylène bi orienté
PPNU	produits phytopharmaceutiques non utilisables
PS	Polystyrène
PVC	polyvinyle chloride
RFB	retardateur de flamme bromé
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals
REP	Responsabilité Elargie du Producteur
SOD	superoxide dismutase
SSD	sortie de statut de déchets
SYPREL	Syndicat Professionnel du Recyclage et de l'Elimination des Déchets Dangereux
UE	Union Européenne
WFD	directive cadre déchet, 2008/98/CE
WSR	règlement sur le transport des déchets

I. Introduction

En 2010, 25 millions de tonnes de plastique post-consommation ont été collectées au sein de l'Europe des 27 avec un taux de recyclage effectif de 21,3% [EuPR 2015].

En décembre 2015, la Commission européenne a adopté une série de mesures sur l'économie circulaire (appelé « paquet économie circulaire »). Ces mesures ont pour ambition de faciliter la transition de l'Europe vers une économie circulaire dans un objectif de favoriser une économie durable et compétitive. Partant du constat que 600 millions de tonnes de matières contenues dans les déchets sont perdues et pourraient être recyclées ou réemployées, ce paquet de mesures contient des propositions relatives aux déchets instaurant des objectifs de recyclage ambitieux à long terme. Ces objectifs de recyclage communs au niveau de l'Union européenne sont les suivants :

- Recycler 65% des déchets municipaux d'ici 2030,
- Recycler 75% des déchets d'emballages d'ici 2030.

Dans ce contexte, les initiatives de recyclage vont se développer à l'avenir. Cette étude cherche à décrire les conditions permettant le recyclage des emballages vides ayant contenu des produits dangereux. En pratique, les objectifs consistent en comprendre la situation réglementaire, à identifier les techniques de lavage visant la décontamination, à déterminer l'état des connaissances en matière de migration des substances dangereuses dans la matrice polymère et en matière de risques sanitaires liés à ce type de recyclage. Afin d'envisager une augmentation du recyclage de ce type d'emballage, cet état des lieux doit permettre d'identifier si les risques sanitaires et les limites de cette pratique sont bien identifiés et suffisamment maîtrisés. c

Le recyclage de plastiques ayant contenu des substances dangereuses et/ou toxiques peut rencontrer différents problèmes :

- Migration de ces substances dangereuses au sein du plastique ;
- Présence de résidus/traces de substances lors du recyclage (efficacité du lavage en vue de la décontamination) ;
- Réaction avec différents types de contaminants contenus dans les plastiques eux-mêmes (charges, retardateurs de flammes...).

Les objectifs de l'étude sont les suivants :

- Comprendre le contenu et les liens entre les directives européennes qui cadrent le recyclage des déchets d'emballages plastiques souillés ;
- Mettre en évidence les réglementations particulières mises en place par certains pays membres et les analyser ;
- Qualifier et quantifier les emballages ayant contenu des produits dangereux ;
- Dresser un état de l'art du panel existant des procédés de lavage visant la décontamination industrielle des emballages souillés et analyser les forces et lacunes de ces procédés de lavage et décontamination ;
- Dresser un état de la connaissance sur la migration des substances chimiques au sein des matériaux d'emballage plastique ;
- Dresser un état de l'art en termes de risques et de dangers associés au recyclage d'emballages plastiques souillés.

Il est important de distinguer les notions de décontamination et de lavage abordées dans cette étude :

- **Rinçage** : Opération, réalisée par le détenteur du déchet, visant à supprimer toute trace visible, à l'œil nu, de substances ou mélanges dangereux contenus dans l'emballage¹.
- **Lavage** : Technique permettant de transférer les substances nocives ou toxiques présentes dans l'emballage vers une phase aqueuse. Le lavage peut être un moyen de décontamination.
- **Décontamination** : action visant à réduire à l'état de traces toute substance nocive ou toxique présente dans l'emballage. Cette notion implique la réalisation de tests permettant de confirmer l'efficacité de l'action de décontamination ; cette efficacité est déterminée par des seuils en concentration de substances résiduelles dans la matière plastique. La décontamination s'applique aussi bien aux substances contenues dans l'emballage (résidus) qu'aux substances ayant migré vers l'emballage par adsorption ou absorption.

La définition de la notion d'emballage plastique dangereux est complexe aux yeux de la réglementation. En effet, un emballage vide ayant contenu des substances ou mélanges dangereux est considéré comme dangereux par les autorités. Cette dangerosité des déchets est définie par la directive déchets 2008/98/CE et des seuils de concentration. En France, la volonté de mise en place d'une filière de responsabilité élargie du producteur pour les déchets dangereux des ménages a conduit à la promulgation de l'Arrêté du 16 août 2012 qui définit la « liste des produits chimiques pouvant présenter un risque pour la santé et l'environnement entrant dans la filière à responsabilité des producteurs (REP) ». Dans cette liste on retrouve des déchets qui n'étaient pas considérés comme dangereux aux yeux de la directive 2008/98/CE.

Cette définition de dangerosité se complexifie encore un peu lorsqu'on se place du côté de la réglementation sur les substances et mélanges, à l'instar du Règlement (CE) n° 1272/2008 du 16/12/08 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges (règlement CLP) dont les critères de dangerosité peuvent différer de la réglementation sur les déchets.

¹ Dans le cas des emballages vides de produits phytosanitaires, une procédure stricte de rinçage doit être suivie pour permettre l'intégration de ces flux dans une filière de recyclage (cf. chapitre IV.3).

II. Analyse du contexte réglementaire associé au recyclage de déchets d'emballages plastiques ayant été en contact avec des substances dangereuses

Objectif :

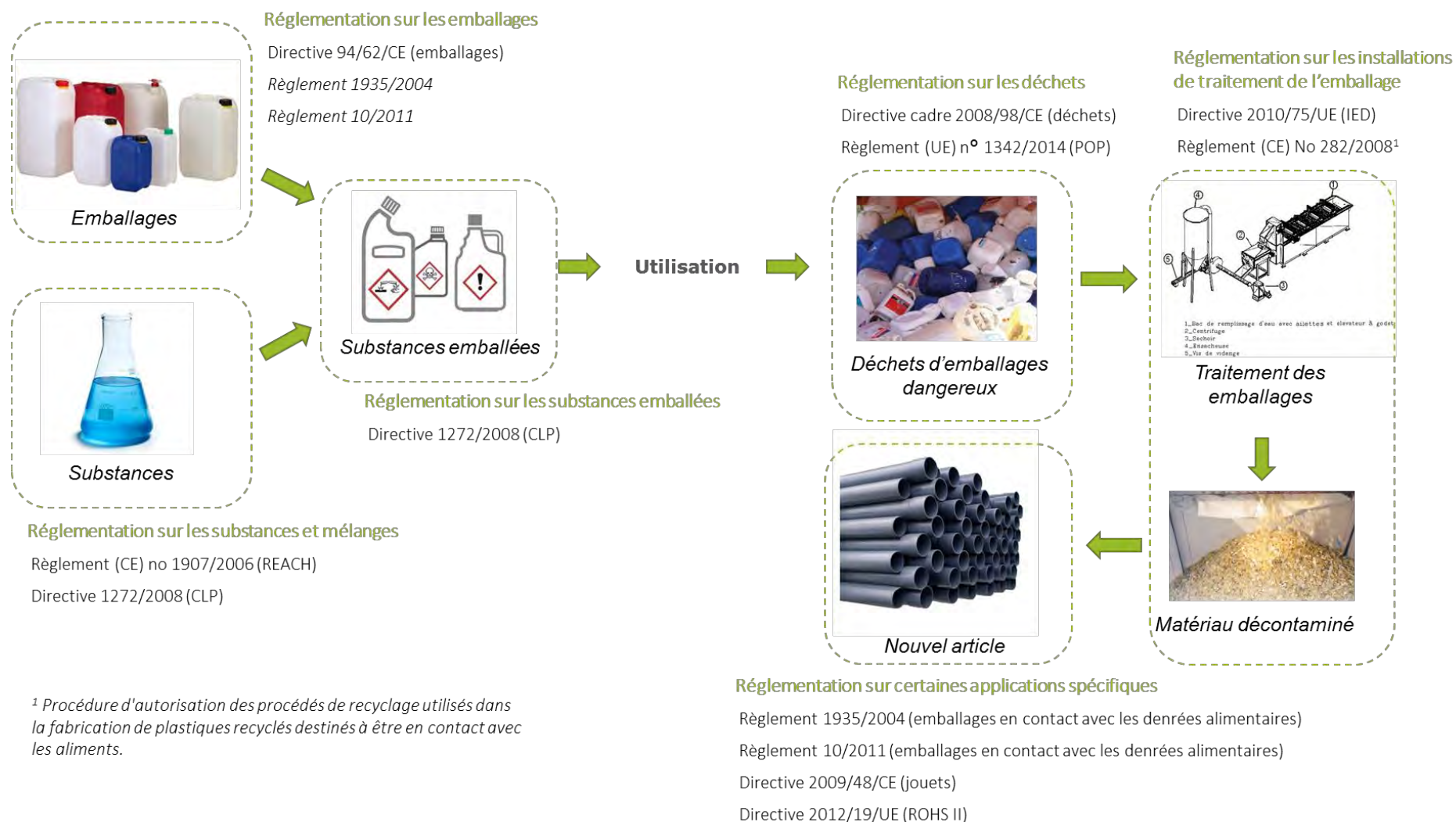
- Comprendre le contenu et les liens entre les directives européennes qui cadrent le recyclage des déchets d'emballages plastiques souillés,
- Mettre en évidence les réglementations particulières mises en place par certains pays membres et les analyser.

II.1. Contexte réglementaire européen

II.1.1. Vue d'ensemble des réglementations européennes pouvant être associées au sujet de l'étude

Afin d'introduire les différents niveaux d'imbrication des réglementations abordées dans cette étude, le schéma introductif suivant positionne les grands textes européens cités dans ce chapitre sur le cycle de vie de l'emballage contenant des substances dangereuses.

Figure II-1 : Positionnement des diverses réglementations applicables au sujet d'étude



Réglementation sur les emballages en tant que produits

Les emballages ont pour fonction et pour rôle de :

- Transporter, stocker et distribuer ;
- Protéger, conserver le produit emballé ;
- Servir et informer le consommateur / l'utilisateur.

Les emballages plastiques sont soumis à plusieurs réglementations lorsqu'ils sont mis sur le marché en fonction de leur application. Ces réglementations ne font pas la distinction entre la matière régénérée (recyclée) et la matière première d'origine vierge, les deux matières devant se conformer aux obligations des dites réglementations.

La directive **94/62/CE- relative aux emballages et aux déchets d'emballages** fixe les exigences essentielles auxquelles doivent satisfaire les emballages mis sur le marché. Cette directive vise, notamment, à éviter la formation de déchets d'emballages, incite à la mise en place de systèmes de réutilisation et introduit des objectifs de recyclage pour, entre autres, les emballages plastiques. Elle a été modifiée à plusieurs reprises (par exemple, mise à jour des objectifs de valorisation et de recyclage et mise à jour de la définition d'emballage).

Certains usages particuliers sont réglementés afin de garantir une sécurité sanitaire des utilisateurs. C'est le cas des emballages alimentaires réglementés par le **règlement 1935/2004 concernant les matériaux et objets destinés à entrer en contact avec des denrées alimentaires** qui instaure le **principe d'inertie** (article 3) : « Les matériaux et objets doivent être fabriqués conformément aux bonnes pratiques de fabrication afin que, dans les conditions normales ou prévisibles de leur emploi, ils ne cèdent pas aux denrées alimentaires des constituants en une quantité susceptible de présenter un danger pour la santé humaine, ou d'entraîner une modification inacceptable de la composition des denrées ou une altération des caractères organoleptiques de celles-ci ». Le règlement liste les critères d'inertie qui pourront s'appliquer à une catégorie de matériaux et qui seront précisés dans des directives ou règlements spécifiques (listes positives de constituants autorisés, critères de pureté applicables à certains de ces constituants, conditions particulières d'emploi, limites de migration spécifique, limite de migration globale, mesures concernant le contact buccal) ainsi que des modalités relatives à l'échantillonnage et aux méthodes d'analyse.

Les **matières plastiques** font l'objet d'une réglementation spécifique harmonisée à l'échelle européenne, précisée dans le règlement n°10/2011 du 14/01/2011. Ce règlement fixe des **limites de migration** spécifiques.

Par ailleurs, les matériaux et objets en matière plastique ne peuvent libérer les substances suivantes en quantités supérieures aux **limites de migration** spécifiques présentées dans le *Tableau II-1* ci-dessous.

Tableau II-1 : Limites de migration pour les substances réglementées du règlement n°10/2011

Éléments réglementés	Limites de migration à respecter
Baryum	1 mg/kg de denrée alimentaire ou de simulant de denrée alimentaire
Cobalt	0,05 mg/kg de denrée alimentaire ou de simulant de denrée alimentaire
Cuivre	5 mg/kg de denrée alimentaire ou de simulant de denrée alimentaire
Fer	48 mg/kg de denrée alimentaire ou de simulant de denrée alimentaire
Lithium	0,6 mg/kg de denrée alimentaire ou de simulant de denrée alimentaire
Manganèse	0,6 mg/kg de denrée alimentaire ou de simulant de denrée alimentaire
Zinc	25 mg/kg de denrée alimentaire ou de simulant de denrée alimentaire

Réglementation sur les emballages en tant que déchets :

Les déchets d'emballages sont soumis aux exigences établies par la directive cadre **2008/98/CE** – *relative aux déchets* qui établit le cadre juridique pour le traitement de déchets dans la Communauté. Pour cette étude, quatre points sont essentiels :

- Elle définit « déchet dangereux » : tout déchet qui présente une ou plusieurs des propriétés dangereuses énumérées à l'annexe III (propriétés HP 1 à HP 15).
- Elle se réfère à la liste européenne des déchets qui tient compte « *de l'origine et de la composition des déchets et, le cas échéant, des valeurs limites de concentration de substances dangereuses* ».
- Elle applique le régime de Responsabilité élargie des producteurs, permettant aux États-Membres de prendre des mesures pour que le producteur du produit soit soumis à ce régime.
- Enfin, elle édicte les conditions de fin du statut de déchet.

Cette directive abroge (et intègre) l'ancienne directive cadre sur les déchets (Directive 2006/12/CE), la directive relative aux déchets dangereux (Directive 91/689/CE) et la directive relative à l'élimination des huiles usagées (Directive 75/439CE).

De plus, le **règlement (UE) n° 1342/2014** de la Commission du 17/12/14 modifiant les annexes IV et V du règlement (CE) n° 850/2004 du Parlement européen et du Conseil concernant les polluants organiques persistants (POP) édicte des règles relatives aux déchets qui sont constitués, qui contiennent ou qui sont contaminés par les polluants organiques persistants.

Lorsque des déchets contiennent des POP, ils doivent être détruits et ne peuvent donc pas être recyclés. Un recyclage de déchets ayant contenu des POP est cependant envisageable si une opération de traitement, visant à supprimer ces substances, est réalisée. C'est le cas aujourd'hui des parties métalliques des transformateurs au PCB.

Réglementation sur les opérations de lavage/décontamination et recyclage des plastiques

Les installations de lavage/décontamination et de recyclage de déchets sont soumises à un régime de surveillance particulière par les autorités publiques. Ce cadre est fixé, au niveau européen par la directive 2010/75/UE relative aux émissions industrielles, appelée directive IED.

Elle réunit en un seul texte sept directives préexistantes distinctes relatives aux émissions industrielles. Les dispositions correspondant à la directive 2008/1/CE relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution, dite directive IPPC, sont regroupées au sein de son chapitre II. Cette réglementation est applicable aux installations de lavage des emballages vides ayant contenu des substances dangereuses. Les autorités compétentes édictent les règles pour garantir un impact limité et maîtrisé de ces activités sur l'Homme et l'environnement.

Cas du règlement REACH :

L'étape de traitement des déchets à laquelle les obligations de REACH² commencent à s'appliquer dépend du moment où le matériau perd son statut de déchet. Cela implique que, lorsqu'un matériau perd son statut de déchet, le processus de valorisation est terminé. Les matériaux ayant cessé d'être des déchets peuvent ensuite être traités en tant que substance en tant que telle, contenue dans un mélange ou contenue dans un article, au cours d'un processus de production. Les processus de valorisation sont souvent opérés en plusieurs étapes et c'est parfois seulement à l'issue de la dernière étape que le matériau ne sera plus classé comme déchet au titre de la législation UE sur les déchets (ECHA 2010).

² Règlement REACH concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances

Le règlement restreint l'usage ou limite la concentration de substances que l'on retrouve dans les plastiques comme le PFOS, des phtalates, des retardateurs de flamme, les métaux lourds via les annexes suivantes³ :

- *ANNEXE XIV : Liste des substances soumises à autorisation*
- *ANNEXE XVII : Restrictions applicables à la fabrication, à la mise sur le marché et à l'utilisation de certaines substances dangereuses et de certains mélanges et articles dangereux*

Dans le cadre de la décontamination en vue du recyclage, des restes de substances et mélanges ayant été contenus dans les emballages peuvent subsister à l'issue du procédé de décontamination. Le guide sur l'identification des substances⁴ définit une impureté comme « *un constituant imprévisible présent dans une substance lors de sa production. Elle peut provenir des matières de départ ou résulter des réactions secondaires ou incomplètes durant le processus de production. Bien qu'elle soit présente dans la substance finale, elle n'a pas été ajoutée intentionnellement* ».

Dans la séparation mécanique des déchets mélangés, il est souvent impossible de dériver des matériaux valorisés d'une pureté à 100 % (exempte d'éléments étrangers). Ces éléments sont souvent étrangers au flux de déchets *per se* (par exemple, et en fonction du flux de déchets, des pierres, plastiques, morceaux de caoutchouc, sable, etc.) ou étrangers à l'objet matériel de la valorisation (par exemple, peintures, revêtements, etc.), pour lequel il est difficile de déterminer la composition et le montant total. Après un tri et une séparation adéquats, ces fractions devraient être présentes dans le matériau valorisé uniquement en très petites quantités. Dans ce cas, de tels éléments peuvent être considérés comme des impuretés qui ne requièrent pas un enregistrement séparé. (ECHA 2010).

Même si les impuretés ne doivent pas être enregistrées séparément, elles doivent être :

- identifiées dans la mesure nécessaire et attribuées à la/aux substance(s) valorisée(s) afin de faciliter la comparaison avec une/d'autre(s) substance(s) déjà enregistrée(s); et
- identifiées et évaluées dans la mesure nécessaire afin d'établir le profil de risque ainsi que la classification et la désignation de la substance en tant que telle ou dans un mélange, dans lequel ces impuretés sont présentes (ECHA 2010).

Réglementation applicable aux plastiques recyclés

Certaines applications pour les plastiques sont réglementées et ne dépendent pas de l'origine du plastique (vierge ou recyclé). Ces réglementations ne s'appliquent pas directement à l'emballage ou au procédé de recyclage mais doivent être prises en considération lors de l'utilisation de la matière plastique recyclée (plastiques recyclés pouvant être issus des emballages). Les recycleurs doivent donc être vigilants sur les substances ou mélanges ayant été contenus dans les emballages à recycler.

On peut citer :

- **La directive 2009/48/CE relative à la sécurité des jouets** qui instaure des « *Exigences essentielles de sécurité* », notamment au niveau des propriétés physiques et mécaniques, de l'inflammabilité et des propriétés chimiques.
Elle spécifie notamment que « les jouets doivent être conçus et fabriqués de manière à ne présenter aucun risque d'effet nuisible sur la santé humaine dû à l'exposition à des substances ou mélanges chimiques qui entrent dans la composition des jouets ou qui y sont présents,

³ Liste des substances définie dans le document *JRC 2014*

⁴ ECHA, Guide pour l'identification et la désignation des substances dans le cadre REACH et du CLP, version 1.3, Février 2014

lorsque l'utilisation de ces jouets est celle spécifiée à l'article 10, paragraphe 2, premier alinéa ».

- Le **règlement ROHS 2002/95/CE, révisée depuis le 7 juin 2012 par la directive 2012/19/UE** a été mise en place afin de limiter l'utilisation de six substances dangereuses (que sont : le plomb, le mercure, le cadmium, le chrome hexavalent, les polybromobiphényles et les polybromodiphényléthers). Entre autres, elle fixe à 0,1% de la masse d'un objet sa teneur seuil en substance dangereuse (0,01% pour le cadmium). Elle prévoit des procédures de suivi (contrôle, étiquetage), de normalisation et de traitement de déchets pour différentes catégories de produits contenant ou ayant été en contact avec une de ces substances.

Dans le cas de l'utilisation de matière plastique recyclée pour la production d'emballage, la réglementation présentée au début de ce chapitre s'applique de nouveau (directive 94/62/CE sur les emballages et déchets d'emballages, règlement 1935/2004 sur le contact alimentaire).

Des dispositions supplémentaires ont été prises dans le cadre d'utilisation de matière recyclée en contact avec des denrées alimentaires via le règlement (CE) No 282/2008 *relatif aux matériaux et aux objets en matière plastique recyclée destinés à entrer en contact avec des denrées alimentaires et modifiant le règlement (CE) n°2023/2006*. Il établit une procédure d'autorisation des procédés de recyclage utilisés dans la fabrication de plastiques recyclés destinés à être en contact avec les aliments et fixe des mesures transitoires pour l'autorisation des procédés de recyclage, le commerce et l'utilisation des plastiques recyclés.

Les normes en appui de la réglementation

Les normes définissent des exigences, des spécifications, des lignes directrices ou des caractéristiques à utiliser systématiquement pour assurer l'aptitude à l'emploi des matériaux, produits, processus et services.

Un certain nombre de normes accompagnent donc les opérations de recyclage notamment sur la caractérisation des déchets de plastiques et des matières recyclées. On peut citer les normes :

- **NF EN 15347 Février 2008 Plastiques - Plastiques recyclés - Caractérisation des déchets de plastiques** : donne un cadre relatif à la caractérisation des déchets de plastiques, présentant des propriétés pour lesquelles le fournisseur de ces déchets doit mettre des informations à la disposition de l'acheteur, et le cas échéant, identifier des méthodes d'essai. Le cadre scinde les informations en "Données requises", pour lesquelles un état est demandé, même s'il est "non classé", et en "Données optionnelles" supplémentaires, que le fournisseur peut choisir de fournir, s'il elles valorisent les déchets.
- **XP CEN/TS 16010 Avril 2013 Plastiques - Plastiques recyclés - Procédures d'échantillonnage pour l'essai des déchets de plastiques et des recyclats** : Procédures d'échantillonnage pour soumettre à essai des déchets et recyclats de plastiques, qui tiennent compte des spécificités déchets et recyclats de plastiques. Elle est destinée à couvrir toutes les étapes du processus de recyclage des plastiques. Les procédures d'échantillonnage intègrent les spécificités statistiques des déchets plastiques et le comportement des recyclats.
- **NF EN 15344 Février 2008 Plastiques - Plastiques recyclés - Caractérisation des recyclats de polyéthylène (PE) déclinée pour d'autres types de plastiques** : méthode de spécification des caractéristiques relatives aux conditions de fourniture des recyclats de polyéthylène (PE). Elle donne les caractéristiques les plus importantes et les méthodes d'essai associées pour évaluer les recyclats de PE destinés à être utilisés dans la production de produits semi-finis/finis. Elle est destinée à assister les parties concernées par l'utilisation de PE recyclé pour convenir de spécifications concernant des applications spécifiques ou générales. Cette norme existe pour d'autres types de plastiques.

Certaines normes sont directement associées à des réglementations comme c'est le cas des normes ci-dessous qui définissent une méthodologie et un mode opératoire permettant de déterminer et de réduire au minimum possible la présence d'autres substances dangereuses conformément à l'alinéa 3 du paragraphe 1 de l'Annexe II de la Directive 94/62/CE :

- **FD CR 13695-1 Août 2000** : Emballage - Exigences pour la mesure et la vérification des quatre métaux lourds et autres substances dangereuses présents dans l'emballage et leur cession dans l'environnement - Partie 1 : exigences pour la mesure et la vérification des quatre métaux lourds présents dans l'emballage
- **FD CEN/TR 13695-2 Février 2005** : Emballage - Exigences pour la mesure et la vérification des quatre métaux lourds et autres substances dangereuses présents dans l'emballage et leur cession dans l'environnement - Partie 2 : exigences pour la mesure et la vérification des substances dangereuses présentes dans l'emballage et leur cession dans l'environnement

On peut également citer, à titre d'exemple, les normes **NF EN 13130-1 à NF EN 13130- 8 d'août et septembre 2004** sur les matériaux et objets en contact avec les denrées alimentaires. Ces normes constituent un guide pour le choix des conditions appropriées de contact de denrées alimentaires avec l'objet d'essai avant la détermination de la migration spécifique des substances soumises à des limitations de migration.

- **Partie 1** : guide des méthodes d'essai pour la migration spécifique dans les denrées alimentaires et les simulants alimentaires de substances contenues dans les matières plastiques, détermination des substances dans les matières plastiques et choix des conditions d'exposition aux simulants d'aliments
- **Partie 2** : détermination de l'acide téréphtalique dans les simulants d'aliments
- **Partie 3** : détermination de l'acrylonitrile dans les aliments et les simulants d'aliments
- **Partie 4** : détermination du 1,3-butadiène dans les matières plastiques
- **Partie 5** : détermination du chlorure de vinylidène dans les simulants d'aliments
- **Partie 6** : détermination du chlorure de vinylidène dans les matières plastiques
- **Partie 7** : détermination du monoéthylène glycol et du diéthylène glycol dans les simulants d'aliments
- **Partie 8** : détermination des isocyanates dans les matières plastiques

II.1.2. Détails sur certaines réglementations associées au sujet de l'étude

II.1.2.1. Directive 94/62/CE relative aux emballages et déchets d'emballages.

« Article premier : la présente directive a pour objet d'harmoniser les mesures nationales concernant la gestion des emballages et des déchets d'emballages afin, d'une part, de prévenir et de réduire leur incidence sur l'environnement des États membres et des pays tiers et d'assurer ainsi un niveau élevé de protection de l'environnement [...] ».

Elle acte la responsabilité des acteurs intervenant dans la production, l'utilisation, l'importation et la distribution des emballages et des produits emballés.

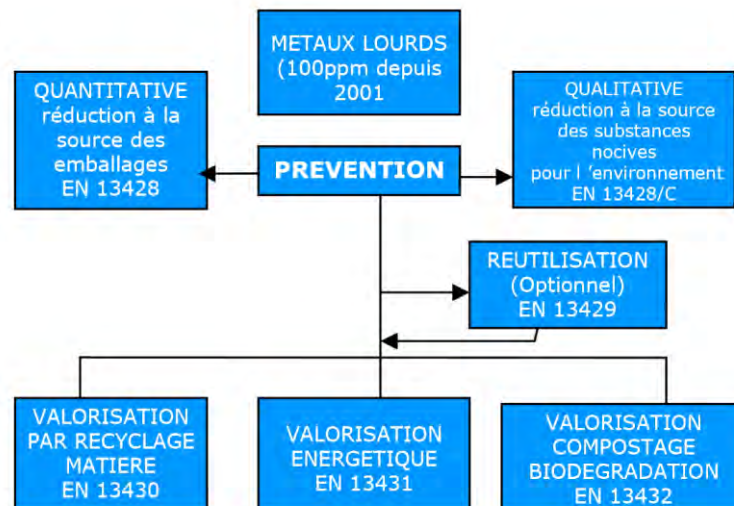
Elle apporte les précisions sur le recyclage de déchets d'emballages plastiques dangereux suivantes :

- Conformément à l'article 2.2 du champ d'application, elle « s'applique sans préjudice des exigences existantes en matière de qualité des emballages telles que celles qui concernent la sécurité, la protection de la santé et l'hygiène des produits emballés et sans préjudice des exigences existant en matière de transport et des dispositions de la directive 91/689/CEE du Conseil, du 12 décembre 1991 (abrogée par la directive 2008/98/CE), relative aux déchets dangereux » ;

- Elle définit les **déchets d'emballages** : « tout emballage ou matériau d'emballage couvert par la définition de déchet figurant dans la directive 75/442/CEE (abrogée par la directive 2008/98/CE), à l'exclusion des résidus de production » ;
- L'article 11 indique les niveaux de concentration de métaux lourds maxima présents dans les emballages : 100 ppm depuis le 30 juin 2001 ;
- Elle encourage le recyclage en fixant des objectifs à atteindre par État-membre et invite les États-membres à modifier leur législation pour l'atteinte de ces objectifs :
« Les États membres encouragent, le cas échéant, pour la production d'emballages et d'autres produits, l'emploi de matériaux provenant de déchets d'emballages recyclés en :
 - a) améliorant les conditions du marché pour ces matériaux ;*
 - b) revoyant les réglementations existantes qui empêchent l'utilisation de ces matériaux »*

L'arborescence suivante met en perspective ces différentes exigences essentielles avec les normes approuvées en 2004 et devenues harmonisées avec leur publication au Journal Officiel de l'Union Européenne du 19 février 2005 (source : CNE 2009).

Figure II-2 : Principales exigences de la directive 94/62/CE et normes associées



Source : CNE 2009

II.1.2.2. Directive 2008/98/CE relative aux déchets

La directive cadre relative aux déchets (2008/98/CE) devait être transposée par les états-membre avant le 12 décembre 2012. Elle abroge l'ancienne directive cadre (2006/12/CE) et intègre et abroge la directive relative aux déchets dangereux (91/689/CE) et la directive sur l'élimination des huiles usagées (directive 75/439/CEE).

« Chapitre 1, Article premier : la présente directive établit les mesures visant à protéger l'environnement et la santé humaine par la prévention ou la réduction des effets nocifs de la production et de la gestion des déchets, et par une réduction des incidences globales de l'utilisation des ressources et une amélioration de l'efficacité de cette utilisation. »

Les points d'intérêts concernant le recyclage de déchets d'emballages plastiques dangereux que cible la directive sont :

- L'article 3, 2 qui définit les « déchets dangereux » : « *tout déchet qui présente une ou plusieurs des propriétés dangereuses énumérées à l'annexe III* » ;
- L'article 6 « Fin de statut de déchets » : statut que peut obtenir sous certaines conditions un déchet ; et qui rend plus libre le recyclage (cf. chapitre 0) ;
- L'article 7 « liste de déchets » qui indique des valeurs limites de concentration de substances dangereuses dans un déchet pouvant être valorisé ;
- Les articles 17, 18, 19 et 20 relatifs respectivement au « Contrôle de déchets dangereux », à l' « interdiction de mélanger les produits dangereux », à l' « étiquetage des déchets dangereux » et aux « déchets dangereux produits par les ménages ».

Article 6 de la directive 2008/98/CE – Sortie de statut de déchets

Au sens de la directive 2008/98/CE, « *certaines déchets cessent d'être des déchets au sens de l'article 3.1, lorsqu'ils ont subi une opération de valorisation ou de recyclage et répondent à des critères spécifiques à définir dans le respect des conditions suivantes* :

- a) *La substance ou l'objet est couramment utilisé à des fins spécifiques ;*
- b) *Il existe un marché ou une demande pour une telle substance ou un tel objet ;*
- c) *La substance ou l'objet remplit les exigences techniques aux fins spécifiques et respecte la législation et les normes applicables aux produits ;*
- d) *L'utilisation de la substance ou de l'objet n'aura pas d'effets globaux nocifs pour l'environnement ou la santé humaine.»⁵*

Par ailleurs, la directive spécifie la procédure de décision menant à l'adoption de critères complétant la directive (ou modifiant des éléments non-essentiels). C'est le cas des critères de sortie de statut de déchets (procédure de comitologie)⁶.

Actuellement, peu de déchets bénéficient de la SSD. Ils sont traités au cas par cas par des commissions consultatives suite à la déposition de dossier attestant du respect des quatre critères de l'article 6 de la directive 2008/98/CE. Un déchet dont le dossier de SSD est validé, bénéficie ensuite d'un arrêté qui permet à des organismes de recyclage de modifier le statut de ces déchets.

Les critères définissant la sortie de statut de déchet des plastiques ne sont pas encore clairement définis au niveau européen. Cependant, en décembre 2015, la Commission Européenne indiquait que des critères allaient être définis afin de favoriser l'économie circulaire.

Elle indique que la définition de normes de qualité au niveau européen devrait permettre d'accroître la confiance dans les matières premières secondaires et aider à supporter le marché.

En outre, les propositions législatives révisées sur les déchets (notamment pour les plastiques) établiront des règles harmonisées pour déterminer quand une matière première secondaire ne doit plus être légalement considérée comme « déchet », en clarifiant les règles sur la fin de statut de déchets.

La Commission adoptera une stratégie sur les matières plastiques dans l'économie circulaire, abordant des questions telles que la recyclabilité, la biodégradabilité, la présence de substances dangereuses préoccupantes dans certains plastiques. Ces critères étaient annoncés pour l'année 2016⁷.

Source : « *Circular Economy Strategy* », site internet de la Commission Européenne⁸.

⁵ 2008/98/CE, article 6, paragraphe 1

⁶ <http://ec.europa.eu/transparency/regcomitology/index.cfm?CLX=fr>

⁷ Critères non établis au moment de la rédaction de ce rapport, en juillet 2016.

⁸ http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/index_en.htm

Articles 17 à 20 de la directive 2008/98/CE

Ces articles concernent l'aspect dangereux que peut avoir un déchet. Il est ainsi précisé que :

- Les États membres prennent les mesures nécessaires afin que la production, la collecte et le transport des déchets dangereux, ainsi que leur stockage et leur traitement, soient réalisés dans des conditions de protection de l'environnement et de la santé humaine qui respectent les dispositions de l'article 13, y compris des mesures visant à assurer la traçabilité des déchets dangereux depuis le stade de la production jusqu'à la destination finale ainsi que leur contrôle afin de respecter les exigences des articles 35 et 36 (Article 17).
- Les États membres prennent les mesures nécessaires pour veiller à ce que les déchets dangereux ne soient mélangés ni avec d'autres catégories de déchets dangereux, ni avec d'autres déchets, substances ou matières. Le mélange comprend la dilution de substances dangereuses (Article 18.1).
- Les États membres prennent les mesures nécessaires pour veiller à ce que, lors de la collecte, du transport et du stockage temporaire, les déchets dangereux soient emballés et étiquetés conformément aux normes internationales et communautaires en vigueur (Article 19.1).

Si des déchets dangereux sont transférés à l'intérieur du territoire d'un État membre, ils sont accompagnés d'un document d'identification pouvant être au format électronique et contenant les données pertinentes précisées à l'annexe I B du règlement (CE) n°1013/2006.

Annexe III de la directive 2008/98/CE

Cette annexe liste les « Propriétés qui rendent les déchets dangereux. ». On y distingue toutes les propriétés que peut posséder un déchet dangereux.

Le système de caractérisation de la dangerosité des déchets est décrit dans la directive 2008/98/CE du 19 novembre 2008, dite directive cadre déchets. Son annexe III définit les 15 propriétés qui rendent les déchets dangereux, et la décision du 3 mai 2000 (2000/532/CE) vient compléter ce texte, en précisant des critères d'évaluation de ces propriétés.

Ces deux textes ont fait l'objet, d'une révision au niveau européen, qui s'est traduite par la parution, le 18 décembre 2014, de deux nouveaux textes, d'application au 1er juin 2015 :

- du règlement 1357/2014/UE, remplaçant l'annexe III de la directive 2008/98/CE, et
- de la décision 2014/955/UE, modifiant la décision du 3 mai 2000.

Ils redéfinissent les propriétés de danger attribuées aux déchets (HP1-HP15) et leurs méthodes d'évaluation, ainsi que la liste européenne des déchets.

Ce règlement harmonise, au 1er juin 2015, les définitions des propriétés chimiques dangereuses permettant de classer les déchets dangereux de la directive-cadre sur les déchets (directive 2008/98/CE) avec celles du règlement CLP. Les propriétés dangereuses H 1 à H 15 sont renommées HP 1 à HP 15 :

- HP 1 "Explosif"
- HP 2 "Comburant"
- HP 3 "Inflammable"
- HP 4 "Irritant - irritation cutanée et lésions oculaires"
- HP 5 "Toxicité spécifique pour un organe cible (STOT)/toxicité par aspiration"
- HP 6 "Toxicité aiguë"
- HP 7 "Cancérogène"
- HP 8 "Corrosif "
- HP 9 "Infectieux "
- HP 10 "Toxique pour la reproduction"
- HP 11 "Mutagène"

- HP 12 "Dégagement d'un gaz à toxicité aiguë"
- HP 13 "Sensibilisant"
- HP 14 "Écotoxique"
- HP 15 "Déchet capable de présenter une des propriétés dangereuses susmentionnées que ne présente pas directement le déchet d'origine"

Dans le cas des déchets relevant d'entrées « miroir » et pour lesquels aucune des propriétés de danger HP xx n'a été mise en évidence, la décision 2014/955/UE prévoit une condition supplémentaire pour déterminer le classement :

« Pour les déchets auxquels pourraient être attribués des codes correspondant à des déchets dangereux et à des déchets non dangereux, les dispositions suivantes s'appliquent :

[...] Les déchets présentant une teneur en dibenzo-p-dioxines et dibenzofuranes polychlorés (PCDD/PCDF), DDT (1,1,1-trichloro- 2,2-bis (4-chlorophényl) éthane), chlordane, hexachlorocyclohexanes (y compris le lindane), dieldrine, endrine, heptachlore, hexachlorobenzène, chlordécone, aldrine, pentachlorobenzène, mirex, toxaphène, hexabromobiphényle et/ou PCB excédant les limites de concentration indiquées à l'annexe IV du règlement (CE) n° 850/2004 du Parlement européen et du Conseil (9) sont classés comme déchets dangereux.»

Cette condition fait référence au règlement POP, qui prévoit des dispositions spécifiques pour les matériaux ou déchets contenant certaines substances qualifiées de « polluants organiques persistants ». Ces dispositions ne sont pas reprises ici et sont indépendantes du classement en dangerosité – elles prévoient notamment une limitation des traitements envisageables pour les déchets concernés.

En outre, certaines substances désignées dans le règlement POP et assorties d'une limite de concentration dans son annexe IV ne sont pas reprises dans la décision 2014/955/UE ; les seuils associés dans le règlement POP ne sont alors pas pris en compte dans l'évaluation de la dangerosité.

II.1.2.3. Polluants organiques persistants (POP) - règlements (UE) n°850/2004

Les polluants organiques persistants sont des molécules complexes définies à partir de quatre propriétés : la toxicité, la persistance dans l'environnement, la bioaccumulation et la capacité de transport longue distance. Ces polluants sont classés dans trois catégories : les substances produites non intentionnellement par des activités humaines, les substances issues de la fabrication et de l'utilisation de produits chimiques, les substances issues de l'utilisation de pesticides.

La Commission européenne intervient sur ce point avec le règlement (UE) n°850/2004 « *concernant les polluants organiques persistants et modifiant la directive 79/117/CEE* ».

Ce règlement (ainsi que la directive 79/117/CEE) contribue à respecter l'engagement de la Communauté européenne, signataire du « *protocole à la convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance, de 1979, relatif aux polluants organiques persistants* ». Ce protocole engage les signataires à « *mettre fin à la production et à l'utilisation des substances énumérées à l'annexe I, conformément au régime d'application qui y est spécifié* » et « *Réserver les substances énumérées à l'annexe II aux utilisations décrites, conformément au régime d'application spécifié dans cette annexe* ».

Les substances énumérées à l'annexe I du règlement (UE) n°850/2004 sont interdites à la production, la mise sur le marché et l'utilisation, et les substances qui figurent à l'annexe II sont limitées conformément aux dispositions de ladite annexe.

Ces polluants sont ou étaient issus de productions de produits chimiques, en particulier celles des phytosanitaires (les POP ne sont actuellement plus utilisés les produits phytosanitaires), des PCB et de l'hexachlorocyclohexane et de production non intentionnelle, en particulier par combustion, telle que les dioxines, les furanes et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

L'article 7 indique que « les déchets qui sont constitués de substances inscrites sur la liste de l'annexe IV, en contiennent ou sont contaminés par ce type de substances sont éliminés ou valorisés sans retard injustifié et conformément à l'annexe V partie 1, de manière à ce que les polluants organiques persistants qu'ils contiennent soient détruits ou irréversiblement transformés de telle sorte que les déchets et rejets restants ne présentent plus les caractéristiques de polluants organiques persistants ».

Les valeurs seuils présentes dans l'annexe IV (« Liste des substances soumises aux dispositions en matière de gestion des déchets... ») et l'annexe V (« Gestion des déchets ») de ce règlement représentent le seuil à partir duquel certaines opérations de traitement sont obligatoires pour les déchets.

Les valeurs seuils de l'annexe IV sont la limite « normale » à partir de laquelle les déchets doivent être éliminés ou valorisés selon les méthodes exposées à la partie 1 de l'annexe V (incinération ou traitement physico-chimique). Ces méthodes de traitement garantissent en effet la destruction ou la transformation irréversible de la teneur en POP. Cela étant dit, le traitement physico-chimique n'étant pas techniquement utilisable pour l'ensemble des déchets, ces contraintes de traitement se traduisent par une obligation d'incinération pour la majorité des déchets.

Les valeurs seuils de l'annexe V sont la limite « dérogatoire », applicable à certains types de déchets (listés clairement par code déchets dans cette annexe), pour laquelle une opération de stockage est possible, si ces déchets listés respectent les seuils plus élevés de l'annexe V. Néanmoins, ces valeurs seuil de l'annexe V ne peuvent s'appliquer que si l'État-membre réalise les démarches prévues à cet effet et l'indique dans sa réglementation nationale.

Les substances ainsi que la limite de concentration ouvrant droit à une dérogation en matière de traitement⁹ sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau II-2 : Substances soumises aux dispositions en matière de gestion des déchets (annexe IV)

Substance	N° CAS	NCE	Limite de concentration visée à l'article 7, paragraphe 4, point a)
Endosulfan	115-29-7 959-98-8 33213-65-9	204-079-4	50 mg/kg
Hexachlorobutadiène	87-68-3	201-765-5	100 mg/kg
Naphtalènes polychlorés			10 mg/kg
Alcanes en C10-C13, chloro (paraffines chlorées à chaîne courte) (PCCC)	85535-84-8	287-476-5	10 000 mg/kg
Tétrabromodiphényléther (C ₁₂ H ₆ Br ₄ O)			Somme des concentrations en tétrabromodiphényléther, pentabromodiphényléther, hexabromodiphényléther et heptabromodiphényléther: 1 000 mg/kg
Pentabromodiphényléther (C ₁₂ H ₅ Br ₅ O)			
Hexabromodiphényléther (C ₁₂ H ₄ Br ₆ O)			
Heptabromodiphényléther (C ₁₂ H ₃ Br ₇ O)			
Acide perfluorooctane sulfonique et ses dérivés (C ₈ F ₁₇ SO ₂ X) (X = OH, sel métallique (O-M+), halogénure, amide et autres dérivés, y compris les polymères)			50 mg/kg

⁹ Dérogation pour la mise en centre de stockage de déchets dangereux

Dibenzo-p-dioxines et dibenzofuranes polychlorés (PCDD/PCDF)			15 µg/kg
DDT (1,1,1-trichloro-2,2-bis(4-chlorophényl)éthane)	50-29-3	200-024-3	50 mg/kg
Chlordane	57-74-9	200-349-0	50 mg/kg
Hexachlorocyclohexanes, y compris le lindane	58-89-9 319-84-6 319-85-7 608-73-1	210-168-9 200-401-2 206-270-8 206-271-3	50 mg/kg
Dieldrine	60-57-1	200-484-5	50 mg/kg
Endrine	72-20-8	200-775-7	50 mg/kg
Heptachlore	76-44-8	200-962-3	50 mg/kg
Hexachlorobenzène	118-74-1	200-273-9	50 mg/kg
Chlordécone	143-50-0	205-601-3	50 mg/kg
Aldrine	309-00-2	206-215-8	50 mg/kg
Pentachlorobenzène	608-93-5	210-172-5	50 mg/kg
Polychlorobiphényles (PCB)	1336-36-3 et autres	215-648-1	50 mg/kg
Mirex	2385-85-5	219-196-6	50 mg/kg
Toxaphène	8001-35-2	232-283-3	50 mg/kg
Hexabromobiphényle	36355-01-8	252-994-2	50 mg/kg
<i>Hexabromocyclododécane (*)</i>	25637-99-4 3194-55-6 134237-50-6 134237-51-7 134237-52-8	247-148-4 221-695-9	1 000 mg/kg, sous réserve d'un réexamen par la Commission au plus tard le 20.4.2019.
(*) Par "hexabromocyclododécane", on entend l'hexabromocyclododécane, le 1,2,5,6,9,10-hexabromocyclododécane et ses principaux diastéréoisomères: l'alpha-hexabromocyclododécane, le bêta-hexabromocyclododécane et le gamma-hexabromocyclododécane.»			

Lorsque des déchets contiennent des POP, ils doivent être détruits et ne peuvent donc pas être recyclés. Un recyclage de déchets ayant contenu des POP est cependant envisageable si une opération de traitement, visant à supprimer ces substances, est réalisée. C'est le cas aujourd'hui des parties métalliques des transformateurs au PCB.

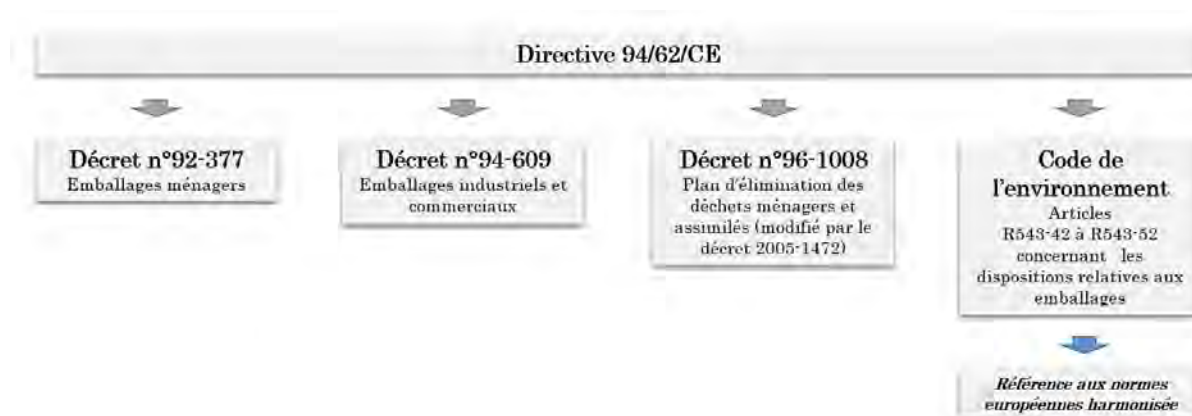
II.2. Contexte réglementaire français

Ce chapitre vise à présenter le contexte réglementaire français afin d'identifier les textes de référence, les différences dans la mise en application des directives européennes ainsi que les particularités concernant le recyclage de déchets d'emballages ayant contenu des substances dangereuses.

II.2.1. Transposition des directives européennes

La directive 94/62/CE relative aux emballages et déchets d'emballages est transposée dans le droit français aux travers du code de l'environnement et de différents décrets. Les principaux textes sont présentés dans le schéma suivant :

Figure II-3 : Transposition de la directive 94/62/CE dans le droit français



La directive 2008/98/CE relative aux déchets est transposée dans le droit français au travers du code de l'environnement. Certains autres textes viennent préciser les conditions d'application de cette directive.

Figure II-4 : Transposition de la directive 2008/98/CE dans le droit français



La France a mis en place différents textes réglementaires :

- L'article L. 541-4-3 du Code de l'environnement transpose l'article 6, précise certains points (usage courant à des fins spécifiques, la demande et le marché existant, respect d'exigences techniques, de la législation et des normes, pas d'effets nocifs sur l'environnement ou la santé) et institue la Commission consultative de Sortie nationale du déchet ;

- L'article D541-6-2 institue la procédure de sortie du statut du déchet. Celui-ci indique les règles de composition, d'organisation et de fonctionnement de la commission consultative sur le statut de déchet.
- L'arrêté du 3 octobre 2012 précise le contenu du formulaire de demande de sortie du statut du déchet ;
- L'arrêté relatif aux principes du système de gestion de la qualité pour la procédure de sortie de statut de déchet prévoit que l'exploitant de l'ICPE réponde aux exigences de la norme NF EN ISO 9001 (norme sur les systèmes de management de la qualité).

Deux éléments sont spécifiés dans la loi française par rapport à l'article 6 de la directive 2008/98/CE :

- Il faut entendre « opération de valorisation ou de recyclage » au sens de l'article L. 541-1-1 visant les ICPE¹⁰ ou IOTA¹¹. Seuls ces types d'exploitant qui valorisent ou recyclent des déchets peuvent obtenir la reconnaissance de SSD.
- Le système de gestion de la qualité doit répondre à la norme NF EN ISO 9001 ou norme équivalente.

Les installations industrielles de lavage en vue de la décontamination des emballages sont soumises au régime ICPE. Ce cadre est fixé, au niveau européen par la directive 2010/75/UE relative aux émissions industrielles, appelée directive IED. Cette dernière intègre l'ancienne directive IPPC (Integrated Pollution Prevention and Control) qui encadrerait le régime ICPE français. Le champ de la directive « IED » a été élargi par rapport à la directive IPPC ; elle a été transposée dans le droit français via les décrets 2013-374 et 2013-375 du 2 mai 2013 (création des rubriques 3xxx).

II.2.2. Filières de responsabilité élargie du producteur

En France, le principe de la responsabilité élargie des producteurs (REP) existe dans la loi depuis 1975 et est codifié dans l'article L. 541-10 du code de l'environnement.

« Il peut être fait obligation aux producteurs, importateurs et distributeurs de ces produits ou des éléments et matériaux entrant dans leur fabrication de pourvoir ou de contribuer à l'élimination des déchets qui en proviennent. »

Sur son site internet, l'ADEME définit les trois objectifs principaux des filières à responsabilité élargie des producteurs :

- développer le recyclage de certains déchets et augmenter la performance de recyclage de ces déchets ;
- décharger les collectivités territoriales de tout ou partie des coûts de gestion des déchets et transférer le financement du contribuable vers le consommateur ;
- internaliser dans le prix de vente du produit neuf, les coûts de gestion de ce produit une fois usagé afin d'inciter les fabricants à s'engager dans une démarche d'écoconception.

Deux filières REP collectent des déchets d'emballages qui peuvent être dangereux :

¹⁰ Installations classées pour la protection de l'environnement (définies à l'article L511-1 du code de l'environnement)

¹¹ Installations, ouvrages, travaux et activités soumis aux dispositions de l'article 10 de la loi sur l'eau (définies à l'article L214-1 du code de l'environnement)

- L'éco-organisme **A.D.I.VALOR**, filière volontaire qui a été créée en 2001. La filière intervient exclusivement sur les déchets issus des exploitations agricoles. Les déchets collectés sont les emballages vides (EV)¹², les produits phytopharmaceutiques non utilisables (PPNU), les films agricoles usagés (FAU) et les ficelles et filets balles rondes (FIFU). Ces flux ne sont pas tous dangereux,
- L'éco-organisme **EcoDDS**, filière française agréée en avril 2013. Sa création découle du Grenelle 2 durant lequel il a été décidé de mettre en responsabilité les différents producteurs des produits de l'arrêté du 16 août 2012 fixant la liste des produits chimiques pouvant présenter un risque significatif pour la santé et l'environnement (I et III de l'article R. 543-228 du code de l'environnement ainsi que les critères prévus au 1° du II du même article). Les déchets concernés sont les déchets diffus spécifiques (DDS), la liste des déchets concernés est établie par l'Arrêté du 16 août 2012 *fixant la liste des produits chimiques pouvant présenter un risque significatif pour la santé et l'environnement prévue aux I et III de l'article R. 543-228 du code de l'environnement ainsi que les critères prévus au 1 o du II du même article.*

II.2.3. Cas du recyclage des emballages vides de produits phytopharmaceutiques

Par défaut, les emballages vides de produits phytopharmaceutiques sont considérés comme déchets dangereux car ayant contenu des produits dangereux. Cependant selon *FAO&WHO 2008*, un schéma de gestion approprié peut minimiser les risques en assurant que :

- l'emballage est décontaminé directement après l'utilisation du contenu,
- les usages inappropriés de ces emballages vides sont prévenus.
- il est facile pour les utilisateurs de retourner vers la filière appropriée.

En France, ce schéma de gestion est organisé par A.D.I.VALOR.

L'arrêté du 12 septembre 2006 relatif à la mise sur le marché et à l'utilisation des produits visés à l'article L. 253-1 du code rural instaure, notamment, des dispositions particulières relatives à la limitation des pollutions ponctuelles (protection du réseau d'eau, condition d'épandage des fonds de cuves, gestion des effluents, etc.).

Article 5 : « *Les utilisateurs des produits destinés à être mélangés à de l'eau dans une cuve avant leur utilisation doivent mettre en œuvre :*

- un moyen de protection du réseau d'eau ne permettant en aucun cas le retour de l'eau de remplissage de cette cuve vers le circuit d'alimentation en eau ;

- un moyen permettant d'éviter tout débordement de cette cuve.

« Après usage, les emballages des produits liquides doivent être rincés avec de l'eau claire. Le liquide résultant de ce rinçage doit être vidé dans la cuve. »

Le recyclage des emballages ayant contenu des produits dangereux est encadré par les arrêtés d'exploitation des sites industriels. Ces sites sont soumis à autorisation selon le régime des installations classées pour la protection de l'environnement.

¹² Parmi les emballages vides, on distingue les emballages vides de produits phytopharmaceutiques (EVPP), les emballages vides de produits fertilisants et amendements (EVPF), les emballages vides de semences et plants (EVPS), les emballages vides de produits d'hygiène pour l'élevage laitier (EVPHEL).

II.2.4. Sortie de statut de déchets

La France a publié le 13 janvier 2016 un avis au journal officiel¹³ clarifiant le statut de déchet. L'avis clarifie que **le statut du déchet dépend du statut ICPE de l'installation qui le produit.**

Cas 1 : Si l'installation est une installation de traitement de déchets, le déchet conserve son statut de déchet après traitement.

Il est possible de demander une sortie « explicite » du statut de déchet pour redevenir produit. Pour cela, il faut respecter les 4 critères de la directive 2008/98/CE (existence d'un marché, d'un usage, respect des normes techniques, pas d'effets néfastes sur l'environnement et la santé).

Cas 2 : Si l'installation est une installation de production, utilisant en partie ou totalité des déchets dans un processus de production :

- **Un article produit dans une installation de production n'a pas le statut de déchet.** Un article au sens de REACH est un objet dont les propriétés sont principalement déterminées par sa forme, surface... et pas sa nature chimique. *Exemple : Une bouteille en PET recyclé n'est pas un déchet après soufflage.*
- **Une substance ou un mélange produit dans une installation de production n'a pas le statut de déchet si elle est similaire à la substance ou au mélange qui aurait été produit sans avoir recours à ses déchets.**

Exemple : Le producteur de granulés PEhd recyclé, s'il peut prouver une similarité avec la matière vierge, ne produit pas du déchet.

La similarité est également définie par REACH : « L'article 2, paragraphe 7, point d) i) de REACH prévoit que « *la substance qui résulte du processus de valorisation est identique à la substance qui a été enregistrée conformément au Titre II* »

Important aussi, **ce qui détermine le classement de l'installation en installation de production ou de traitement des déchets, c'est l'activité principale de l'installation, pas la proportion de déchets utilisée.**

Selon le MEEM, en pratique, les autorités publiques décident qu'une installation est classée en production si l'installation avait pu produire le même produit sans utiliser des déchets. Si la nature des déchets détermine nettement la nature/les propriétés de la matière fabriquée, alors c'est une installation de traitement de déchets et on se trouve dans le cas 1. *Exemple : un centre de tri textile est une installation de traitement de déchets, une papeterie une installation de production.*

La sortie de statut de déchets pour les déchets dangereux est tout aussi possible que pour les déchets non dangereux. Une procédure de sortie de statut de déchets pour les résidus de distillation d'huiles usagées utilisées en plastifiant bitumineux pour les toitures est d'ailleurs en cours en France¹⁴.

Point d'attention : les conditions pour la sortie de statut de déchets sont encore en évolution. Cet éclairage sur la situation au début 2016 doit donc être lu avec précaution.

¹³ <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000031825201>

¹⁴ Au 29 Avril 2016

II.3. Contexte réglementaire dans divers pays européens

Ce chapitre vise à présenter le contexte réglementaire des Etats membres, autres que la France, afin d'identifier les textes de références, les différences dans la mise en application des directives européennes ainsi que les particularités concernant le recyclage de déchets d'emballages ayant contenu des substances dangereuses.

Les Etats membres ont été sélectionnés, en concertation avec le comité de pilotage de l'étude, sur base de plusieurs critères :

- La pertinence pressentie à la vue d'une pré-analyse de la situation
- La facilité d'accéder à l'information

Les états-sélectionnés sont : l'Allemagne, l'Espagne, l'Irlande, le Royaume-Uni et l'Italie.

L'analyse du contexte réglementaire a permis d'identifier que des dispositions particulières étaient mises en place pour les déchets d'emballage agricoles au travers de filières de responsabilité élargie du producteur. Aucune autre disposition réglementaire nationale n'a été identifiée pour les emballages ayant contenu des substances dangereuses.

Les installations de lavage visant la décontamination des emballages souillés sont encadrées par les législations ayant transcrit la directive cadre sur les déchets 2008/98/CE. Des dispositions réglementaires spécifiques sont prises par les autorités locales en accord avec la directive 2010/75/UE relative aux émissions industrielles (prévention et réduction intégrées de la pollution).

Un rapport de la Commission européenne (**EU 2012**) sur la mise en œuvre de la directive sur les déchets dangereux (91/689/CE) par les États membres indique que la majorité des États membres ont complété la transposition de cette directive dans le droit national. Cette directive est une des plus anciennes directives sur la législation européenne des déchets, ce qui peut expliquer le fait qu'il y a peu de décalage dans sa mise en œuvre. Le rapport précise que cette directive a été intégrée intégralement dans la directive 2008/98/CE, ce qui inclut toutes les dispositions pertinentes de l'ancienne directive.

II.3.1. Allemagne

II.3.1.1. *Transposition de directives européennes*

- Directive 94/62/CE relative aux emballages et aux déchets d'emballages ;

Elle est transposée dans le décret sur les emballages de 1998 (Verpackungsverordnung/VerpackV). Afin d'atteindre les objectifs fixés par la directive, le décret a été mis à jour par un cinquième amendement. Depuis le 1^{er} janvier 2009, de nouvelles obligations sont en vigueur.

- Directive 2008/98/CE relative aux déchets ;

L'Allemagne possède depuis 1972 sa législation fédérale pour le traitement des déchets. C'est le Abfallbeseitigungsgesetz (AbfG). La plus récente mise à jour est le « Waste Management Act » (KrWG), il indique les principales directions à prendre concernant la gestion des déchets. Lesquelles sont précisées par les législations de chaque état que sont les lois sur la gestion des déchets du Bundesländer (« waste management acts of the Bundesländer »). Ce sont essentiellement des modifications sur ce que la législation fédérale ne prévoit pas déjà : elles précisent par exemple quelles structures doivent se plier à des obligations de prise en charge de déchets, quelles sont celles qui sont autorisées à travailler pour leur gestion...

II.3.1.2. Filière de responsabilité élargie du producteur

L'Allemagne dispose d'un système de collecte des EVPP nommé PAMIRA. Les emballages doivent être complètement vides, rincés et secs. Les détenteurs de ces déchets sont invités à les déposer une fois par an dans un des 300 points de collecte. Ce système a été développé volontairement par l'industrie allemande des phytosanitaires au début des années 1990. La gestion de ce programme est réalisée par l'organisme pour la récupération des emballages plastiques industriels et commerciaux¹⁵ (RIGK). Selon *FAO&WHO 2008*, le schéma de collecte PAMIRA est pleinement en ligne avec le décret emballage allemand.

Les EVPP proprement rincés et inspectés sont classifiés comme déchets d'emballages plastiques non dangereux selon la liste européenne des déchets.

II.3.2. Espagne

II.3.2.1. Transposition de directives européennes

- Directive 94/62/CE relative aux emballages et aux déchets d'emballages ;

Elle est transposée par la **loi 11/1997 du 24 avril** sur les emballages et déchets d'emballages ainsi que par le décret Royal 782/1998 et le décret Royal 1416/2001 qui permettent la mise en application de la loi 11/1997.

La loi espagnole ne prévoit pas de restrictions pour une liste exhaustive d'emballages, mais fait en sorte que les dispositions prises soient applicables à tous les emballages et déchets d'emballages. Elle couvre ainsi tout emballage ou déchet d'emballage mis sur le marché en Espagne (provenant donc des secteurs : industriel, commercial, service...), constitué de tout matériau. Des exigences et critères de qualité pour les emballages et le recyclage de leurs déchets sont transposés par l'article 1.3 de L11/1997 qui indique des dispositions spéciales ainsi qu'une liste d'exemples.

- Directive 2008/98/CE relative aux déchets ;

Elle est transposée par la loi nationale 22/2011 du 28 juillet. Elle transpose la nouvelle logique de régulation des déchets et les nouveaux concepts de la directive 2008/98/CE. La responsabilité du traitement adéquat des déchets est confiée aux régions autonomes du pays.

En Espagne, les permis d'environnement sont délivrés par l'autorité environnementale de chaque région autonome. Le régime des permis d'environnement est encadré par la loi 5/2013 du 11 juin modifiant la loi 16/2002 du 1^{er} juillet de prévention et contrôle intégré de la commission (dernier amendement le 12/06/2013) et la loi 22/2011, du 28 Juillet sur les déchets et sols contaminés.

Un permis d'environnement est requis dans les installations de traitement ou d'élimination des déchets dangereux avec une capacité supérieure à 10 tonnes / jour.

II.3.2.2. Filière de responsabilité élargie du producteur

En Espagne, il existe également un système de collecte des emballages vides de produits phytopharmaceutiques. Ce système est géré par la société SIGFITO, constituée par les producteurs de produits phytosanitaires depuis 2002. Fin 2011, il existait 2791 points de collectes¹⁶. Ce système doit être autorisé par les communautés autonomes (au nombre de 17). L'accord est renouvelé tous les 5 ans.

¹⁵ Traduit de l'anglais : « Corporation for the Recovery of Industrial and Commercial Plastic Packaging »

¹⁶ <http://www.interempresas.net/Agricola/Articulos/81317-Sigfito-10-anos-cultivando-el-medio-ambiente.html>

Le décret Royal 1311/2012, sur l'utilisation durable des phytosanitaires, édicte un certain nombre de règles sur l'utilisation de produits phytosanitaires : entreposage, épandage, gestion des résidus...

Celui-ci spécifie en Article 39, les prérogatives sur le lavage des équipements de pulvérisation. L'article 41, introduit le principe du triple rinçage manuel ou rinçage par système pressurisé des emballages vides de produits phytosanitaires. Les eaux, issues du lavage, doivent être récupérées dans un système dédié afin d'être épurées. Les emballages vides sont mis en sac dont les spécifications techniques sont précisées par la réglementation puis déposés dans un point de collecte. L'agriculteur reçoit une preuve du dépôt et doit la conserver.

II.3.3. Royaume-Uni

II.3.3.1. *Transposition de directives européennes*

La Directive cadre déchets 2008/98/EC a été transposée au Royaume-Uni dans les différentes administrations :

- Angleterre et Pays de Galle : The Waste (England and Wales) Regulations 2012 (S.I. 2011 No. 988) ;
- Irlande du Nord : The Waste Regulations (Northern Ireland) 2011 (SR 2011 No. 127) ;
- Ecosse : Waste (Scotland) Regulations 2012.

Au Royaume-Uni, la législation spécifique aux déchets dangereux est couverte par les textes suivants :

- Hazardous Waste (England and Wales) Regulations 2005
- Hazardous Waste (England and Wales) (Amendment) Regulations 2009
- List of Waste (England) Regulations

La directive cadre 94/62/CE est couverte par les textes suivants :

- Producer Responsibility Obligations (Packaging Waste) Regulations 2007 (as amended) pour le recyclage et la récupération
- The Packaging (Essential Requirements) (Amendment) Regulations 2013 pour le marché intérieur, la conception et la fabrication

Les opérations de lavage visant la décontamination d'emballages souillés sont possibles au travers des conditions d'un permis d'environnement. Le règlement sur les permis d'environnement de 2010¹⁷ définit les exigences des sites qui exercent des activités de gestion/traitement des déchets. Ces permis sont délivrés par l'agence de l'environnement en Angleterre. Il existe plusieurs règles standards pour un certain nombre d'activité définies. Lorsque l'activité n'est pas référencée – comme c'est le cas pour le lavage, la décontamination et le recyclage de déchets d'emballages dangereux – des permis « sur-mesure » sont délivrés.

Certaines opérations¹⁸ sont exemptées de permis d'environnement dont le lavage des fûts en plastiques pour réutilisation et le nettoyage de déchets de plastiques pour permettre leur recyclage. Cette exemption ne concerne pas les déchets dangereux (que sont les emballages souillés).

À travers les publications **DEFRA 2010** et **DEFRA 2013**, le gouvernement anglais établit les principes stratégiques en matière de gestion des déchets dangereux. Six grands principes sont édictés. Le

¹⁷ The environmental permitting (england and wales) Regulations 2010

¹⁸ <https://www.gov.uk/guidance/waste-exemptions-treating-waste>

gouvernement estime que les principes fournissent un cadre promouvant le meilleur résultat global sur l'environnement pour la gestion des déchets dangereux conformément à la directive cadre sur les déchets (2008/98 / CE).

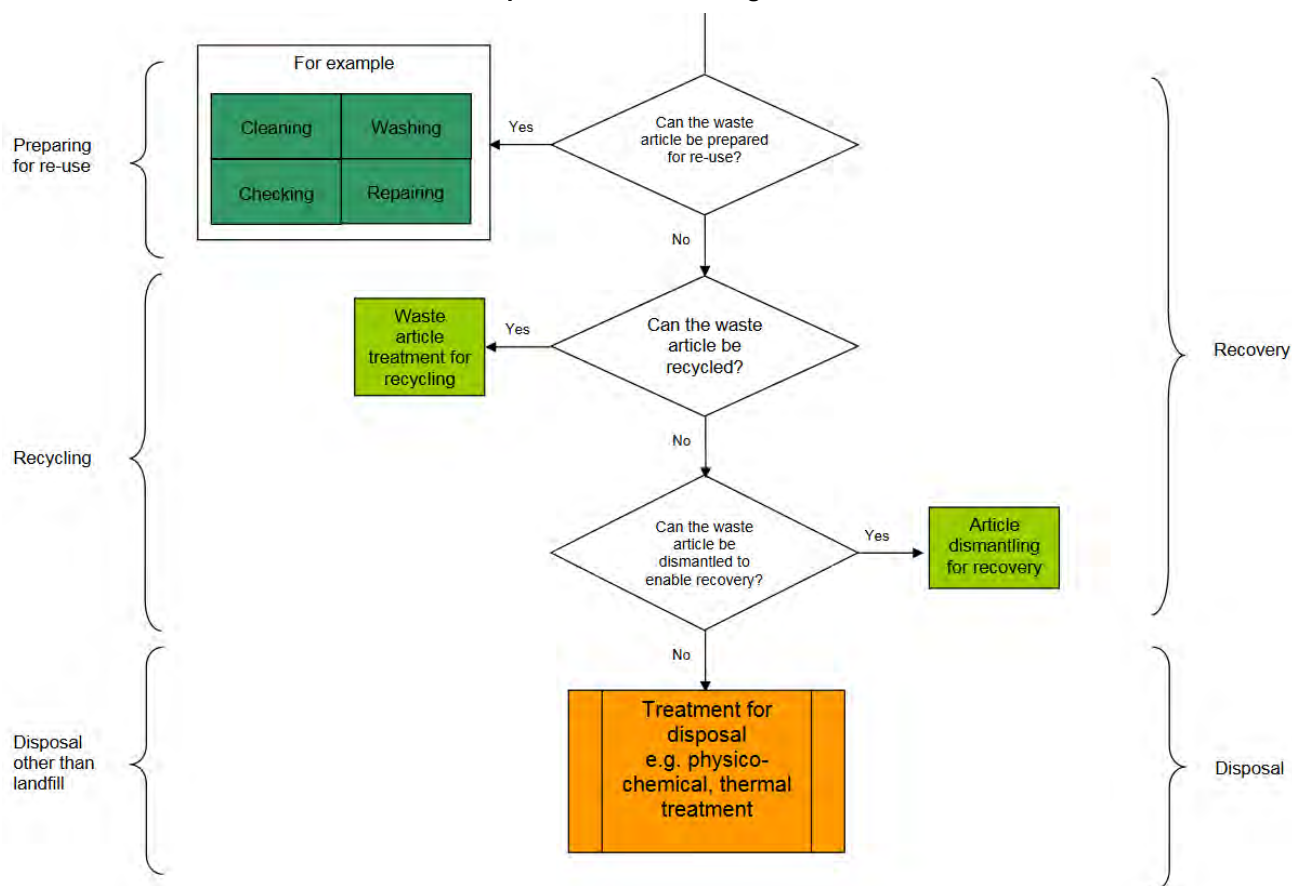
Les déchets dangereux doivent être gérés par les producteurs de déchets et les gestionnaires de déchets conformément à la hiérarchie des déchets UE. Cette hiérarchie doit être appliquée dans l'ordre de priorité suivant :

- 1- Prévention
- 2- Préparation en vue du réemploi
- 3- Recyclage
- 4- Autre valorisation (notamment énergétique)
- 5- Élimination

Le texte confirme que des mesures doivent être prises par l'Etat pour encourager les options permettant le meilleur résultat environnemental global pour tous les déchets, incluant les déchets dangereux (comme c'est le cas dans la directive déchets).

Des arbres de décision ont été développés dans le but de soutenir la stratégie pour les déchets dangereux. L'arbre de décision concernant les objets dangereux.

Figure II-5 : Arbre de décision développé par le DEFRA permettant de déterminer la meilleure option de traitement pour les déchets dangereux



Source : DEFRA 2010

II.3.4. Irlande

II.3.4.1. *Transposition de directives européennes*

- Directive 94/62/CE

La directive est transposée dans la législation irlandaise via le règlement sur la gestion des déchets (Waste Management Regulation) de 1997, mis à jour en 2003 puis 2007.

- Directive 2008/98/CE

L'article 28 du règlement déchet de 2011¹⁹ transpose l'article 6 de la directive cadre déchets 2008 (2008/98/CE).

Cette transposition respecte fidèlement l'article 6 et n'ajoute aucune précision particulière.

Un système à quatre niveaux d'autorisation a été établi pour les activités de traitement ou d'élimination des déchets :

- pas d'autorisation requise (exemption)
- un permis déchets : « waste licence »
- un permis d'installation de déchets : Waste (or IPPC) licence
- un certificat d'enregistrement déchet : « Waste Certificate of Registration / Registration Certificate »

Selon le niveau d'autorisation requise, ces activités sont contrôlées soit par l'agence de protection de l'environnement soit par les autorités locales. Dans le cadre des opérations concernant les déchets dangereux, il n'y a pas de possibilité d'exemption. Le niveau d'autorisation dépend des tonnages annuels reçus par l'installation.

Les textes législatifs définissant ces niveaux d'autorisations sont les suivants :

- *Waste Management (Licensing) Regulations 2004 to 2011*
- *Waste Management (Facility Permit & Registration) Regulations 2007, as amended*

En Irlande, les permis d'environnement (IPPC) sont délivrés par l'agence de la protection de l'environnement (EPA)²⁰.

II.3.4.1. *Filière de responsabilité élargie du producteur*

Selon EPA 2012 le pays a mis en place des directives nationales permettant la valorisation et le recyclage de plastiques d'emballages ayant été en contact avec des produits phytosanitaires :

- « Circular No. WPRR 02/09 Re: Authorization of bring centers for farm plastics »;
- « Circular No. WP16.10 Re : National Hazardous Waste Management plan – collection of other farm plastic ».

Cette dernière circulaire incite à la considération au cas par cas de la possibilité de valorisation de plastiques usagés dans le secteur de l'agriculture. Nombre d'entre eux peuvent en effet être rendus, par des techniques de rinçage, valorisables et/ou recyclables. Ceci dans le respect de conditions et critères qui nécessitent la mise en place de moyens d'inspections.

¹⁹ Voir bibliographie

²⁰ *EPA (Licensing) Regulations 1994, as amended*

II.3.5. Italie

II.3.5.1. *Transposition de directives européennes*

- Directive 94/62/CE

La première loi cadre sur les déchets en Italie a été mise en place en 1997, via le **décret législatif 22/97**. Il transpose les trois principales directives européennes de l'époque sur la problématique des déchets : la directive 91/156/CEE (Directive cadre), 91/689/CEE (Déchets dangereux), *94/62/CE (Emballages et déchets d'emballages)*. Le décret modifie l'organisation générale de la filière de recyclage dans le pays, et définit de nouvelles responsabilités pour les régions, provinces et communes : les provinces sont à présent chargées de mettre en place des stratégies de réduction des déchets, les communes d'organiser leur collecte.

- Directive 2008/98/CE

Le décret n. 152/2006 (Environmental Framework Act) abroge le décret 22/97 et intègre la transposition de la directive cadre européenne sur les déchets 2008/98/CE. Le décret n. 152/2006 devient ainsi le décret cadre italien sur les déchets. Il apporte quelques modifications sur les points suivants : il définit de nouveaux objectifs de recyclage à l'horizon 2012 (et des pénalités financières pour les municipalités qui ne les atteindraient pas) et revoit le système de taxes sur les ordures ménagères.

III. Qualification et quantification des gisements associés au recyclage de déchets d'emballages plastiques ayant été en contact avec des substances dangereuses

Deux grands gisements d'emballages mis sur le marché peuvent être distingués : les emballages issus des ménages et assimilés qui représentent 1.08 millions de tonnes par an et les emballages industriels et commerciaux qui représentent 899 000 tonnes. Sur ce total mis sur le marché, 64% sont des corps creux rigides (bouteilles, flacons, fûts, boîtes, caisses et barquettes). [ADEME 2012b]

Les emballages ménagers non dangereux font l'objet d'objectifs de collecte sélective et de valorisation depuis de nombreuses années au travers de la mise en place de la filière de responsabilité élargie du producteur (REP) en 1992 financée par Eco-Emballage et Adelphe. Depuis 2013, la collecte et le traitement des emballages dangereux des ménages (nommés Déchets Diffus Spécifiques) sont financés par la filière REP EcoDDS.

Jusqu'à il y a peu, les emballages industriels et commerciaux n'ont pas été visés par des politiques publiques de recyclage aussi fortes que les emballages ménagers. Le paquet économie circulaire de la Commission européenne, adopté en 2015, change la donne puisque celle-ci a fixé comme objectif de recyclage commun au niveau de l'Union européenne de recycler 75% des déchets d'emballages d'ici 2030. La nature et les gisements devraient donc être de mieux en mieux connus à l'avenir.

Au niveau quantitatif, on connaît les chiffres de mise sur le marché des emballages non ménagers mais leur application est peu connue, il est donc difficile de connaître le gisement d'emballages industriels contenant des substances dangereuses.

Le gisement de déchets d'emballages industriels et commerciaux (DEIC) est collecté au sein de différents flux :

- **DAE** hors BTP : déchets des activités économiques (industries, commerces, grandes surfaces, etc.) qui paient des sociétés privées pour la collecte/gestion de leurs déchets), flux estimé par PlasticsEurope à 404 kt/an.
- **DMA** (déchets des artisans, petits commerces, etc. collectés par les collectivités), environ 344 kt/an. Les DEIC collectés par les communes sont importants en termes de tonnages mais rarement recyclés car les petites entreprises dont ils sont issus bénéficient rarement d'une collecte sélective. Ils sont donc généralement collectés avec les OMR et stockés en ISDND ou incinérés.
- **Déchèteries** : en déchèterie, les déchets d'emballages plastiques industriels et commerciaux se retrouvent généralement dans les bennes de tout-venant ou des bennes d'emballages vides destinés à l'incinération dans la plupart des cas et sont donc rarement recyclés. PlasticsEurope estime le gisement à 114 kt/an. Des exemples de tri des bennes tout-venant au sein des déchèteries existent toutefois, pour notamment capter ces déchets en vue de leur valorisation. Par ailleurs, des bennes de collecte spécifiques à certains déchets de plastique (films plastiques, plastiques rigides) sont parfois mises en place dans certaines déchèteries.
- **Déchets du bâtiment** (emballages, calages...) : les DEIC issus des déchets du bâtiment sont aussi peu référencés (en général les études sont réalisées « hors déchets du bâtiment »), PlasticsEurope estime leur gisement à 49 kt/an.

L'objectif de ce chapitre est de qualifier et quantifier les emballages ayant contenu des produits dangereux en France. Il faut noter qu'un flux d'emballage peut avoir contenu des substances dangereuses et être non souillé lorsqu'il est collecté s'il est lavé chez l'utilisateur (cas d'une partie des EVPP).

Il ressort des échanges avec les acteurs du recyclage et des producteurs de plastiques (via PlasticsEurope) que le matériau le plus utilisé pour contenir des substances dangereuses est le PEHd.

Il n'existe pas de tests publiés par les producteurs sur la migration de substances au sein de la matrice polymère. Le choix du type d'emballage est réalisé sur base de l'expérience acquise par le producteur et des tests de résistances de l'emballage vis-à-vis de la substance ou du mélange contenu. En pratique, la matrice polymère est exposée à la substance ou le mélange pendant une certaine durée avant de tester les propriétés mécaniques de l'emballage après exposition.

III.1. Les emballages vides de produits phytopharmaceutiques (EVPP)

On peut distinguer deux types de plastiques issus de l'agriculture :

- Les emballages de produits phytosanitaires (produits phytopharmaceutiques, fertilisants) ;
- Les autres plastiques (films agricoles usagés, ficelles plastiques, filets balles rondes, etc.)

Ces déchets sont gérés par la filière REP A.D.I.VALOR.

Les produits phytopharmaceutiques sont destinés à la protection des cultures (herbicides, fongicides, insecticides, régulateurs de croissance,...). Ils font l'objet d'une Autorisation de Mise sur le Marché (AMM). Les emballages collectés sont les bidons en plastique (PEHD, PET), les fûts en plastique ou en métal de 25 à 300 litres, les boîtes carton et les sacs papier.

A.D.I.VALOR est une filière volontaire de responsabilité élargie du producteur. Elle a été créée en 2001. Le premier programme de collecte concernait les bidons plastiques de produits phytopharmaceutiques des professionnels. En effet, dans la gestion des flux d'emballages vides de produits phytopharmaceutiques (ou phytosanitaires) (EVPP), A.D.I.VALOR s'intéresse aux produits destinés aux professionnels de la production agricole (les agriculteurs).

En 2013, 59 000 tonnes d'emballages et plastiques usagés ont été collectés et 93% ont été recyclés. Ce flux est composé comme suit :

- Les films agricoles usagés (FAU) et sacs plastiques d'engrais
- Les big-bags d'engrais, semences et plants
- Les corps creux rigides en plastique (bidons, flacons, fûts de produits phytopharmaceutiques, fertilisants liquides, produits d'hygiène d'élevage laitier).
- Les ficelles plastiques destinées au conditionnement des fourrages, à l'horticulture et au palissage de la vigne
- Les filets balles rondes destinés au conditionnement des fourrages
- Les autres emballages (boîtes, sacs,) et autres équipements usagés

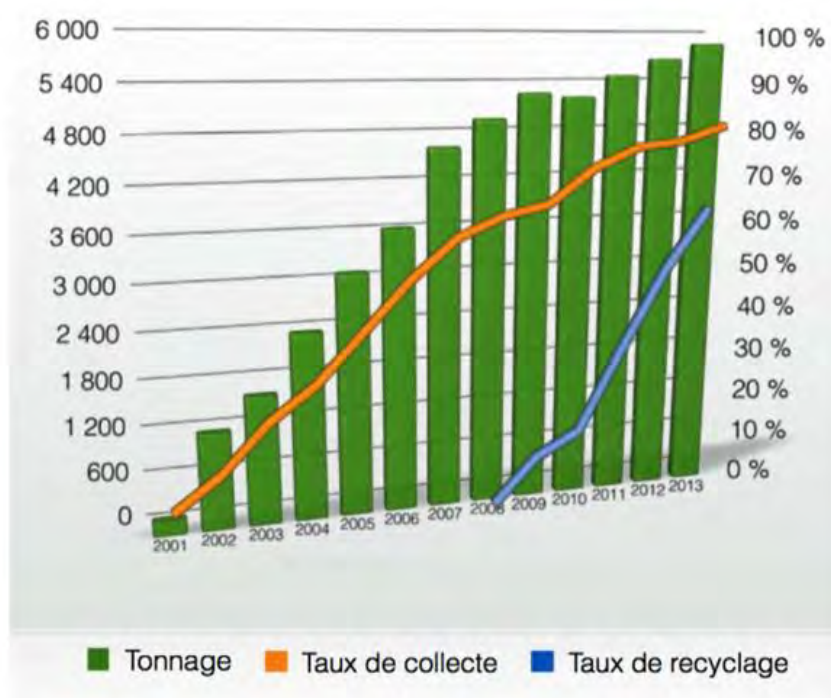
Selon A.D.I.VALOR 2013, les emballages vides, issus de l'emploi des produits phytopharmaceutiques et assimilés, sont principalement des bidons plastiques. Les autres emballages (boîtes et sacs en carton ou papier, fûts métalliques ou en plastique) représentent 12% du gisement total.

80% des emballages vides de produits phytopharmaceutiques sont collectés en 2013 avec une performance plus élevée pour les bidons plastiques (84%) que pour les boîtes et sacs (35%). En matière de recyclage, deux bidons sur trois sont recyclés en 2013 grâce à une amélioration significative de leur propreté en comparaison avec 2012 (un bidon sur deux).

En 2015, A.D.I.VALOR a pour objectif de collecter 75% des EVPP avec un taux de recyclage de 55%. Ceux-ci sont fixés en concertation avec les pouvoirs publics et les partenaires de la filière.

L'évolution de la collecte des EVPP depuis 2001 et leur taux de recyclage sont présentés sur le graphique suivant :

Figure III-1 : Évolution de la collecte des EVPP depuis 2001 et taux de recyclage



Source : A.D.I. VALOR

III.2. Les emballages plastiques rigides industriels et commerciaux

III.2.1. Gisement

Il est difficile de qualifier et de quantifier le gisement d'emballages vides souillés des industriels. Il n'existe pas de comptabilité nationale. Par ailleurs, les producteurs de ces emballages n'ont pas d'informations précises et centralisées sur l'utilisation qui est faite des emballages vendus.

En fin de vie, ces emballages sont le plus souvent non-vides et incinérés dans les incinérateurs de déchets dangereux.

Pour pallier le manque de statistiques, deux méthodes d'estimations sont proposées ci-dessous. L'objectif étant d'estimer le gisement d'emballages plastique ayant contenu des substances dangereuses.

Méthode 1

Comme indiqué précédemment, les emballages sont le plus souvent incinérés dans les incinérateurs de déchets dangereux avec les substances qu'ils contiennent (sans étape de déconditionnement).

Ces emballages sont en plastique ou en métal. Le plastique est entièrement brûlé alors que le métal est récupéré dans les mâchefers d'incinération. Il est donc possible d'estimer la quantité d'emballages métalliques. En supposant que la proportion d'emballages vendus en plastique et en métal est identique à celle incinérée, on peut déterminer le gisement d'emballages en plastique à partir de la formule suivante :

$$Qté\ emb.\ plastique\ ind. = \frac{\frac{\text{métaux dans les mâchefers}}{\text{taux de récup. métaux}} \times \text{taux emb. plastiques mis sur le marché}}{\text{emb. métalliques mis sur le marché}}$$

Tableau III-1 : Données nécessaires à l'estimation du gisement d'emballages industriels en plastique ayant contenu des substances dangereuses

	ktonnes	%	Source
Emballages plastiques industriels mis sur le marché²¹	899	82%	ADEME, Collection Repères Emballages indus et ménagers_2012
Emballages métalliques industriels mis sur le marché	195	18%	
Métaux récupérés dans les mâchefers	17	-	Sypred (2014)
Taux de récupération de métaux entrant dans l'incinérateur	-	85%	Hypothèse RDC

En appliquant la formule ci-dessus, on obtient 92 000 tonnes d'emballages plastiques industriels ayant contenu des substances dangereuses. Il faut noter que ce gisement ne correspond pas au gisement potentiellement recyclable.

Ce tonnage est un minimum puisque seuls les quantités incinérées dans les installations du SYPRED sont considérés. De plus, les volumes d'emballages suivant une autre filière que l'incinération de déchets dangereux ne sont pas estimés.

Méthode 2 :

La Direction Générale de la Prévention des Risques du Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer recense les principaux rejets et transferts de polluants dans l'eau, l'air, les déchets déclarés par certains établissements via le registre français des émissions polluantes (IREP)²². À savoir:

- les principales installations industrielles,
- les stations d'épuration urbaines de plus de 100 000 équivalents habitants,
- certains élevages.

Les tonnages de déchets d'emballages dangereux (classés 15 01 10*) générés par les installations recensées via le registre IREP est de 136 330 tonnes²³ en 2014. Ce chiffre représente 3 787 entreprises sur les 5 635 suivies, le reste étant « non défini »²⁴. Par extrapolation, on peut faire l'estimation de 200 000 tonnes pour les 5 635 entreprises.

²¹ Emballages pour tous types de produits (dangereux et non dangereux)

²² <http://www.pollutionsindustrielles.ecologie.gouv.fr/IREP/index.php>

²³ Il faut noter que le volume résiduel de liquide dans les emballages peut influencer significativement ce tonnage

²⁴ C'est-à-dire que le tonnage n'est pas recensé

Les emballages industriels en plastique mis sur le marché représentant 82% des emballages totaux, on obtient un **gisement estimé entre 112 000 à 164 000 tonnes**.

En conclusion, la première méthode estime le gisement d'emballages vides et non vides sur base des tonnages entrant dans les installations du SYPRED alors que la deuxième méthode s'attache à estimer le gisement d'emballages vides uniquement. Au vu des chiffres obtenus avec la méthode 2, la méthode 1 semble sous-estimer le gisement mais les deux méthodes donnent un même ordre de grandeur.

III.2.2. Volumes lavés à des fins de décontamination

Dans le but de faire un état de l'art des opérations de lavage visant la décontamination d'emballages plastiques souillés, un certain nombre d'industriels réalisant ces opérations ont été identifiés (cf. chapitre IV). Les entreprises interrogées n'ont pas toutes souhaité répondre aux questions. On peut néanmoins dire que les initiatives de lavage visant la décontamination dans le but d'un recyclage sont peu nombreuses sur le territoire français.

L'étude a permis d'identifier un tonnage approximatif de 22 000 tonnes d'emballages décontaminés en France. Ce chiffre a été obtenu sur base des informations fournies par les enquêtés ou via le registre français des émissions polluantes (IREP)²⁵.

Ce chiffre est à prendre avec précaution car il pourrait inclure :

- des emballages métalliques souillés.
- les emballages refusés et non destiné au recyclage.

De plus, la liste des entreprises réalisant des opérations de lavage en vue de la décontamination n'est pas exhaustive.

Tableau III-2 : Traitement de déchets classés 15 01 10* par des entreprises dont l'activité est le lavage en d'emballage dans un but de réutilisation/recyclage

Nom de l'entreprise	2012	2013	2014
<i>Tonnages traités de déchets dangereux sous la classification 15 01 10*</i>			
Duo emballage St Laurent Blangy	2 043	2 070	2 511
Duo emballage Willems	2 697	2 862	3 540
Renovembal	604	741	553
Earthminded	9 026	7 903	7 567
R + R	n.d.	1288	1750
Echalier	n.d.	n.d.	112
TOTAL	14 370	14 864	16 033

Source: Registre français des émissions polluantes (IREP), INERIS (consulté en mars 2016)

A ces chiffres, il faut ajouter les chiffres indiqués par Sarp industries et Chimirec lors des entretiens :

- **SARP Industries** : 1 500 tonnes en moyenne annuellement ;
- **Chimirec** : 5 000 tonnes en moyenne annuellement.

²⁵ (consulté en mars 2016)

III.3. Les déchets diffus spécifiques vidés

Les déchets diffus spécifiques (DDS) sont des déchets issus de produits chimiques pouvant présenter un risque significatif pour la santé et l'environnement en raison de leurs caractéristiques physico-chimiques. La limitation de leur impact sur l'environnement et la santé humaine nécessite un traitement spécifique. Par ailleurs, vidés dans le réseau d'eaux usées, ils perturbent le traitement de celle-ci dans les stations d'épuration et, déposés avec les ordures ménagères, ils sont dangereux pour le personnel de collecte et sont préjudiciables au bon fonctionnement des centres de traitement.

EcoDDS est l'éco-organisme agréé par les pouvoirs publics depuis avril 2013 pour prendre en charge l'obligation réglementaire des metteurs sur le marché de mettre en place et de financer la reprise des produits mis sur le marché une fois arrivés en fin de vie. Il n'existe pas à ce jour de système individuel. La liste des déchets pris en charge par EcoDDS est définie par l'Arrêté du 16 août 2012 fixant la liste des produits contributants. Ces produits sont des produits d'adhésion, d'étanchéité et réparation, les produits de traitements, revêtements de matériaux, des produits d'entretien spéciaux, de protection, des produits hydrocarbures, des produits biocides phytosanitaires, des engrais ménagers, des produits chimiques usuels et des solvants et diluants.

Il y a lieu de bien différencier les déchets dangereux des ménages récupérés en déchèteries, à la charge des collectivités, et les déchets diffus spécifiques, également collectés déchèterie dont le transport et le traitement est financés par les metteurs sur le marché. La liste des déchets pris en charge par EcoDDS étant arrêtée, une partie des déchets dangereux des ménages n'est pas comptabilisée dans ce chapitre.

Les déchets, collectés en déchèteries, qui sont repris par EcoDDS, sont répartis en neufs flux : pâteux et solides inflammables, DDS vidés, aérosols, produits liquides (solvants), phytosanitaires et biocides, filtres à huile, acides, bases et combustibles.

Parmi ces flux, les DDS vidés regroupent tous les produits de l'Arrêté du 16 août 2012 vides hors aérosols, filtres à huiles et combustibles (collectés dans les 5 autres flux lorsqu'ils ne sont pas vides).

En 2014, EcoDDS a collecté 26 655 tonnes de DDS dont 2160 tonnes de DDS vidés.

Tableau III-3 : Volume de DDS collectés par EcoDDS en 2014

<i>en tonnes</i>	Tonnages collectés en 2014	%
01 - Pâteux et Solides Inflammables	21 098	79%
02 - Emballages vides souillés (EVS)	2 160	8.1%
03 - Aérosols	541	2.0%
04 - Produits Liquides (Solvants)	1 435	5.4%
05 - Phytosanitaires et Biocides	718	2.7%
06 - Filtres à huile	252	0.9%
07 - Acides	119	0.4%
08 - Bases	177	0.7%
09 - Combustibles	155	0.6%
Total	26 655	100%

Le gisement de déchets d'emballages plastiques vides souillés est estimé selon la formule suivante :

$$\begin{aligned}
 & Q_{té} \text{ emb. plastique ménagers} \\
 &= Q_{té} \text{ d'EVS collectés par EcoDDS} \times \text{part emb. plast. dans les EVS} \\
 &\times \frac{\text{population française totale}}{\text{population française couverte par EcoDDS}}
 \end{aligned}$$

Tableau III-4 : Données nécessaires à l'estimation du gisement d'emballages en plastique vides dangereux des ménages (DDS vidés)

	min	max	Source
Part d'emballages en plastique dans le flux « EVS »	65%	75%	ECODDS (retour d'expérience des campagnes de caractérisation)
Population couverte par les déchèteries EcoDDS en 2014	42 millions d'habitants		Rapport d'activité EcoDDS 2014
Population Française	66 317 994		INSEE

Tableau III-5 : Tonnage estimé d'emballages en plastique vides dangereux des ménages

<i>t/an</i>	min	Max
Tonnage estimé de DDS emballages plastiques vides à l'échelle des déchèteries adhérentes d'EcoDDS	1 400	1600
Tonnage estimé de DDS emballages plastiques vides à l'échelle de la France	2 200	2 600

Note : Le gisement d'emballages contenant encore des produits dangereux ne sont pas considérés dans le calcul.

EcoDDS est opérationnel depuis le 1er janvier 2014. Malgré une anticipation (durant l'année 2013) de cette mise en route, le nombre de déchèteries adhérentes a augmenté tout au long de l'année. On peut donc supposer que le gisement 2014 est un peu sous-estimé. De plus, EcoDDS ne couvre pas l'entièreté des produits dangereux des ménages (selon la réglementation CLP). Le gisement est donc sous-estimé.

III.4. Conclusions

L'évaluation quantitative des gisements et des volumes recyclés est complexe et repose sur d'importantes hypothèses, surtout pour les emballages vides issus des industriels. Au moment de la rédaction de cette étude, les producteurs d'emballages ne savent pas quantifier les divers usages de ces emballages. L'estimation des volumes d'EVPP et des DDS vides est toutefois plus aisée puisque ces flux sont gérés par deux éco-organismes.

Le tableau suivant résume les quantités d'emballages estimés dans ce chapitre.

Tableau III-6 : Quantité d'emballages en plastique ayant contenu des substances ou mélanges dangereux

Type d'emballage	Gisement - estimation basse	Gisement - estimation haute	Quantité collectée en vue d'un recyclage	Taux de collecte en vue du recyclage
<i>Unité</i>	<i>Tonne</i>	<i>Tonne</i>	<i>Tonne</i>	<i>%</i>
EVPP				
Bidons en plastique	6 429		5400	84%
Emballages vides souillés des ménages (périmètre EcoDDS)				
Emballages dangereux en plastique	2200 à 2600	-	-	-
Emballages vides et non vides souillés des industriels				
Emballages dangereux en plastique	92 000	112 000 à 164 000	22 000	13% à 24%
TOTAL emballages en plastique	100 700 à 101 000	120 000 à 173 000	27 400	16 à 27 %

IV. État de l'art des procédés de rinçage, de lavage et de décontamination

IV.1. Démarche

Objectifs

Cette étape a pour objectif de dresser un état de l'art des procédés de rinçage, de lavage et de décontamination des emballages plastiques ayant contenu des substances dangereuses.

Pour dresser cet état de l'art, plusieurs canaux d'informations ont été utilisés :

1. La bibliographie ;
2. L'identification des dispositifs de gestion des déchets dangereux existants en France ou à l'étranger et plus précisément des emballages vides ;
3. Les entreprises identifiées comme pouvant potentiellement effectuer les opérations investiguées (via des échanges avec des professionnels du secteur, les membres du comité de pilotage de cette étude ou la liste des membres d'Ecofût) ;
4. Les fédérations ou organismes équivalents regroupant les professionnels du secteur.

Méthode et types de résultats obtenus

1. La bibliographie concernant les opérations de rinçage, de lavage et de décontamination des emballages souillés est axée sur la filière de rinçage des emballages de produits phytosanitaires agricoles. Ceci s'explique par la large diffusion de ce type de programme à travers le monde ; en effet, selon l'organisme *Crop Life International*, un programme de collecte et recyclage d'emballages de produits phytosanitaires existe dans 35 pays à travers le monde. En 2011, 64 000 tonnes de plastiques ont été recyclés selon eux.

Cette bibliographie se concentre sur la description des opérations réalisées avant l'acceptation du déchet par l'industriel en charge du lavage en vue de la décontamination et/ou du recyclage. À ce titre, le document de la FAO et l'OMS, rédigé en mai 2008, sur les lignes directrices sur les différentes options pour la gestion des emballages de produits phytosanitaires vides, fait référence.

International Code of Conduct on the Distribution and Use of Pesticides – Guidelines on Management Options for Empty Pesticide Containers, World Health Organization & Food and Agriculture Organisation, May 2008.

2. L'identification des dispositifs de gestion des déchets dangereux a été effectuée dans le cadre d'une étude menée par RDC Environment sur la mise en place d'une responsabilité élargie du producteur (REP) en matière de petits déchets dangereux des ménages et des PME en Belgique.

Sur base d'une bibliographie préliminaire, les zones géographiques suivantes ont été investiguées à travers un contact avec des organismes concernés ou autorités publiques.

Tableau IV-1 : Zones géographiques investiguées pour l'identification des dispositifs de gestion des déchets dangereux

Pays / Région	Organisme
France	EcoDDS / ADEME
Québec	Recyc-Québec / Eco-Peinture
Ontario	Ministère de l'environnement de l'Ontario / Stewardship Ontario
Finlande	Ministère de l'environnement
Irlande	Ministère de l'environnement

Colombie Britannique	Ministère de l'environnement de la Colombie Britannique / Product Care
Copenhague	Agence de l'Environnement de Copenhague
Helsinki	HSY
Royaume-Uni	Ressource Futures / DEFRA / Community RePaint Network

Ce travail²⁶ a permis, entre autres, d'identifier les quantités d'emballages dangereux par habitant et la destination de ces déchets. Il en ressort que des initiatives de recyclage des flux d'emballages diffus des ménages et PME ont été identifiées pour les zones géographiques suivantes :

- Belgique (Région Wallonne et Région de Bruxelles-Capitale) : emballages plastiques vides dangereux ;
- Québec : pots de peintures vides ;
- Colombie-Britannique : emballages plastiques d'un volume supérieur à 5 gallons.

3. Une enquête auprès des entreprises réalisant (ou fortement impliquées) du lavage d'emballages vides souillés dans le but de les décontaminer a été réalisée. Les entreprises n'étaient pas connues au début de l'étude, la phase d'identification de celles-ci a été fastidieuse et a conduit à l'obtention de deux types de réponses négatives : l'entreprise n'effectue pas ce type d'opération ou l'entreprise ne souhaite pas répondre à l'enquête.

Tableau IV-2 : Nombre d'entreprises enquêtées dans le cadre de la réalisation de l'état de l'art des procédés de lavage et décontamination

Nombre total sollicité	29
Enquêtés n'ayant pas donné suite (absence de réponse)	8
Enquêtés ayant répondu	21
<i>Enquêtés ne souhaitant pas répondre aux questions</i>	<i>10</i>
<i>Enquêtés non concernés par ce type de type d'opération</i>	<i>5</i>
<i>Description du procédé obtenu</i>	<i>6</i>

Pour les entreprises ayant répondu à l'enquête, les thématiques abordées ont été les suivantes :

- Origine du déchet
 - o Nature et origine des déchets d'emballages souillés (substances contenues, nature du plastique d'emballage, type de détenteur) ;
 - o Consignes éventuelles indiquées au détenteur du déchet.
- Opérations réalisées sur site
 - o Règles de tri ;
 - o Identification des non conformités et gestion de celles-ci ;
 - o Description du procédé de lavage/décontamination ;
 - o Description du procédé aval si réalisé sur place ;
 - o Gestion des émissions (traitement des eaux de lavage).
- Destination du produit sortant
 - o Nature ;
 - o Destination / traçabilité ;
 - o Applications finales (matières recyclées transformées).

²⁶ Ce travail a été effectué dans le cadre d'une mission aux objectifs plus larges que ce qui est présenté ici.

Afin de compléter l'enquête, certains arrêtés préfectoraux d'exploitation d'entreprises identifiées comme réalisant ces opérations ont été consultés, afin d'identifier les mesures de sécurité sanitaire et environnementale des installations classées imposées par les inspecteurs DREAL.

À l'exception d'un projet « extruclean » au stade de recherche et développement, il est apparu que les procédés de lavage/décontamination utilisent une technologie similaire de lavage à l'eau (chaude) avec addition de réactif (cf sous-chapitre suivants). Cette information a été confirmée durant l'enquête²⁷.

4. Les fédérations ou organismes équivalents suivants ont été consultés : Elipso, FNADE, FEDEREC et Valorplast. Il en résulte le même constat qu'avec l'enquête :

- les technologies utilisées actuellement diffèrent peu les unes par rapport aux autres ;
- ce type d'opération est peu répandu.

²⁷ Il a été demandé aux enquêtés s'ils avaient connaissance d'autres technologies ou d'autres entreprises concurrentes à interroger.

IV.2. Positionnement des opérations de rinçage et de lavage en vue de la décontamination sur la filière de recyclage

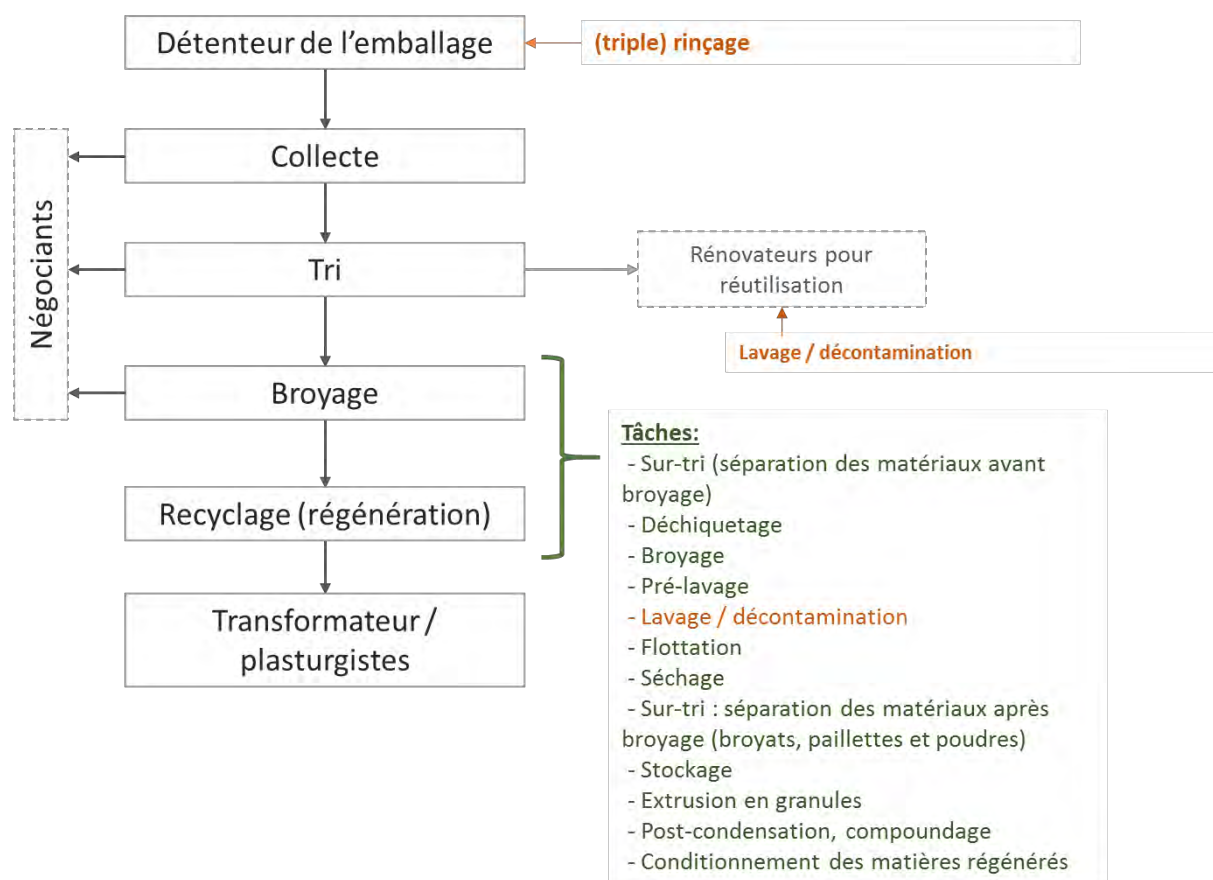
Il faut distinguer le rinçage des emballages vides souillés qui est réalisé par le détenteur du déchet et les opérations de lavage visant à réduire à l'état de trace toute substance nocive ou toxique présente dans l'emballage (substances transférées dans la matrice par adsorption et par absorption).

Pour rappel, les définitions retenues dans le cadre de cette étude sont les suivantes :

- **Rinçage** : Opération, réalisée par le détenteur du déchet, visant à supprimer toute trace, visible à l'œil nu, de substances ou mélanges dangereux contenus dans l'emballage²⁸.
- **Lavage** : Technique permettant de transférer les substances nocives ou toxiques présentes dans l'emballage vers une phase aqueuse. Le lavage peut être un moyen de décontamination.
- **Décontamination** : action visant à réduire à l'état de traces toute substance nocive ou toxique présente dans l'emballage. Cette notion implique la réalisation de tests permettant de confirmer l'efficacité de l'action de décontamination ; cette efficacité est déterminée par des seuils en concentration de substances résiduelles dans la matière plastique. La décontamination s'applique aussi bien aux substances contenues dans l'emballage (résidus) qu'aux substances ayant migré vers l'emballage par adsorption ou absorption.

Le schéma suivant présente la chaîne de valeur du recyclage des emballages plastiques de manière simplifiée. Les opérations de rinçage et de lavage en vue de la décontamination y sont positionnées.

Figure IV-1 : Schéma de la chaîne de valeur du recyclage et positionnement des opérations de rinçage et lavage/décontamination sur cette chaîne

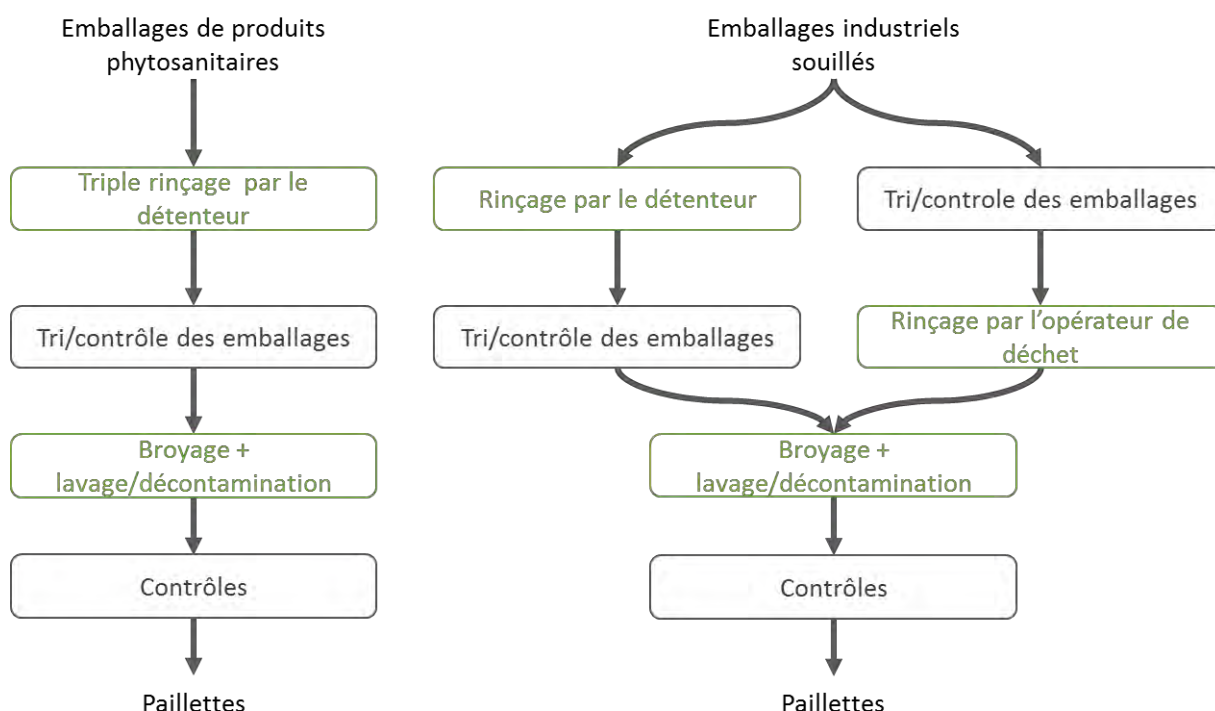


²⁸ Dans le cas des emballages vides de produits phytosanitaires, une procédure stricte de rinçage doit être suivie pour permettre l'intégration de ces flux dans une filière de recyclage (cf. chapitre IV.3).

Les opérations de rinçage sont surtout effectuées par les agriculteurs, détenteurs d'emballages de produits phytosanitaires alors que les opérations de lavage/décontamination sont effectuées par les broyeurs et recycleurs. Dans le cas des emballages industriels, il est souvent demandé au détenteur du déchet de fournir un emballage « propre » à l'œil nu mais une opération de rinçage préalable n'est pas requise.

Le schéma suivant présente schématiquement les différents systèmes de gestion pour le recyclage des emballages ayant contenu des substances dangereuses.

Figure IV-2 : Les différents systèmes de gestion des emballages souillés en vue de leur recyclage



IV.3. Les opérations de rinçage

Les opérations de rinçage décrites dans cette section concernent essentiellement les emballages de produits phytosanitaires. Ces techniques pourraient s'appliquer à d'autres produits miscibles à l'eau mais la bibliographie est inexistante sur le sujet.

Ces opérations de rinçage sont réalisées dans un but de valorisation matière des emballages de produits phytosanitaires. **Cela fait partie d'un schéma global de gestion des emballages** visant à s'assurer que :

- Les emballages sont rincés directement après l'utilisation de leur contenu ;
- Le schéma de collecte est organisé de façon à ce qu'il soit facile à l'utilisateur de les envoyer dans cette filière ;
- Un usage inapproprié des emballages est évité.

Ce schéma de gestion commence par l'implication des producteurs d'emballages de phytosanitaires qui ont repensé les emballages de manière à faciliter le rinçage. L'emballage est conçu de manière à :

- éviter toute rétention de liquide,
- faciliter l'accès du dispositif de rinçage à toutes les parois internes de l'emballage.

La sensibilisation et la formation des utilisateurs aux bonnes pratiques de rinçage est également un élément clé. Enfin, les contrôles des flux collectés sont nécessaires afin d'écarter les flux non-conformes (emballages non vides, mal rincés ou simplement hors champs de la collecte des emballages de produits phytosanitaires) mais aussi d'identifier les zones où un effort de sensibilisation et formation doit être fait.

En France, la gestion de ce schéma de collecte est réalisée par A.D.I.VALOR qui se porte responsable de cette filière. La présence d'un même acteur de bout en bout de la filière est un facteur de réussite.

La matrice polymère de l'emballage est également un élément important pour faciliter le recyclage de l'emballage. Les emballages mono-matériau en PEhd²⁹ ou PP sont actuellement les plus utilisés et trouvent des débouchés de recyclage.

IV.3.1. Les techniques de rinçage

La méthode de rinçage à mettre en œuvre dépend des caractéristiques physiques et chimiques des substances ou mélanges contenus d'emballage.

Trois méthodes de rinçage standard sont reconnues pour leur efficacité :

- Le triple rinçage à l'eau claire manuel ;
- Le rinçage pressurisé ;
- Le rinçage pressurisé intégré ; (le système de rinçage est intégré aux systèmes de pulvérisation) ;

Selon **FAO 2008**, les méthodes à appliquer sont les suivantes

Formulation	Méthode de rinçage
Concentrés émulsionnables Produits solubles à l'eau Solides solubles à l'eau	Rinçage à l'eau en utilisant la technique de triple rinçage manuel, le rinçage pressurisé ou le rinçage pressurisé intégré
Produits à base de solvants ou d'huile	Rinçage au solvant

Note : La majorité des phytosanitaires sont solubles dans l'eau.

Les trois méthodes reposent sur le même principe : le rinçage triple, à l'eau claire des bidons ayant contenu des produits phytosanitaires. Dans tous les cas, le liquide de fin de rinçage est récupéré pour alimenter de nouveau les pulvérisateurs³⁰. Le rinçage doit donc se faire immédiatement après avoir vidé l'emballage de son contenu.

Les méthodes pressurisées et intégrées ont pour avantage, respectivement, d'accélérer le processus et de l'automatiser. Ces dispositifs projettent généralement l'eau à une pression de 3 bars dans l'emballage.

²⁹ Selon les échanges avec les différents professionnels du secteur, les emballages en PEhd semblent représenter la grande majorité des emballages de substances et mélanges dangereux.

³⁰ en conformité avec l'Arrêté du 12 septembre 2006. Dans certains pays, le liquide de rinçage peut être stocké puis séché et remis à des collecteurs

Rappelons également que la législation française impose qu'« *Après usage, les emballages des produits liquides doivent être rincés avec de l'eau claire. Le liquide résultant de ce rinçage doit être vidé dans la cuve* » (Arrêté du 12 septembre 2006 relatif à la mise sur le marché et à l'utilisation des produits visés à l'article L. 253-1 du code rural et de la pêche maritime modifié par l'Arrêté du 12 juin 2015).

Le triple rinçage manuel (selon FAO 2008)

Pour les contenants suffisamment petits pour secouer :

1. Vider le contenu résiduel dans l'équipement de pulvérisation et égoutter pendant au moins 30 secondes après que l'écoulement commence à couler
2. Remplir l'emballage à un quart avec de l'eau claire
3. Refermer l'emballage
4. Secouer, faire des rotations et retourner l'emballage afin que l'eau atteigne toutes les parois intérieures
 - a. Soit ajouter l'eau de rinçage dans le réservoir du pulvérisateur
 - b. Soit stocker l'eau de rinçage pour une utilisation ultérieure ou pour élimination
5. Laisser le récipient égoutter pendant 30 secondes
6. L'opération doit être répétée au moins deux fois jusqu'à ce que l'emballage apparaisse propre

Pour les contenants trop grands pour secouer :

1. Vider le contenu résiduel dans l'équipement de pulvérisation
2. Remplir l'emballage à un quart avec de l'eau claire
3. Refermer l'emballage
4. Incliner l'emballage sur son côté et le rouler en avant et en arrière, en s'assurant d'au moins un tour complet, pendant 30 secondes
5. Tenir l'emballage à son extrémité et l'incliner en avant et en arrière à plusieurs reprises
6. Tourner l'emballage sur son autre extrémité et répéter l'opération 5
7. Vider l'eau de rinçage dans l'équipement de pulvérisation ou stocker l'eau pour une utilisation ultérieure ou pour élimination.

Sur son site internet, A.D.I.VALOR revient sur le système de rinçage « Rinçotop », décrit comme « simple et sûr pour rincer les bidons ». Ce système fonctionne avec une poignée de nettoyeur haute pression, terminée par une buse rotative. Le tube devant être inséré dans les bidons est coudé de manière à pouvoir effectuer le rinçage au-dessus d'une cuve de récupération aisément (voir photo ci-dessous). Le flux d'eau pressurisé vient ainsi rincer la totalité de l'intérieur du bidon, et les eaux de rinçage sont correctement récupérées (la pression de l'eau pulvérisée doit être de 2 à 2,5 bars). L'opération doit être répétée 3 fois par bidon pour garantir son bon nettoyage. Le système est breveté et est fabriqué par la société CEDMA à Nîmes³¹.



Le système Rinçotop n'est pas l'unique système de rinçage pouvant être utilisé : d'autres méthodes peuvent être reconnues par A.D.I.VALOR.

³¹ http://www.adivalor.fr/actualites/index_detail.html?choice=2004-02&th=23&query=evpp

IV.3.2. Protocole préconisé par A.D.I.VALOR

A.D.I.VALOR recommande de suivre les quatre étapes suivantes avant de remettre des EVPP à un collecteur de son réseau :

- a) **Rinçage des bidons** : par la méthode du triple rinçage manuel, ou en utilisant un rince-bidon (le rinçage doit alors durer 30 secondes). L'eau de rinçage est ensuite réutilisée dans le pulvérisateur (cf. techniques de rinçage décrites ci-dessus).
- b) **Égouttage** : les bidons doivent être entreposés le goulot vers le bas, sans bouchon.
- c) **Stockage** : avant d'avoir réuni suffisamment de bidons pour remplir une sache d'EVPP, il faut stocker ces bidons à l'abri de la pluie. Les bouchons doivent être stockés séparément.
- d) **La collecte** : des dates et lieux de collectes doivent être indiqués par les distributeurs. EVPP et bouchons doivent être rapportés séparément dans des saches prévues à cet effet. Après contrôle du bon nettoyage des EVPP, une attestation est remise.

Les emballages collectés via les opérateurs partenaires d'A.D.I.VALOR ont été préalablement vidés (rincés et égouttés pour les bidons plastiques) par les agriculteurs. Ils sont ensuite suremballés dans des sacs de collecte prévus à cet effet. Les lots d'emballages sont contrôlés lors de l'apport sur le site de collecte, puis lors de l'enlèvement par l'entreprise en charge du transport de ces emballages, du site de collecte à la plateforme de tri et regroupement. Tout sac de collecte non conforme est écarté du circuit de collecte.

Ces emballages vides, rincés pour les emballages rigides en plastiques, ayant contenu des produits phytopharmaceutiques, des produits d'hygiène de la mamelle ou de nettoyage de salle de traite, sont gérés par A.D.I.VALOR sous la rubrique 15 01 02, (emballages en matières plastiques) au titre de l'annexe II de l'article 541-8 du code de l'environnement.

Les emballages considérés comme souillés, ou collectés sans dispositions particulières, sont considérés comme classés sous la rubrique 15 01 10 * (emballages contenant des résidus de substances dangereuses ou contaminés par de tels résidus). Ils n'entrent pas dans le cadre du dispositif normal mis en place par A.D.I.VALOR ; ils devront être éliminés séparément, via des interventions spécifiques d'entreprises habilitées à gérer des déchets dangereux.

IV.3.3. Concentration en substances actives suite au triple rinçage

IV.3.3.1. Contrôle sur les eaux de rinçage

Des mesures ont été réalisées, par l'agence de protection de l'environnement irlandaise en 2012, afin de déterminer les concentrations en substances actives dans l'emballage au triple rinçage. Un solvant a été utilisé pour le quatrième rinçage dans le but d'estimer la quantité de substances dangereuses résiduelles après le troisième rinçage à l'eau. Les résultats, présentés ci-dessous, ont été effectués sur les eaux de rinçage et non pas sur le matériau d'emballage. Il n'est donc pas possible de savoir si des substances ont migré dans la matrice polymère et si celles-ci sont « emprisonnées » au sein de cette matrice.

Tableau IV-3 : Concentration en substances actives mesurée par l'agence de protection de l'environnement irlandaise

Données pour le triple rinçage			en pourcentage (%) de substance active dans les eaux de rinçage			
Composé	Type de pesticide	Classification	rinçage 1	rinçage 2	rinçage 3	rinçage 4
Azoxystrobin	Fongicide	N, R50/53	0.012	0.001	0.0001	0.001
Chlorothalonil	Fongicide	Xn, N, R20, R36/37, R40, R43, R50/53	0.0079	0.009	0.0018	0.0091
Chlorpyrifos	Insecticide	Xn, N, R10, R36/37/38, R 23/25, R65, R50/53	0.008	0.0003	0.00001	0.003
Chlorpyrifos	Insecticide	Xn, N, R10, R20/22, R36/37/38, R50/53, R65	0.104	0.0074	0.0011	0.0148
Clopyralide	Herbicide	R52/53	0.025	0.0005	0.0004	0.0008
Cyperméthrine	Insecticide	Xn, N, R22, R38, R43, R50/53	0.038	0.0002	0.0001	0.0003
Cyperméthrine	Insecticide	Xi, N, R10, R37, R51/53, R66, R67	0.03	0.004	0.003	0.001
Cyperméthrine	Insecticide	Xn, N, R37, R65, R50/53, R66, R67	0.016	0.001	0.0005	0.0035
Deltaméthrine	Insecticide	Xn, N, R10, R20/22, R37/38, R41, R50/53, R65	0.0121	0.0003	0.0002	0.0022
Diméthoate	Insecticide	Xn, R10, R20/21/22	0.198	0.004	0.004	0.011
Epoxiconazole	Fongicide	Xn, N, R40, R62, R63, R50/53	0.0772	0.0004	0.0003	0.0015
Fenpropimorphe	Fongicide	Xi, R38, R42, R50	0.14	0.003	0.002	0.065
Napropamide	Herbicide	Xi, N, R36/38, R51/53	0.017	0.004	0.0005	0.003
Propiconazole	Fongicide	Xn, N, R50/53, R63, R65	0.26	0.004	0.002	0.003
Propyzamide	Herbicide	Xn, N, R40, R50/53	N/A*	0.003	0.0004	0.001
Prothioconazole	Fongicide	N, R50/53	0.0026	0.00004	0.00003	0.0005
Quinoxyfen	Fongicide	Xi, N, R43, R50/53	N/A*	0.03	0.003	0.013
Tebuconazole	Fongicide	Xn, N, R41, R63, R51/53	0.0141	0.0005	0.0005	0.0026
Triclopyre	Herbicide	Xn, N, R22, R65, R38, R43, R50/53	0.07	0.001	0.0003	0.005
La taille des bidons est variable : 1, 2 et 5 litres.						
Pour une même substance, différentes mesures sont effectuées par taille de bidon (dans l'ordre).						
* : échantillon recueilli mousseux : pas de mesure possible						
Le rinçage n°4 est effectué à l'aide d'un solvant						

Source : EPA 2012

IV.3.3.2. Contrôle sur le matériau d'emballage

Point d'attention : aucun résultat d'analyse sur le matériau d'emballage n'a pu être consulté dans le cadre de cette étude.

Cependant, selon A.D.I.VALOR, après trois rinçages, les concentrations en substances dangereuses sont significativement plus faibles que les valeurs seuils définissant les propriétés de dangers selon la directive 2008/98/CE. Le bidon possède ainsi les critères lui permettant donc de sortir du statut de déchet dangereux et peut être collecté puis recyclé.

En effet, A.D.I.VALOR réalise, depuis 2005, des tests sur les bidons rincés par les agriculteurs afin de vérifier la quantité de substances dangereuses dans la matrice plastique du bidon. Les analyses sont réalisées sur la matrice "matière plastique" réduite en poudre. L'extraction des substances est obtenue par l'utilisation de solvants appropriés et l'extrait, après filtration et dilution, est analysé. Les résultats de ces analyses sont confidentiels et n'ont pas pu être transmis dans le cadre de cette étude.

IV.4. Lavage des emballages vides industriels en vue de leur décontamination

La technique présentée dans ce chapitre concerne les déchets classés sous le code déchet 15 01 10* : emballages contenant des résidus de substances dangereuses ou contaminés par de tels résidus (selon la classification des déchets du code de l'environnement).

Le procédé de lavage/décontamination décrit ci-dessous concerne les déchets d'emballages vides. Comme indiqué au début de ce chapitre, cette description est issue des divers échanges avec des industriels ainsi que la consultation d'arrêtés préfectoraux d'entreprises réalisant exclusivement ce type d'opération.

IV.4.1. Tri des emballages préalable au procédé de lavage/décontamination

Les caractéristiques des déchets, leurs provenances, les modalités de collecte, de transport et d'entreposage, l'identité des entreprises concernées et la destination des déchets sont indiquées via le bordereau de suivi des déchets dangereux.

Les règles d'acceptation sont précisées au producteur du déchet en amont de la signature du contrat. Une fois sur site, les déchets sont acheminés par bande transporteuse vers le premier broyeur. Les trieurs réalisent un tri visuel des emballages afin d'en extraire les non conformités.

Pour les refus de tri, d'autres solutions sont proposées comme l'incinération ou la co-incinération.

Certains arrêtés d'exploitation, en France, définissent des règles sur l'acceptation des emballages. On peut distinguer deux voies de réglementation :

- l'arrêté établit une liste des déchets interdits. Les déchets interdits sont décrits, soit par la nature du danger selon l'étiquetage CLP soit directement certaines substances ou mélanges spécifiques (ex : solvants chlorés).
- l'arrêté établit une liste des déchets autorisés selon la nomenclature déchet.

Règles de tri selon la nature du danger

Les règles d'acceptation des déchets selon le pictogramme de danger sont présentées dans le tableau ci-dessous. Ces règles sont issues d'un échange téléphonique avec un représentant de l'entreprise pour les trois premières entreprises et de la lecture de l'arrêté d'exploitation pour les trois dernières.

Il est important de noter que ces règles d'acceptation selon la nature du danger peuvent être complétées soit dans l'arrêté soit par l'entreprise elle-même pour des raisons de process. Ces règles complémentaires sont abordées à la suite du tableau.

Tableau IV-4 : Règles d'acceptation des emballages selon la nature du danger des substances contenues

Ancien pictogramme de danger ³²	Nouveau pictogramme de danger ³³	Type de danger	Emballage accepté pour lavage/décontamination en vue du recyclage					
			Sarp Industries	Chimirec	Remondis	Renov' embal	Duo emballage	Earth minded France
 E – Explosif	 SGH01 Explosif	Danger physico-chimique	Absence d'information	Absence d'information	Absence d'information	Non	Non	Non
 F – Facilement inflammable F+ – Extrêmement inflammable	 SGH02 Inflammable	Danger physico-chimique	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui (uniquement produits dans la liste des déchets autorisés)	Oui

³² Directives 67/548/CEE et 1999/45/CE abrogées

³³ Selon le règlement (CE) 1272/2008 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 modifié relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) n° 1907/2006

 O – Comburant	 SGH03 Comburant	Danger physico-chimique	Uniquement certains peroxydes	Non	Non sauf peroxydes ³⁴	Oui sauf peroxydes	Oui (uniquement produits dans la liste des déchets autorisés) Peroxydes et perchlorates et solvants chlorés interdits	Oui sauf peroxydes et perchlorates
 C – Corrosif Xi – Irritant	 SGH05 Corrosif	Danger physico-chimique ----- Danger pour la santé humaine	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui (uniquement produits dans la liste des déchets autorisés)	Oui
 T+ – Très toxique T – Toxique	 SGH06 Toxicité aigue	Danger pour la santé humaine	Non	Oui sauf phytosanitaires	Non	Non	T : Oui (Uniquement produits dans la liste des déchets autorisés) T+ : non	Non
 Xi – Irritant	 SGH07 Nocif ou irritant	Danger pour la santé humaine	Oui	Oui sauf phytosanitaires	Non	Oui	Oui (Uniquement produits dans la liste des déchets autorisés)	Oui

³⁴ Les peroxydes sont acceptés mais séparés du reste du flux car ils altèrent la qualité du plastique.

 T+ – Très toxique T – Toxique Xn – Nocif Xi – Irritant	 SGH08 Danger pour la santé, CMR	Danger pour la santé humaine	Non sauf Xn et Xi	Oui sauf phytosanitaires	Non sauf Xn et Xi	Oui sauf T et T+	Oui (Uniquement produits dans la liste des déchets autorisés) T+ : non	Non sauf Xn et Xi
 N – Dangereux pour l'environnement	 SGH09 Dangereux pour l'environnement	Danger pour l'environnement	Oui	Oui sauf phytosanitaires	Oui	Oui sauf « dangereux pour l'environnement aquatique » avec les phrases de risques R 50, R51 et R 53 ³⁵	Oui (uniquement produits dans la liste des déchets autorisés)	Oui
Source :	-	-	Entretien	Entretien	Entretien	Arrêté d'exploitation	Arrêté d'exploitation	Arrêté d'exploitation

Attention, les arrêtés d'exploitation consultés n'abordent pas le nouvel affichage CLP. La correspondance entre les anciens et les nouveaux pictogrammes est assez complexe. On peut penser que les règles de tri appliquées pour le pictogramme SGH08 soient identiques aux règles pour les logos T ou T+ ou que, par principe de précaution, les emballages soient écartés jusqu'à éclaircissement des règles avec les autorités.

³⁵ R 50 : très toxique pour les organismes aquatiques ; R 51: toxique pour les organismes aquatiques, R53 : peut entrainer des effets néfastes à long terme pour l'environnement aquatique

Règles de tri complémentaires

Les emballages suivants peuvent être refusés selon les industriels (pour des raisons de process ou via l'arrêté d'exploitation) :

- emballages vides utilisés en second emploi pour le stockage de déchets dangereux (ex : huiles usagées)
- emballages ayant contenu des substances peu ou pas miscibles à l'eau
 - emballages ayant contenu des corps gras ou pâteux
 - emballages ayant contenu des solvants organiques
- emballages de produits ou déchets à risque infectieux ou provenant d'établissements de soins et de santé
- emballages de produits radioactifs
- emballages de produits lacrymogènes
- emballages ayant contenu des colorants³⁶
- emballages de déchets biologiques ou anatomiques
- déchets contenant des polychlorobiphényles (PCB) ou polychloroterphényles (PCT) (*en teneur supérieur à 50 ppm*)
- emballage de phénols
- emballages de produits à base de benzène
- emballages sans étiquetage
- emballages sans fiche de données de sécurité
- emballage sans BSD
- déchet sans avoir reçu un numéro préalable CAP (Certification d'Acceptation Préalable, certifiant du contrôle du type de déchet)
- emballages contenant plus de 2% ou 5%³⁷ en volume de produit (qu'il a servi préalablement à transporter)

La présence des étiquettes d'origine, un élément essentiel

L'étiquetage du packaging est essentiel pour :

- contrôler la conformité du flux collecté ;
- identifier la nature produit contenu ;
- déterminer la classe de danger du produit contenu.

C'est l'étiquette qui est utilisée comme base d'information pour le tri opérateurs. Sur cette base, le flux pourra être écarté de la filière de lavage/décontamination-recyclage s'il est non-conforme avec les règles de tri définies au préalable (soit par l'industriel soit par l'arrêté d'exploitation).

Cette identification peut être complétée par différents test rapides (type bande pH) ou via des appareils d'analyses en cas de doute.

Note : lorsqu'il y a un doute résiduel sur les produits qui ont été contenus dans l'emballage, ce dernier ne suivra pas la filière de recyclage (donc filière d'incinération ou co-incinération).

³⁶ Colore les eaux de lavage

³⁷ 2% et 5% sont les deux cas rencontrés durant cette étude

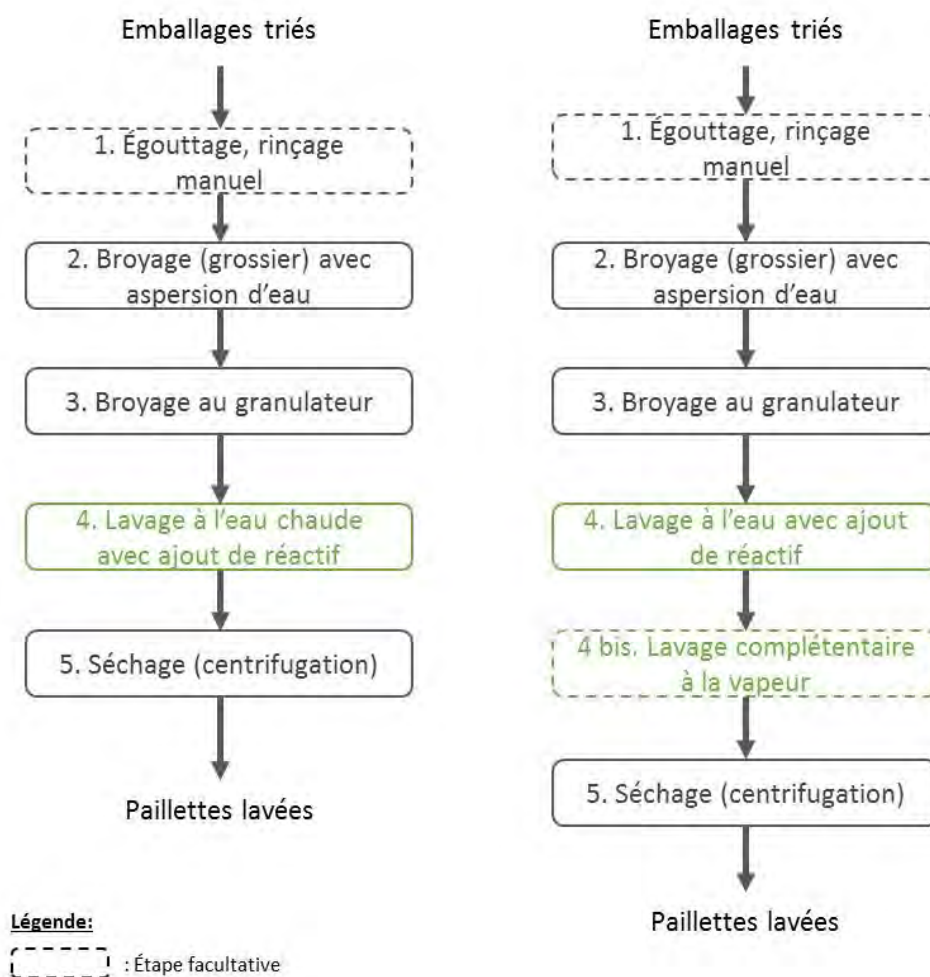
IV.4.2. Procédé de lavage en vue d'une décontamination

IV.4.2.1. Lavage à l'eau sur broyat avec ajout de réactifs

Les étapes du procédé de lavage sont les suivantes³⁸ :

1. Les bidons sont égouttés ;
2. Ils sont ensuite broyés avec aspersion d'eau ;
3. Le broyat grossier obtenu est à nouveau broyé en une fraction plus fine à l'aide d'un granulateur ;
4. Les paillettes obtenues sont lavées à l'eau avec ajout de réactif soudé (solution à la soude caustique concentrée à 5%) ou de détergent :
 - a. Les paillettes sont lavées à l'eau chaude et ne nécessite pas de lavage supplémentaire,
 - b. Les paillettes sont lavées à température ambiante et une étape de lavage complémentaire à la vapeur est effectuée. Ce lavage supplémentaire s'opère pour les substances ayant une moins bonne solubilité à l'eau à température ambiante ;
5. Le mélange eau + paillettes sont convoyées jusqu'à l'unité de séchage (centrifugation) afin de séparer le mélange eau + réactif et les paillettes.

Figure IV-3 : Étapes du procédé de lavage à l'eau



³⁸ Source : enquête réalisée par RDC dans le cadre de cette étude

Généralement, les procédés de lavage consomment entre 2 et 3 m³ d'eau par tonne de paillettes^{39, 40}. Le lavage est généralement opéré dans des réservoirs (simples ou doubles)⁴¹ munis de pales rotatives. Les impuretés sont séparées par flottation.

Non identifié lors de l'enquête auprès des opérateurs, le lavage complémentaire par friction est une technique permettant de retirer les impuretés par la force de frottement. La saleté, les étiquettes et d'autres contaminants sont séparés des paillettes de plastique.

IV.4.2.2. Procédé Extruclean

Extruclean est un projet au stade de recherche et développement visant à démontrer la faisabilité d'une nouvelle technique d'élimination des substances dangereuses des déchets d'emballages en polyéthylène.

Ce projet de 1.4 millions d'euros, est financé à hauteur de 45% par la Commission européenne via les fonds du programme « LIFE »⁴². Il est porté par AIMPLAS, institut technologique du plastique localisé à Valence en Espagne. AIDIMA (www.aidima.es), ARVET (www.arvet.es), ACTECO (www.acteco.net) et Enplast (www.enplast.es) sont également partenaires du projet.

Le procédé en développement est basé sur une technologie qui utilise du dioxyde de carbone supercritique (sc-CO₂) dans la phase d'extrusion du processus de recyclage du plastique.

Les objectifs sont de :

- Diminuer la quantité d'eau et d'énergie nécessaire au lavage ;
- De préserver la qualité de la matrice polymère dans l'optique de recycler le matériau en un nouvel emballage (pour substances ou mélanges dangereux).

Les résultats sont attendus pour la fin de l'année 2016.

En mars, le projet était en phase de test à une échelle industrielle. Deux tests sont en cours :

- Un test sur les emballages de phytosanitaires ;
- Un test sur les emballages industriels de substances dangereuses (solvants organiques, acides, bases).

En application dans les usines de recyclage d'ACTECO (partenaire du projet), qui utilisent trois lavages avec une capacité de 18 m³ d'eau et ont une production annuelle de 1 000 tonnes / an, le projet prévoit de réaliser :

- Une réduction de la consommation d'eau : passage de 558 m³/an à 279 m³/an ;
- Une réduction des produits chimiques utilisés : passage de 45 tonnes/an de tensioactifs, soude caustique et réactifs de traitement des eaux usées à 15,75 tonnes/an ;
- Une réduction de la consommation d'énergie : de 15 000 kWh/an à 1 500 kWh/an.

³⁹ <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2873020/>

⁴⁰ <http://www.ptonline.com/articles/clean-and-upgrade-recycled-pet>

⁴¹ <http://www.osoplas.com/index.php/pe-pp-washing-lines/>

⁴² LIFE est un programme de financement de l'Union européenne, lancé en 1992, ayant pour but de soutenir des projets de restauration de la nature, de développement de la biodiversité et d'amélioration de la gestion de l'environnement.

Schématiquement, le procédé s'articule autour des étapes suivantes :

1. Les emballages sont lavés à l'eau afin d'éliminer les résidus visibles ;
2. Ils sont ensuite broyés en vue de leur extrusion ;
3. L'extrusion du matériau a lieu en mélange avec le CO₂ à sa température et sa pression critique.
Le dioxyde de carbone supercritique est utilisé comme solvant d'extraction dans beaucoup d'applications industrielles comme pour les fabricants de café qui l'utilisent pour éliminer la caféine ;
4. Le fluide de CO₂ supercritique est séparé du plastique extrudé ;
5. Le CO₂ supercritique et les polluants sont séparés par filtration ;
6. La matrice polymère est testée après le procédé par chromatographie en phase gazeuse afin d'évaluer l'efficacité de la décontamination.

Suite à la décontamination, les caractéristiques techniques du plastique doivent être conservées afin de pouvoir l'utiliser à nouveau en emballage. Il est considéré que si les conditions techniques sont remplies pour refaire des emballages, d'autres applications moins exigeantes sont possibles.

IV.4.3. Contrôles suite au procédé de lavage/décontamination

On peut distinguer quatre types de contrôles aval pour les installations de lavage⁴³ :

- Les contrôles sur les eaux de lavage.
- Les contrôles sur les eaux pluviales ou de ruissellement.
- Les contrôles sur la présence de contaminants résiduels sur la matière plastique broyée.
- La traçabilité du plastique à recycler.

Les contrôles sur les eaux de lavage

Les polluants contenus dans les emballages lavés à l'eau sont transférés (du moins en partie) vers les eaux de process. Selon les sites de lavage, les mesures de gestion de ces eaux diffèrent. Les cas constatés via l'enquête sont les suivants :

- Rejet dans le réseau communal suite à un traitement préalable de l'effluent
- Pas de rejet autorisé.

Dans le cas de rejet vers le réseau communal, un programme de surveillance peut être mis en place. La nature des tests et leur fréquence sont définies dans l'arrêté préfectoral de l'installation (cf. exemple à l'Annexe XI-1).

Certaines installations ne sont pas autorisées à rejeter les eaux de lavage dans le milieu naturel. Les eaux, dans ce cas, sont recyclées suite à un traitement de type filtre à charbon actif (pour être réemployées dans le procédé de lavage) ou envoyées dans une installation de traitement spécialisée lorsque ces eaux ne peuvent pas être recyclées.

Les contrôles sur les eaux pluviales

Les eaux pluviales peuvent être contaminées par ruissellement sur le site. Ces eaux de ruissellement peuvent être rejetées dans le milieu naturel. Elles font également l'objet de surveillance particulière. Les valeurs limite d'émissions peuvent également être fixées dans l'arrêté préfectoral (cf. exemple à l'Annexe XI-2).

⁴³ Source: enquête réalisée par RDC dans le cadre de cette étude et arrêté d'exploitation de certaines installations de traitement

Les contrôles sur la matière plastique lavée

Selon les installations, seuls des contrôles visuels sont effectués. Il n'y a pas forcément de contrôle sur la présence de contaminants résiduels.

Lorsqu'un contrôle sur la matière est effectué, deux types ont été identifiés :

- Analyses réalisées sur la matrice "matière plastique" réduite en poudre en laboratoire. C'est le cas des EVPP. Ces tests ponctuels sont imposés par A.D.I.VALOR aux installations en charge du lavage des EVPP (cf. chapitre IV.4.4 suivant),
- Analyses sur la matière plastique broyée via des analyseurs portatifs pour les plastiques (acquisition de données spectrales par simple pression sur la gâchette).

Il existe trois technologies d'analyseurs pour plastiques :

- La spectrométrie proche infrarouge ou NIR⁴⁴ qui balaie dans des longueurs d'ondes proches de l'infrarouge. Cette technique, dite « classique » utilise un système de filtres ou de prismes qui décompose la lumière avant être envoyé sur l'échantillon. Celle-ci n'est pas adaptée aux plastiques foncés.
- La spectrométrie à transformée de Fourier (FT-IR ou FT-NIR) qui utilise un interféromètre. Selon des utilisateurs et fournisseurs de cette technologie interrogés dans le magazine MESURES n°761, « *un interféromètre permet un balayage plus rapide sur un domaine spectral plus grand* », « *un IR classique verra moins facilement les petits détails, surtout aux fréquences les plus élevées* », tout en précisant « *là encore, ce n'est pas la technologie qui commande mais l'application* ».
- La spectrométrie à étincelle glissante, aussi appelée à arc électrique.



Ces technologies sont initialement utilisées pour déterminer la nature du polymère. En pratique, elles donnent un graphique représentant « la carte d'identité » du plastique et permet donc de déterminer le type de plastique. La présence de polluants peut également être détectée (présence de pics anormaux sur le graphique). La nature du polluant n'est pas toujours connue, en effet, cette technique ne permet pas l'identification du polluant si celui-ci n'est pas dans la base de données.

Ces technologies sont actuellement développées pour les recycleurs de plastique afin de s'assurer que la matière est exempte de substances nocives tels que les retardateurs de flammes bromés, les substances chlorées et les métaux lourds.

Traçabilité

La traçabilité des paillettes issues du procédé de lavage/décontamination est assurée lorsqu'elles sont vendues directement à des plasturgistes.

Lorsque les paillettes sont vendues à des tradeurs/compounder, il y a une perte de traçabilité du flux.

⁴⁴ Near Infrared, proche infrarouge (700 à 2500 nm)

IV.4.4. Cas particulier du recyclage des EVPP

Avant de régénérer la matière, les EVPP passent par une plateforme de préparation :

- ils sont déchiquetés afin d'obtenir une granulométrie grossière (10-20 cm),
- puis broyés en paillettes (granulométrie de l'ordre de 1-3 cm).



Le broyat est ensuite lavé, conditionné en big bag puis envoyé au recycleur.

Les EVPP sont en majorité en PEHD. On en trouve également en PET. La séparation de ces deux types de plastiques n'est pas forcément réalisée.

Les broyeurs ne sont pas toujours dédiés à ce type de flux : il existe dans certains cas des lignes de broyage dédiées aux EVPP, dans d'autres cas les broyeurs utilisés par les plates formes sont polyvalents pour les PEHD rigides.

Figure IV-4 : Schéma de la filière de recyclage des EVPP



Source : A.D.I. VALOR

L'efficacité du dispositif mis en place par A.D.I. VALOR, basé sur quatre étapes de contrôle successives, est évaluée chaque année par A.D.I. VALOR au moyen d'analyses visant à rechercher la présence de

substances actives dans les emballages usagés collectés dans ces conditions. Ces quatre étapes de contrôle sont :

- Contrôle visuel sur le lieu de collecte,
- Contrôle visuel par le transporteur,
- Contrôle visuel par la plateforme de lavage + tests annuels sur la matière plastique réduite en poudre avant lavage,
- Tests annuels sur la matière plastique réduite en poudre après lavage.

À des fins d'analyses, deux types d'échantillons sont prélevés dans les plateformes de préparation : les EVPP déchiquetés bruts et les EVPP broyés, lavés. Les analyses sont réalisées sur la matrice "matière plastique" réduite en poudre. L'extraction des substances est obtenue par l'utilisation de solvants appropriés et l'extrait, après filtration et dilution, est analysé.

Les analyses réalisées par A.D.I.VALOR depuis 2005 indiquent que ces substances n'y sont présentes qu'à l'état de trace : les concentrations mesurées sont significativement plus faibles que les limites de concentrations définissant les propriétés de danger de la directive 2008/98/CE.

Pour atteindre ces performances, A.D.I.VALOR contractualise avec toute la chaîne de valeur du recyclage de la collecte au régénérateur de la matière plastique.

La communication et la sensibilisation auprès des utilisateurs est également essentielle. Dans les communications des firmes, fournisseurs de produits phytosanitaires, comme dans celles des conseillers agricoles (distributeurs, Chambres d'agriculture, Instituts techniques...), les principes et méthode de rinçage des EVPP sont diffusés (documents écrits, sites internet, vidéo...).

La vigilance des collecteurs est également indispensable, l'organisme en charge de la collecte doit réaliser un contrôle visuel pour vérifier la conformité du flux collecté (vérification que les bidons sont vides). Un guide de consignes d'acceptation et de tri, destiné aux chauffeurs des récupérateurs, a été élaboré par A.D.I.VALOR.

Enfin, un nombre restreint de recycleurs pour les EVPP est agréé par A.D.I.VALOR. Ce choix est fait par principe de précaution afin de pouvoir suivre les utilisations des granules recyclées. Des audits sont réalisés chez les recycleurs sélectionnés avec une vigilance particulière au sujet du traitement des eaux de lavage.

IV.4.5. Applications possibles

Le plastique secondaire obtenu ne permet pas de faire de l'emballage alimentaire : les procédés de recyclage doivent être homologués par l'EFSA (cf. chapitres II.1.1 et VII.3), ce qui n'est pas le cas des procédés de recyclage des emballages souillés.

Les applications de la matière secondaire sont des applications jugées comme préservant des risques sanitaires par les industriels comme des pièces industrielles, tuyaux, mobilier urbain, emballage de déchets dangereux.

Dans le cadre du recyclage des EVPP d'A.D.I.VALOR, les applications choisies sont plus restrictives puisque l'objectif poursuivi par l'éco-organisme est de ne pas s'exposer à des risques d'opposition de l'opinion publique. Il n'y a donc pas d'applications dans lesquelles le plastique pourrait être en contact avec le grand public. Exemple d'application : tubes et gaines plastiques industriels.

V. État de l'art sur la migration des substances chimiques au sein des matériaux d'emballage plastique

V.1. Introduction

Le processus de migration de substances chimiques au sein de matériaux vers l'extérieur peut être divisé en trois grandes étapes :

- adsorption des composés chimiques à l'interface « contenu-contenant »
- diffusion des composés chimiques au travers de la matrice polymère
- désorption des molécules qui ont diffusé à la surface vers l'extérieur

Le facteur qui régit le transport impliquant les phénomènes de sorption et de diffusion est la différence de concentration entre les deux phases.

Les procédés de sorption et de diffusion ont tendance à égaliser la différence de concentration des espèces séparées par la membrane. Ce procédé est décrit par la première loi de diffusion de Fick [Chao et al 2007], où le flux J est proportionnel au gradient de concentration $\frac{\partial c_{(x,t)}}{\partial x}$ dans le sens de l'écoulement tel que :

$$J = -D \left(\frac{\partial c_{(x,t)}}{\partial x} \right) \quad (1)$$

La constante D représente le coefficient de diffusion. Cette équation peut s'appliquer à la diffusion uniquement en régime permanent, c'est-à-dire lorsque la concentration ne varie plus en fonction du temps.

En régime permanent, le flux est constant et le coefficient de diffusion est indépendant de la concentration. L'équation (1) s'intègre pour donner l'expression suivante :

$$J = \left(\frac{D(c_1 - c_2)}{h} \right) \quad (2)$$

La constante h représente l'épaisseur de la membrane dans l'équation (2) ci-dessus. Les constantes c_1 et c_2 sont les concentrations de l'espèce chimique entre les deux côtés de la membrane polymère. Le flux d'un composé chimique au travers une membrane polymère en régime permanent est directement proportionnel à la différence de concentration et à l'épaisseur de l'emballage polymère. [Soney et. al. 2001].

La seconde loi de Fick décrit l'évolution de la diffusion en régime transitoire suivant une dimension pour une membrane polymère :

$$\left(\frac{\partial c_{(x)}}{\partial t} \right) = D \left(\frac{\partial^2 c_{(x,t)}}{\partial x^2} \right) \quad (3)$$

A partir des lois de Fick, il est possible de déterminer des profils de concentrations de composés dans des membranes polymères. Aminabhavi [Aminabhavi 1999] a par exemple calculé de tels profils pour des géomembranes en résolvant l'équation (4) :

$$\frac{C_{(x,t)}}{C_{\infty}} = 1 - \frac{4}{\pi} \sum_{m=0}^{\infty} \frac{1}{2m+1} \exp \left[-\frac{D (2m+1)^2 \pi^2 t}{h^2} \right] \sin \left[\frac{(2m+1) \pi x}{h} \right] \quad (4)$$

Où m est un entier. Le coefficient de diffusion D dans une matrice polymère est influencé par une multitude de facteurs qui sont décrits ci-dessous.

V.2. Les facteurs influençant la migration des espèces chimiques dans une matrice polymère

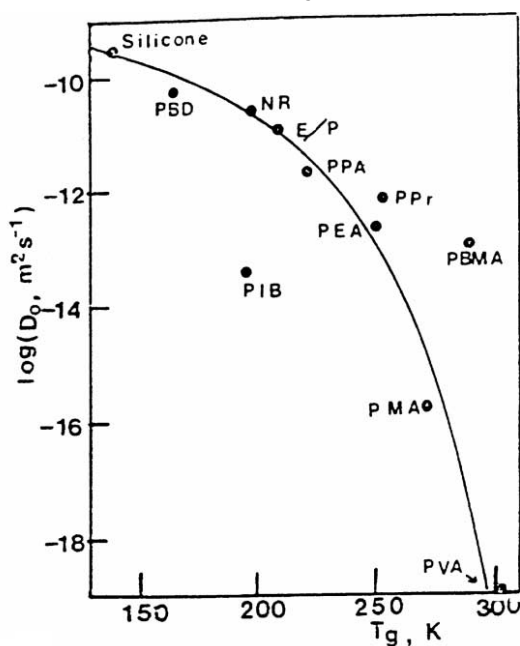
V.2.1. Nature de la matrice polymère

Le transport des molécules dépend du volume libre à l'intérieur de la matrice polymère et de la mobilité des chaînes polymères. La mobilité de celles-ci est affectée par une multitude de facteurs qui sont explicités ci-dessous. [Soney et. al. 2001]

V.2.1.1. La température de transition vitreuse

La température de transition vitreuse (T_g) a une influence très importante sur les propriétés de transport des molécules. La mobilité des chaînes et donc la diffusivité dans le polymère est directement reliée à la température de transition vitreuse. La mobilité des chaînes polymères est impossible en dessous de la température de transition vitreuse. La Figure V-1 ci-dessous montre en exemple l'évolution du coefficient de diffusion du benzène en fonction de la température de transition vitreuse de différents polymères. Les coefficients de diffusion des matrices polymères ont tendance à diminuer lorsque leur température de transition vitreuse augmente. Les molécules auront tendance, par exemple, à migrer plus facilement dans une matrice en silicone que dans du polyméthylméthacrylate (PMA).

Figure V-1 : Corrélation entre le coefficient de diffusion du benzène et la température de transition vitreuse de différentes matrices polymères [Brown et. al. 1970]



V.2.1.2. Le taux d'insaturation

La diffusivité diminue lorsque la quantité d'insaturation du polymère est diminuée par un procédé d'hydrogénation. Auerbach et al. [Auebach et al. 1958] ont indiqué une diminution d'un facteur trois du coefficient de diffusion de l'octadécane au travers de l'isoprène, lorsque les insaturations de ce dernier étaient diminuées de 100 à 37%. Les insaturations fournissent de la mobilité aux chaînes polymères alors que la saturation tend à la limiter.

V.2.1.3. Le taux de réticulation

La capacité des molécules à diffuser dans une matrice polymère diminue lorsque le taux de réticulation augmente dans une matrice d'un même type de polymère. Une étude de Barrer et Skirrow [Barrer et al. 1948], sur la diffusion d'une série d'alcane au travers de différents caoutchoucs, a indiqué que pour des faibles taux de réticulation, la diffusivité diminue linéairement avec l'augmentation de la densité de pontage. Pour des taux de réticulations plus élevés, la diffusivité reste constante.

V.2.1.4. La masse moléculaire

La masse moléculaire des matrices polymères influence significativement la migration de molécules. Lorsque la masse moléculaire augmente, la densité de fins de chaînes diminue. Les fins de chaînes représentent une discontinuité et elles peuvent former des sites où les molécules qui pénètrent la matrice seront adsorbées dans le polymère amorphe. Sur une série d'échantillon de polystyrène, la diffusivité de molécules organiques (acétone, benzène, etc.) diminue d'un facteur proche de 10 lorsque la masse moléculaire augmente de 10 000 à 300 000 g/mol. [Berrens et al. 1982]

V.2.1.5. La polarité des substituants

La polarité des groupes fonctionnels d'un polymère est liée à la perméabilité de la matrice. En effet, en augmentant la polarité des groupes fonctionnels sur une chaîne polymère de type vinylique, la perméabilité à l'oxygène (molécule apolaire) est réduite par un facteur proche de 50 000 comme indiqué dans le *Tableau V-1* ci-dessous. [Steingiser et al. 1978]

Tableau V-1 : Effet des groupes fonctionnels sur la perméabilité à l'oxygène de polymères vinyliques (CH₂CHX)_n [Steingiser et al. 1978]

Groupe fonctionnel	P x 10 ⁻¹⁷ (mol m ⁻¹ s ⁻¹ Pa ⁻¹)*
H	1,3
Ph	1,1
Me	3,97 x 10 ⁻¹
F	3,96 x 10 ⁻²
Cl	2,1 x 10 ⁻²
CN	1,08 x 10 ⁻⁴
OH	2,64 x 10 ⁻⁵

* A 23°C, 0% d'humidité relative.

V.2.1.6. La cristallinité d'une matrice polymère

De façon générale, l'augmentation du taux de cristallinité dans un même type de polymère améliore les propriétés barrières puisque les cristallites formées sont imperméables. La diffusion des molécules dans la matrice polymère a lieu dans les fractions amorphes. [Massey 2003]

Ce phénomène est illustré dans le *Tableau V-2* ci-dessous, où le risque de migration augmente avec la proportion de phase amorphe dans le polymère :

Tableau V-2 : Risque de migration dans certains matériaux polymères à température ambiante
[Vitrac et al. 2008]

Etat du polymère à la température ambiante	Exemple de polymères	Niveau de risque de migration
Semi-cristallin vitreux	PET	Très faible
Semi-cristallin caoutchoutique	PE ,PP (polyoléfines)	Faible à moyen
Amorphe vitreux	PS	Faible
Amorphe caoutchoutique	Elastomères	Très important

V.2.2. Effet des plastifiants

L'addition de plastifiant dans un polymère augmente la mobilité des chaînes et par conséquent la diffusivité de substances chimiques dans la matrice polymère. L'effet des plastifiants et de l'humidité ont été décrits par Stannett et al. [Stannet et al. 1972] et Barrer. [Barrer et al. 1967]

V.2.3. Nature des molécules migrantes

La taille et la forme des molécules migrantes influencent le taux de migration dans la matrice polymère. La diminution de la diffusivité est directement reliée à l'augmentation de la taille des molécules migrantes. Kim et al. [Kim et al. 1993] ont observé une diminution de l'absorption d'alcanes lorsque la longueur des chaînes augmente (de l'heptane au dodécane) lors de la migration au travers de polystyrène réticulé. La forme des molécules qui migrent ont également un effet sur la perméabilité. Des molécules planes ou allongées ont des coefficients de diffusion plus importants que des molécules sphériques de volume moléculaire équivalent. [Berens et al. 1982, Yi-Yan et al. 1980]

V.2.4. Effet des charges

La diffusion et le transport dans des polymères chargés dépendent de la nature des charges, du degré d'adhésion et de la compatibilité avec la matrice polymère. Si les charges inertes utilisées sont compatibles avec la matrice polymère, les charges vont combler les volumes libres et créer des passages tortueux pour les molécules diffusant dans la matrice polymère. [Crank et al. 1968]

Le degré de tortuosité est dépendant de la fraction volumique de la charge mais aussi de la forme et de l'orientation des particules. Lorsque la charge est incompatible avec le polymère, du vide est présent à l'interface de la charge avec la matrice ce qui augmente le volume libre du système et par conséquent la perméabilité.

V.2.5. Effet de la température

La variation du coefficient de diffusion avec la température est décrite par la relation d'Arrhenius ci-dessous [Barrer 1939, Barrer 1937] :

$$D = D_0 \left(e^{\frac{-E_D}{RT}} \right) \quad (5)$$

Où E_D correspond à l'énergie d'activation de diffusion, D_0 est un facteur pré exponentiel qui dépend du milieu de diffusion et de l'espèce diffusante, R est la constante des gaz parfait et T la température du milieu. Cette expression indique que la température est directement reliée à la diffusion dans un milieu.

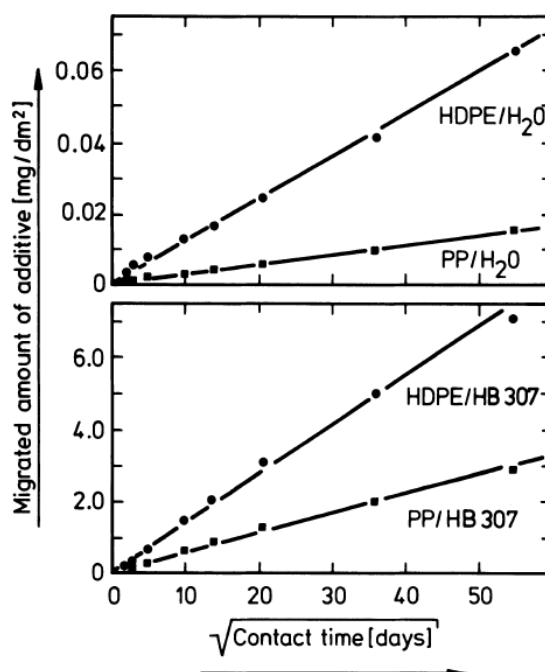
V.2.6. Effet du temps de contact

La migration de composés chimiques au sein d'une matrice polymère varie en fonction de la racine carrée du temps de contact :

$$M \propto \sqrt{t_{\text{temps de contact}}} \quad (6)$$

Ce phénomène est illustré par les courbes ci-dessous (*Figure V-2*) qui montrent l'évolution linéaire de la migration de l'additif Irganox 1076 (antioxydant) provenant de polyoléfine en fonction de la racine carrée du temps vers un simulant alimentaire HB 307 ou de l'eau. [Katan 1996]

Figure V-2 : Migration de l'additif Irganox 1076 présent dans les polyoléfines en fonction du temps.
[Katan 1996]



V.2.7. Effet de la surface d'échange

De manière générale, plus la surface de contact entre le contenu et le contenant est importante plus la migration au sein de la matrice polymère (contenant) augmente. La surface de contact peut être influencée par la rugosité et la géométrie de l'emballage.

Pour certains emballages polymères, le taux de cristallinité peut augmenter à la surface et en modifier son état. Cet effet est très prononcé pour les polymères semi-cristallins étirés à froid (exemple : polypropylène bi orienté PPBO), ce procédé augmentant le taux de cristallinité à la surface créant une couche barrière. [Katan 1996]

V.2.8. Solvation dans l'interface contenu / contenant polymère

Le coefficient de partage est l'équilibre thermodynamique entre les deux phases contenu/contenant polymère. [Sarah E. Hale 2010] Le coefficient de partage (K) d'un migrant est défini par le ratio entre la concentration en équilibre dans le polymère (C_p) et dans le contenu (C_s), représenté par l'équation 7 :

$$K_{i,F/P} = \frac{C_{i,F}^{eq}}{C_{i,P}^{eq}} \quad (7)$$

Par ailleurs, le bilan de matière à l'équilibre s'écrit comme indiqué par l'équation (8):

$$C_{i,P}^{t=0} = C_{i,P}^{eq} + L_{F/P} \cdot C_{i,F}^{eq} \quad (8)$$

Avec $L_{F/P} = \frac{V_F}{V_P}$, le coefficient de diffusion de dilution volumique (V_F et V_P sont les volumes respectifs de l'aliment et du polymère mis en contact), $C_{i,P}^{t=0}$ est la concentration initiale de i dans le polymère, supposée homogène⁴⁵.

La combinaison des équations 7 et 8 permet d'exprimer $C_{i,F}^{eq}$ en fonction de $C_{i,P}^{t=0}$ comme indiqué par l'équation 9 ci-dessous :

$$C_{i,F}^{eq} = \frac{C_{i,P}^{t=0}}{\frac{1}{K_{i,F/P}} + L_{F/P}} \quad (9)$$

Dans le cadre de l'évaluation de la contamination d'un aliment par un migrant, l'équation 4 est utilisée pour calculer le risque maximum de contamination. Connaissant la quantité de substance initialement présente dans le matériau, elle permet de calculer la quantité maximale de cette même substance pouvant migrer dans l'aliment⁴⁵.

A l'inverse, il est possible de calculer une concentration maximale autorisée dans le polymère, $C_{i,P}^{max,t=0}$ afin d'éviter de dépasser un seuil de migration (une LMS par exemple) donné par $C_{i,F}^{max,eq}$ (équation 10)⁴⁵ :

$$C_{i,P}^{max,t=0} = C_{i,F}^{max,eq} \left(\frac{1}{K_{i,F/P}} + L_{F/P} \right) \quad (10)$$

En termes de sécurité alimentaire même si une valeur de K élevée limite la migration de substances de l'emballage vers l'aliment, il est souhaitable d'avoir des coefficients de partition faibles pour éviter la perte des arômes et le goût des aliments conditionnés. [Cristina Bach 2011]

V.2.9. Conclusion sur les facteurs influençant la migration

La migration de molécules au travers d'une matrice polymère dépend d'un grand nombre de facteurs tels que la nature du polymère, sa masse moléculaire, la présence de plastifiant, la température et la densité de pontage dans la matrice. Au-delà des différents paramètres discutés auparavant, la nature du polymère et de son contenu sont les éléments prédominants affectant la migration de substances. Les facteurs tels que le volume libre dans la matrice et la mobilité des chaînes influencent directement le procédé de migration alors que le taux d'insaturation, de réticulation, de cristallinité et la nature des substituants sont des facteurs qui vont modifier la structure du polymère et par conséquent influencer indirectement la migration. La complexité des interactions ne permet pas d'évaluer facilement les phénomènes de migration dans une matrice polymère. Extraire des généralités sur la migration dans des matrices polymères sans en évaluer précisément les différentes propriétés explicitées ci-dessus n'est pas réaliste. Les interactions contenant/contenu étant fortement dépendantes de la nature des emballages et des substances chimiques en contact, une analyse au cas par cas s'avère indispensable

⁴⁵

http://www.contactalimentaire.com/index.php?id=682&L=0%2525253Btx_tnews%2525255Btt_news%2525255D%2525253D351etx_tnews%252525

à la compréhension des phénomènes de migration. La détermination précise de la nature chimique des substances au contact des matériaux usuellement utilisés est donc indispensable pour la suite de l'étude.

V.3. État de l'art sur la migration des substances contenues dans les phytosanitaires

L'objectif de cette étude bibliographique est d'établir un état de l'art sur :

- la migration de substances chimiques toxiques ou dangereuses des produits phytosanitaires vers le contenant en matériaux polymères (PE, PEHD...).
- la migration des substances contenues dans la paroi d'un emballage vers l'extérieur après usage, nettoyage et recyclage.

Cette étude permettra d'identifier les substances chimiques présentes dans les produits phytosanitaires et celles susceptibles de migrer dans des matrices polymères.

V.3.1. Méthode

L'étude bibliographique a été réalisée avec l'outil de recherche bibliographique spécialisé en chimie : SciFinder®.

Une ordonnance sur la mise en circulation des produits phytosanitaires (OPPh) a été utilisée afin de donner un caractère plus systématique à cette recherche bibliographique. Ce document récapitule les substances actives approuvées dont l'incorporation est autorisée dans les produits phytosanitaires. Cette liste est reproduite dans l'*Annexe XI-7* et contient environ 300 substances chimiques.

La liste des mots clés utilisés est listée en *Annexe XI-8*. Dans cette annexe, la date à laquelle les mots clés ont été introduits dans le moteur de recherche, le filtre utilisé, le nombre de références obtenues pour la recherche de chaque mot clé (hit) et le nombre de références pertinentes au sujet de recherche (relevant hit) sont indiqués.

V.3.2. Résultats

Pour les 300 mots clés utilisés, aucun article n'est en adéquation avec la thématique de migration dans les emballages polymères. Les articles identifiés sont liés à la migration des substances des produits phytosanitaires dans les sols et à la quantification de ces substances sous forme résiduelle dans les produits agricoles.

Seulement un article semblait se rapprocher du sujet de recherche, la référence étant indiquée ci-dessous :

- **Rinsing and management of pesticides' containers.** Mededelingen (Rijksuniversiteit te Gent. Fakulteit van de Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen) (**2002**), 67, (2), 47-58. ISSN: 1373-7503.

Néanmoins, cet article n'est pas directement lié à la migration de substances chimiques dans les emballages de produits phytosanitaires. Après lecture de l'abstract, l'étude réalisée vise à déterminer les quantités de substances résiduelles dans les contenants vides et les paramètres d'efficacité du lavage des emballages.

Sur la base de la méthodologie proposée, il n'existe pas de référence bibliographique décrivant la migration des produits phytosanitaire vers ou depuis des contenants après usage, nettoyage et recyclage.

V.4. Interactions d'acides, de bases et de solvants organiques avec différentes matrices polyoléfiniques.

V.4.1. Méthode

L'étude bibliographique a été réalisée avec l'outil de recherche spécialisé en chimie : SciFinder®. Dans un premier temps les mots clés (en anglais) sur les acides suivants : acides chlorhydrique, acide acétique, acide phosphorique et acide sulfurique ont été introduits dans le moteur de recherche avec les termes polyoléfiniques et migration ou adsorption ou finalement perméabilité.

La même démarche a été réalisée avec les mots clés sur les bases (hydroxyde de sodium et ammoniacque) et avec le mot clé « solvant organique » et hydrocarbure aromatiques, solvants pétroliers, alcools et cétones. Seuls les articles présents dans des journaux avec un IF (Facteur d'Impact) pertinents ont été retenus. Ce type de recherche n'a pas permis d'obtenir des articles en adéquation avec la thématique de recherche.

Les mots clés « interactions liquides polyoléfiniques » ont permis de trouver une étude d'Iring *et al.* sur l'interaction entre différents composés liquides et différentes matrices polyoléfiniques. Une étude de Czop *et al.*, sur l'influence de quelques substances chimiques sur la dégradation de polyoléfiniques, essentiellement des déchets de PE et PP, a été obtenue avec les termes « dégradation polyoléfiniques ». Ces études sont résumées ci-dessous et différentes conclusions ont pu être établies sur la migration des acides, des bases et des solvants organiques dans les matrices polyoléfiniques.

La plupart des matrices polyoléfiniques sont des matériaux semi-cristallins. Les matrices polyoléfiniques usuelles sont :

- le polypropylène (PP),
- le polyéthylène à basse densité (PEbd) : structure ramifiée aléatoirement,
- le polyéthylène à haute densité (PEhd) : principalement des chaînes linéaires avec quelques ramifications et une cristallinité importante.
- le polyéthylène à basse densité linéaire (PEBDL) : longues chaînes avec peu de ramifications.

Les variations de morphologies dues aux différentes structures de chaînes contribuent à la large gamme des propriétés physiques des polyoléfiniques et justifient leur utilisation dans une multitude d'applications [Schlotter 1992].

Les matrices polyoléfiniques ont une température de transition vitreuse (T_g) inférieure à la température ambiante, par conséquent, les chaînes des phases amorphes sont mobiles. Les phases cristallines sont pratiquement imperméables aux petites molécules à cause de l'importante densité des chaînes polymères dans ces phases [Schlotter 1992].

Le transport dans les matrices polyoléfiniques est complexe car une multitude de variables régissent ce phénomène (voir rapport 16-037). La structure des polymères a une influence importante sur l'équilibre de solubilité entre la matrice et le migrant. D'une part, les molécules diffusantes migrent seulement dans les phases amorphes. D'autre part, l'augmentation de la cristallinité sans introduction de défauts tend à réduire le taux de diffusion [Schlotter 1992]. Iring *et al.* (1989) ont étudié l'interaction entre différents composés liquides et différentes matrices polyoléfiniques [Iring 1990]. Plus récemment l'influence de quelques substances chimiques sur la dégradation de polyoléfiniques, essentiellement des déchets de PE et PP a été décrite par Czop *et al.* (2012). [Auebach *et al.* 1958]

V.4.2. Résultats

Les composés chimiques (à l'état liquide) étudiés sont indiqués dans le *Tableau V-3* et les matrices polymères dans le *Tableau V-4* ci-dessous. [Iring 1990]

Tableau V-3 : Substances chimiques étudiées. [Iring 1990]

Substances chimiques
HCl (conc., 37 wt%)
NH ₄ OH (conc., 25 wt%)
Acetone
Isopropanol
1,1,2-Trichloro-2,2,1-trifluoro-ethane (Freon TF)

Tableau V-4 : Matrices polyoléfines étudiées. [Iring 1990]

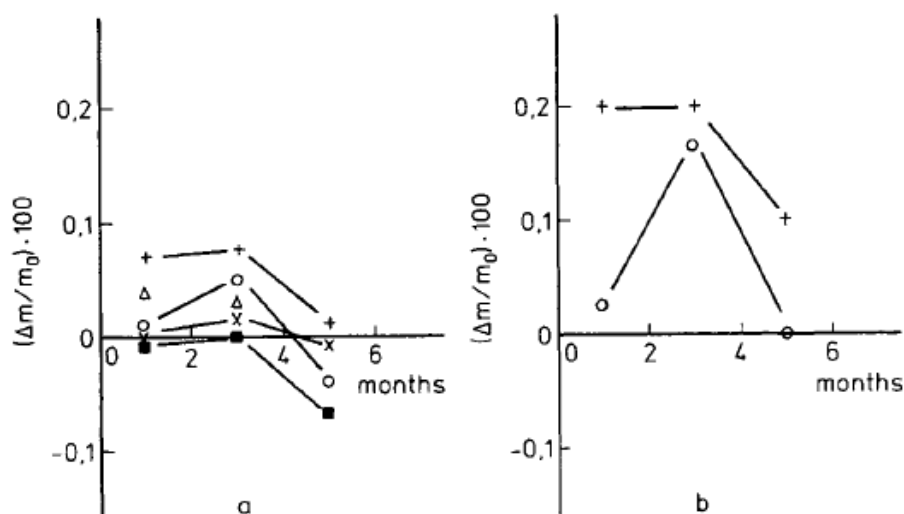
Matrices polymères	Application
PEHD I et II	Extrusion soufflage
PEHD III	Moulage
PEBDL I et III	Extrusion
PEBDL II	Moulage
PEBD I	Moulage
PEBD II	Film
PP I	Extrusion
PP II	Moulage

V.4.2.1. Modification de la masse des matrices polyoléfin

La masse de chaque matrice polyoléfine a été modifiée par les différents composés liquides étudiés. La *Figure V-3* et la *Figure V-4* indiquent l'évolution du changement de masse pour les différentes matrices polyoléfin

en contact avec la solution de NH₄OH et d'acétone [Iring 1990].

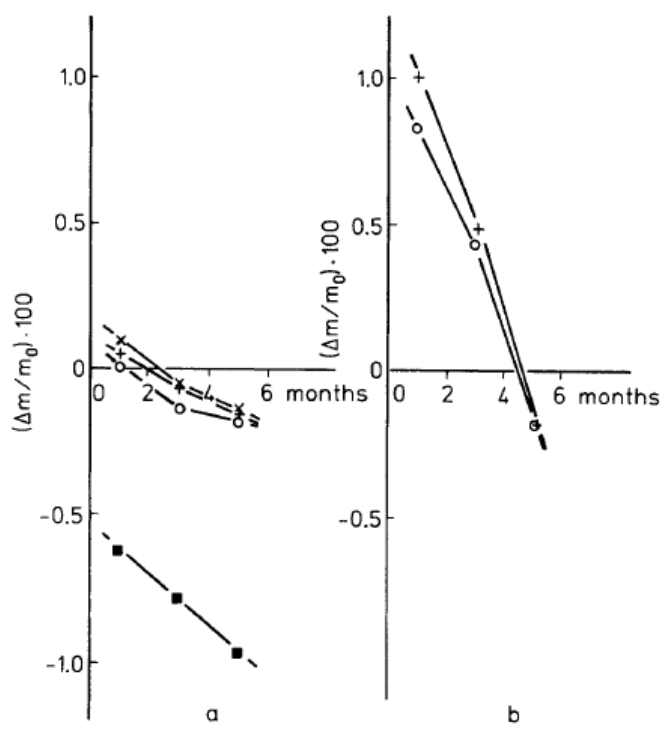
Figure V-3 : Évolution de la masse des matrices PE et PP en contact avec la solution de NH₄OH



a) PEHD I (+), PEHD II (o), PEHD III (Δ), PEBDL I (X) et PEBD (■)

b) PP I (+), PP II (o) [Iring 1990]

Figure V-4 : Évolution de la masse des matrices PE et PP en contact avec de l'acétone



a) PEHD I (+), PEHD II (o), PEHD III (Δ), PEBDL I (X) et PEBD (■)

b) PP I (+), PP II (o) [Iring 1990]

Pendant le stockage des solutions de NH₄OH (ou HCl), la masse des matrices polyoléfines augmente au départ par absorption du liquide par la matrice polymère. La diminution qui peut être observée par la suite résulte de la dissolution du polymère. Dans le cas des solvants organiques (la Figure V-4 est

un exemple avec de l'acétone), les phénomènes d'absorption et de dissolution sont plus intenses. L'absorption et la dissolution sont plus importantes dans les matrices PP que pour celles PEHD.

V.4.2.2. Impact du contact de solvants

La contamination des solvants par le matériau polymère est mesurée après immersion de polyoléfines et évaporation. Les résidus sont ensuite analysés. Le *Tableau V-5* ci-dessous montre que l'ampleur de la dissolution augmente avec le temps de contact et l'intensité de la dissolution varie en fonction des matrices polyoléfines comme indiqué ci-dessous [Iring 1990] :

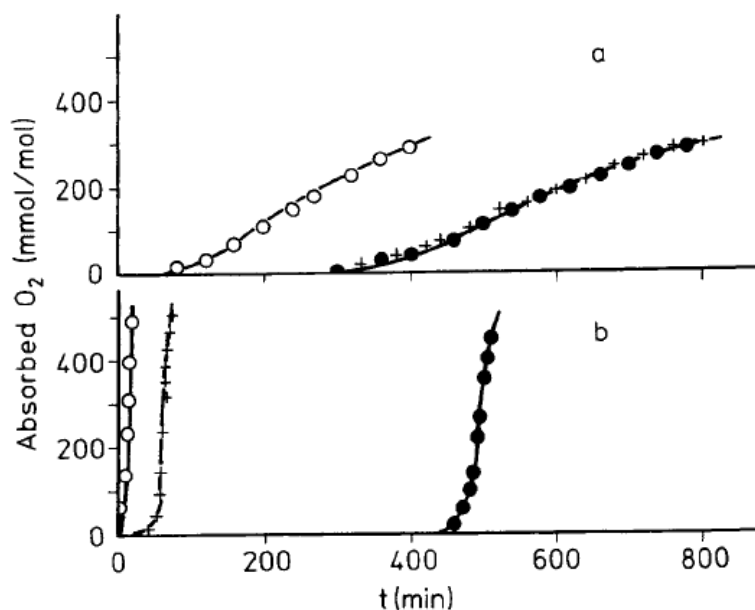
$$\text{PEBD I} > \text{PP I} > \text{PEHD I} > \text{PEBDL I}$$

Tableau V-5 : Résidu d'évaporation de solvant organique en contact avec les différentes matrices polyoléfines [Iring 1990].

Polyoléfine	Temps (Mois)	Résidu d'évaporation		
		Acétone	Isopropanol (Polymère wt%)	Fréon TF
PEHD I	1	0,04	0,02	0,08
	3	0,19	0,07	0,14
	5	0,47	0,09	0,14
PEBDL I	1	0,03	0,02	0,06
	3	0,27	0,04	0,06
PEBD I	1	0,02	0,49	1,0
	3	0,76	0,53	1,10
	5	1,53	1,02	1,31
PP I	1	0,06	0,05	0,89
	3	0,28	0,05	1,1
	5	1,02	0,24	1,38

Un autre essai visait à évaluer l'impact de la mise en contact de PEBDL et de PP avec de l'acétone. Après 3 mois d'interaction, les matériaux sont soumis à un test d'absorption d'oxygène afin d'évaluer leur stabilité à l'oxydation.

**Figure V-5 : Absorption d'oxygène des matrices PEBDL a) 150°C, 10⁵ Pa O₂ et PP b) 180°C, 10⁵ Pa O₂.
(●) Matrice initiale, (+) après traitement à l'acétone, (○) sans stabilisant (antioxydant) [Iring 1990].**



La *Figure V-5* montre que l'acétone extraie plus facilement les antioxydants des matrices PP que de celles en PE.

En effet, la stabilité à l'oxydation du PEBDL ne change pas après 3 mois d'interaction avec de l'acétone. Par contre, pour les échantillons de PP, la période avant absorption d'oxygène décroît considérablement après traitement avec de l'acétone et cette période est du même ordre de grandeur que celle d'une matrice PP sans antioxydant.

V.4.2.3. Modification de la concentration en ion métallique dans des solutions acides et basiques

Dans les matrices polyoléfiniques, certains additifs peuvent contenir des métaux. Par exemple, le stéarate de calcium est souvent utilisé comme agent de démoulage ou en tant que lubrifiant.

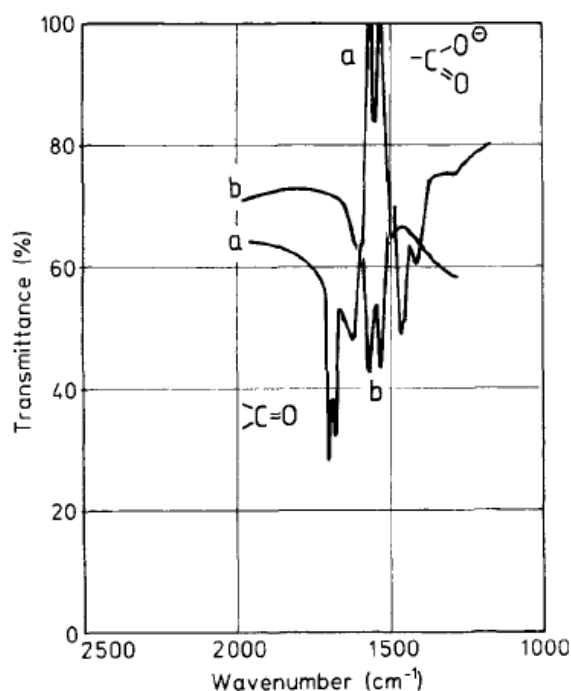
Iring et al. ont déterminé le changement de concentration de différents métaux dans des solutions d'acides chlorhydrique et d'ammoniaque, après une interaction prolongée entre ces solutions et différentes matrices polyoléfiniques.

Les solutions d'acide chlorhydrique et d'ammoniaque ont été stockées pendant 5 mois dans des bouteilles en PEHD I, PEHD II et PP I. Les concentrations de différents métaux ont été déterminées avant et après les 5 mois de stockage. Au début de l'étude, la concentration en Ca²⁺ dans la solution d'acide chlorhydrique à 37 wt% était inférieure à la limite de détection. Celle-ci est de l'ordre de 0,2 ppm dans la solution après 5 mois de stockage dans les trois contenants polyoléfiniques étudiés.

L'analyse par spectroscopie infrarouge de l'échantillon d'PEHD après 3 mois en contact avec l'HCl et le spectre de la matrice initiale montre que le stéarate de calcium s'est dissout dans la solution d'acide pendant le stockage (*Figure V-6*).

Figure V-6 : Spectre IR démontrant la transformation du stéarate de calcium, présent dans la matrice PEHD II, en acide carboxylique lors du traitement par de l'HCl.

- (a) Spectre différentiel entre la matrice PEHD traitée et non traitée par l'acide.
 (b) Spectre du stéarate de calcium [Iring 1990].



Dans le cas de la solution d'hydroxyde d'ammonium, aucune altération des matrices polymères n'a été observée. Les matrices polymères sans additifs à base de métaux ne sont pas impactées par ce type de dégradation.

V.4.3. Influence de quelques substances chimiques sur la dégradation de polyoléfines, essentiellement des déchets de PE et PP

Les matrices polyoléfines, étudiées par Czop et al., proviennent de déchets de polyéthylènes et polypropylènes et seules les substances inorganiques ont été évaluées, (Tableau V-6).

Tableau V-6 Substances chimiques étudiées [Czop 2012].

Substances chimiques
HCl (conc., 37 wt%)
H ₂ SO ₄ (conc., 98 wt%)
NaOH (conc., 40 wt%)
H ₂ O ₂ (conc., 3 wt%)

Les déchets de polyoléfines sont testés par immersion dans les solutions décrites dans le tableau 4 ci-dessus pendant 84 jours à 22°C avec des intervalles de caractérisation de 7 jours [Czop 2012].

La variation de masse a été calculée en pourcentage par rapport à la masse initiale suivant cette formule [Czop 2012] :

$$C_2 = \frac{(m_2 - m_1)}{m_1} \times 100 [\%]$$

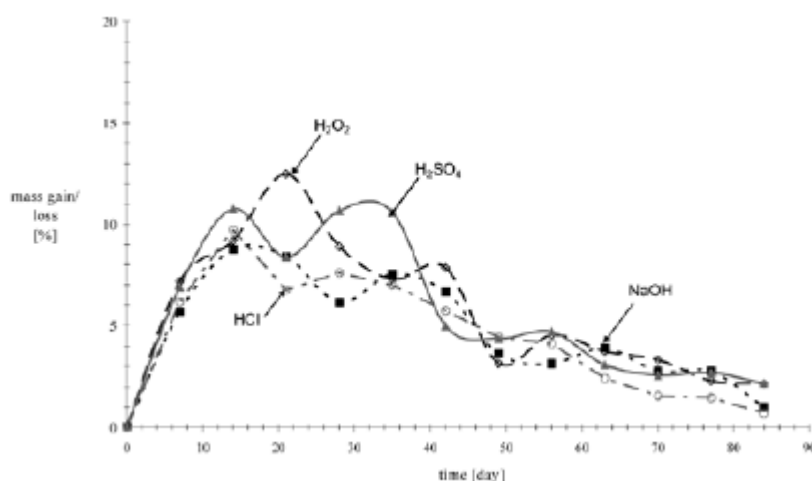
Où :

m_1 : masse initial (en g)

m_2 : masse de l'échantillon après immersion dans la substance inorganique (en g)

Lors de cette étude comparative, le peroxyde d'hydrogène est la substance la plus impactante (prise en masse plus élevée). La masse maximale est obtenue après 21 jours de test et atteint une augmentation de 12,5% par rapport à la masse initiale de l'échantillon. Les courbes d'évolution des gains et pertes de masse pour les différents échantillons dans chaque solution sont indiquées dans la Figure V-7 ci-dessous [Czop 2012].

Figure V-7 : Gain et perte de masse des échantillons de polyoléfines immergés dans chaque solution inorganique [Czop 2012].



Les granules de polyoléfines immergés dans les solutions présentent le même type d'évolution de gain et de perte de masse. Les matrices polymères absorbent les solutions liquides pendant une durée comprise entre 15 et 21 jours suivis d'une perte de masse jusqu'à la fin de l'étude correspondant à la dissolution de la matrice polyoléfine comme indiqué dans l'étude précédente de Iring et *al.* [Czop 2012]. La solution d'hydroxyde de sodium à 40% dégrade plus modérément les matrices polyoléfines que les autres substances chimiques [Czop 2012].

V.4.4. Conclusion sur les études d'Iring et Czop

Ces études montrent que les polyoléfines sont susceptibles d'absorber les différentes molécules organiques et inorganiques étudiées, par diffusion dans les phases amorphes.

Lors de ces deux études, la masse des matrices polyoléfines a été modifiée par le contact des différents composés liquides étudiés. De façon générale, une première phase d'absorption des liquides dans la phase polymère est suivie par une phase de dissolution où la perte de masse des matrices polyoléfines est observée. Dans le cas des solvants organiques, les phénomènes d'absorption et de dissolution sont plus intenses. L'ampleur de la dissolution augmente avec le temps de contact et l'intensité de la dissolution varie en fonction des matrices polyoléfines. L'absorption et la dissolution sont plus

importantes dans les matrices PP que pour celles PEHD. Les composés inorganiques oxydants (ex : peroxyde d'hydrogène) dégradent plus les matrices polyoléfiniques que les autres substances chimiques. Les bases impactent beaucoup moins les matrices polyoléfiniques.

Les additifs métalliques présents dans les matrices polymères sont susceptibles de se dissoudre dans les solutions d'acides concentrées.

Enfin, les composés organiques, tel que l'acétone, extraient plus facilement les antioxydants des matrices PP que de celles en PE.

V.5. Conclusions

La migration de molécules au travers d'une matrice polymère dépend d'un grand nombre de facteurs tels que la nature du polymère, sa masse moléculaire, la présence de plastifiant, la température et la densité de pontage dans la matrice. Au-delà des différents paramètres discutés auparavant, la nature du polymère et de son contenu sont les éléments prédominants affectant la migration de substances. Les facteurs tels que le volume libre dans la matrice et la mobilité des chaînes influencent directement le procédé de migration alors que le taux d'insaturation, de réticulation, de cristallinité et la nature des substituants sont des facteurs qui vont modifier la structure du polymère et par conséquent influencer indirectement la migration. La complexité des interactions ne permet pas d'évaluer facilement les phénomènes de migration dans une matrice polymère. Extraire des généralités sur la migration dans des matrices polymères sans en évaluer précisément les différentes propriétés explicitées ci-dessus n'est pas réaliste. Les interactions contenant/contenu étant fortement dépendantes de la nature des emballages et des substances chimiques en contact, une analyse au cas par cas s'avère indispensable à la compréhension des phénomènes de migration. La détermination précise de la nature chimique des substances au contact des matériaux usuellement utilisés est donc indispensable pour la suite de l'étude.

Il est à noter que la bibliographie est très pauvre sur le sujet qui nous concerne directement. On constate notamment qu'aucun article n'est en adéquation avec la thématique de migration dans les emballages polymères des produits phytosanitaires.

Afin d'approfondir les connaissances, il serait intéressant d'évaluer quelles seraient les valeurs guides acceptables de migration qui pourraient être intégrées dans les spécifications qualité de la matière.

A cette fin, la méthodologie suivante pourrait être suivie :

- Identification de la nature des substances chimiques les plus abondantes et les plus difficiles à éliminer par les procédés de décontamination ;
- Identification des possibilités analytiques de mesurages de la migration de ces substances ;
- Développement d'un protocole analytique incluant les étapes d'extraction, d'identification des substances et de leur quantification ;
- Identification des risques associés aux valeurs résiduelles ;
- Établissement de valeurs guides par la profession en concertation avec les autorités.

VI. État de l'art en termes de risques associés au recyclage des emballages plastiques ayant contenu des substances dangereuses

L'objectif de cette étape est de dresser un état de l'art en termes de risques et de dangers associés au recyclage d'emballages souillés, et ce à l'aide de plusieurs sous-questions :

1. Quelles sont les conséquences sanitaires et environnementales potentielles de la migration et contamination des produits toxiques ou dangereux au sein du matériau d'emballage ?

- *Quelles sont les différentes phases du cycle de vie (collecte, recyclage, utilisation, traitement final) présentant les plus gros risques et dangers sanitaires et environnementaux ?*
- *Quelles sont les personnes les plus exposées à de tels risques et quels sont ces risques ?*

2. Doit-on déduire des limitations d'usage pour de tels recyclats ?

- *Quelle distinction de limitation d'usage existe-t-il entre les substances toxiques et les substances dangereuses ? Entre les substances toxiques à seuil et les toxiques sans seuil ?*
- *Quels sont les types de limitations d'usage ?*
- *Sur base de quelles méthodes peut-on instaurer ces limitations d'usage ? Comment sont-elles définies aujourd'hui ?*

VI.1. Matériels et méthodes

VI.1.1. Définition du champ d'investigation

Il s'agit d'identifier d'éventuelles études épidémiologiques ou toxicologiques concernant les risques sanitaires associés au recyclage des contenants en plastique recyclé. Une recherche bibliographique a été entreprise dans les bases de données Medline et Toxline (aspects sanitaires) ainsi que dans les bases plus généralistes comme ScienceDirect. Les sites des organisations pertinentes comme l'UE, l'OMS, l'USEPA, l'EFSA et d'autres ont été également visités. Dans les moteurs de recherches, les mots clés suivants ont été utilisés (en anglais, liste non exhaustive) :

« Plastic, polymers, containers, packaging, recycling, reuse, recovery, migration, contaminant... »

Les études et documents concernant les contenants alimentaires (food packaging, food contact, etc) **ne sont pas pertinents pour** la problématique des plastiques ayant contenu des déchets dangereux.

L'état des connaissances réalisé ici exclut, a priori, la valorisation énergétique des plastiques.

VI.1.2. Stratégie de recherche bibliographique

Le moteur de recherche Medline est un outil puissant permettant d'identifier des articles scientifiques dans une des plus grosses bases de données biomédicale connue. L'utilisation de mots clés pertinents permet de cibler efficacement les publications disponibles sur un sujet donné. Les mots clés utilisés ont été choisis de manière à obtenir un balayage suffisamment large en matière de type d'étude (épidémiologie, toxicologie, évaluation des risques), en matière de populations cibles (ne pas se limiter aux seuls travailleurs par exemple) et également en terme d'appellation des plastiques. Par ailleurs, le rapport du JRC en 2014, précise que parmi les nombreuses appellations en usage dans l'industrie le

terme « waste plastic » semble le plus courant et a été adopté comme désignation générique dans leur rapport. Ce terme a donc été ajouté dans la liste des mots clés suivants :

1. **Toxicology**
2. **Epidemiology**
3. **Human health**
4. **Health risk assessment**
5. **Health impact assessment**
6. **Plastic container**
7. **Polyethylene**
8. **Pesticides packaging**
9. **Pharmaceutical packaging**
10. **Reusable plastic**
11. **Recycling**
12. **Polyethylene Terephthalates**
13. **Food packaging**
14. **Plastic packaging**
15. **Plastic waste**

Ensuite, les cinq premiers mots clés sont rassemblés dans un terme nommé «search #0 ». Ce terme est croisé (opérateur « AND ») avec chacun des autres mots clés. Puis le terme « recycling » a été ajouté dans l'algorithme afin de bien cibler les recherches sur la thématique d'intérêt. Le nombre d'articles correspondants à ces différents critères de recherche est présenté dans le *Tableau VI-1*:

Tableau VI-1 : Résultats des recherches bibliographiques sous Medline

N°	Question posée	Articles trouvés
#1	Search #0 AND plastic waste	185
#2	Search #0 AND food packaging	2118
#3	Search #0 AND plastic packaging	210
#4	Search #0 AND reusable plastic	21
#5	Search #0 AND Equipment Reuse	766
#6	Search #0 AND pharmaceutical packaging	1021
#7	Search #0 AND pesticides packaging	122
#8	Search #0 AND plastic container	83
#9	Search #0 AND recycling AND plastic waste	38
#10	Search #0 AND recycling AND food packaging	9
#11	Search #0 AND recycling AND plastic packaging	7
#12	Search #0 AND reusable plastic*	21
#13	Search #0 AND recycling AND pharmaceutical packaging	0
#14	Search #0 AND recycling AND pesticides packaging	0

#15	Search #0 AND recycling AND plastic container	2
#16	Search #0 AND recycling AND Polyethylene Terephthalates	4
	Total #9 à #16	81

*le recyclage est « compris » dans le terme « reusable »

Sur les 81 articles identifiés par le moteur de recherche, il y a 15 doublons donc au total seulement 66 articles correspondent aux critères de recherche. Des recherches similaires dans une autre base de données bibliographiques (Sciencedirect) n'a pas permis d'identifier d'autres articles sur les risques sanitaires. Néanmoins, après élimination des études qui ne concernent pas la santé humaine et celles qui portent sur les plastiques en contact alimentaire, certaines études techniques comparant différentes voies de recyclage pour les plastiques ayant contenus des pesticides seraient peut-être intéressantes sur d'autres questions que les seuls impacts sanitaires [Andrews, 2013 ; Briassoulis, 2013 ; Briassoulis, 2012 ; Briassoulis, 2014 ; Chen, 2011 ; Al-Salem, 2009 ; Al-Salem, 2010].

La lecture du titre des 66 articles a permis d'identifier 48 articles hors sujet (voir *Annexe XI-3*). Après lecture des résumés des 18 articles restants, 12 concernent avant tout le recyclage des plastiques de contact alimentaire, thématique qui a été jugée hors sujet. Les 6 articles restants sont donc les seuls à correspondre à la problématique traitée ici. Les 12 articles exclus, concernent l'évaluation de la sécurité des procédures de rinçage / nettoyage [Barthelemy, 2014] et autres techniques de recyclages [Thompson, 2009]. Deux d'entre eux portent sur le relargage de certains métaux [Cheng, 2010 ; Andra, 2011], deux autres portent sur le relargage de bisphénol A et/ou de DEHP {Munro, 2009; Kubwabo, 2009} et deux articles abordent le relargage de substitut au bisphénol A qui auraient également des propriétés œstrogéniques [Bittner, 2014 ; Bittner, 2015]. Un article assez ancien traite de la question des critères de qualité pour le nettoyage des bouteilles avant réutilisation {Jetten, 1999}, un autre plus récent et plus intéressant propose sur la base d'une évaluation des risques une valeur limite pour les résidus de substances toxiques dans les contenants alimentaires avant réutilisation {Barthelemy, - 2014}. Enfin, deux autres articles présentent un intérêt très modeste, l'un est de portée assez générale sur le recyclage des plastiques {Thompson, 2009}, et l'autre porte sur les accidents mortels entre 1992 et 2000 aux USA chez les ouvriers du recyclage qui compressent et mettent en balle dense les papiers et cartons, les plastiques, les métaux et les textiles [Centers for Disease Control and Prevention., 2001].

Parmi les six articles retenus, deux sont en langue chinoise [Wang, 2014 et Wang, 2013] seuls les résumés sont disponibles en anglais. Les quatre autres seront analysés en détails.

Les recherches ont été poursuivies en utilisant la fonction « articles similaires » disponibles dans le moteur de recherche pour les 6 articles pertinents. Enfin, les références bibliographiques des articles pertinents ont été aussi examinées. Finalement ces deux procédures n'ont rapporté qu'un article éventuellement intéressant sur l'exposition aux COV à proximité d'une usine de recyclage de plastiques au Japon [Yorifuji, 2012 #87]. Néanmoins, les auteurs n'ont pas précisé l'origine des plastiques recyclés dans l'usine (plastique de contacts alimentaires ou ayant contenu des substances dangereuses ?).

Au total, le principal enseignement de ces recherches c'est qu'il y a très peu d'études sur les impacts sanitaires liés au recyclage des contenants en plastiques de déchets dangereux. Cette rareté a demandé la mise en œuvre de recherches longues et fastidieuses que les maigres résultats obtenus ne représentent pas bien. Le champ d'intérêt est certainement trop novateur pour avoir fait l'objet d'études scientifiques, il est aussi probable qu'aucun terrain d'investigation ne soit disponible.

VI.2. Résultats, description des études

VI.2.1. Exposition des travailleurs

Une étude réalisée en Chine dans la province du Hunan a montré que les travailleurs impliqués dans le recyclage des plastiques seraient surexposés au DEHP (phtalate utilisé comme plastifiant) [Wang, 2011]. Plusieurs biomarqueurs ont été dosés chez les travailleurs (n = 181) : thyroid-stimulating hormone (TSH)⁴⁶, Malondialdehyde (MDA)⁴⁷, superoxide dismutase (SOD)⁴⁸, 8-hydroxy-2'-deoxyguanosine (8-OHdG)⁴⁹, mais aucun dosage du DEHP ou de ses métabolites n'a été réalisé. Une zone rurale située à 50 km du site de recyclage a été choisie comme témoin et 160 fermiers y ont été recrutés. Les comparaisons entre les deux groupes sont faites en tenant compte de la consommation d'alcool et de tabac. De nombreux échantillons d'eau et de sols ont été prélevés sur les deux sites. Les concentrations en DEHP des sols témoins sont en moyenne de 0,81 mg/kg_{MS} contre 13,07 dans les sols du site de recyclage. Les eaux des puits et des étangs contiennent respectivement en moyenne 0,79 et 0,37 µg/l sur le site témoin ; et 14,20 et 135,68 µg/l sur le site de recyclage. Le risque d'avoir une concentration urinaire en 8-OHdG supérieure à la médiane est de 2,05 (IC_{95%} : 1,32-3,18) pour les personnes travaillant au recyclage des plastiques. Pour la malondialdehyde ce risque est de 2,44 (IC_{95%} : 1,54-3,87). Il n'est pas significatif pour la SOD. Malheureusement l'article ne décrit pas les opérations de recyclage effectuées, ainsi il n'est pas possible d'extrapoler ces résultats aux situations qui nous intéressent.

Une autre étude s'est intéressée à l'exposition aux composés organiques volatils pendant les opérations de recyclage de différents types de déchets plastiques : acrylonitrile-butadiène styrène (ABS), polystyrène (PS), polypropylène (PP), polyamide (PA), polyvinyle chloride (PVC), polyéthylène (PE) and polycarbonate (PC) [He, 2015]. Un total de 64 COV, comprenant des alcanes, des alcènes, des composés mono aromatiques, des composés oxygénés (COVO), les composés chlorés (COVC) et l'acrylonitrile ont été identifiés et quantifiés dans l'air pendant les opérations de fusion / extrusion. Les composés mono aromatiques (autrement dit les BTEX) ont été trouvés comme composants majeurs dans les ateliers de recyclage d'ABS et de PS, les alcanes sont les composants majeurs dans les ateliers de recyclage de PE et de PP, les COVO dans les ateliers de PVC et de PA. Les quantités de COV totaux émises lors du recyclage des déchets plastiques solides étaient dans l'ordre suivant : ABS > PS > PP > PA > PVC > PE > PC. Les limites d'exposition professionnelle aiguës et chroniques sont dépassées dans les ateliers d'ABS et de PS. La plupart des composés organiques volatils à l'intérieur des ateliers proviennent du procédé de fusion extrusion. La concentration de COV totaux la plus élevée est observée dans l'atelier de PS. L'évaluation des risques non cancérogènes de tous les COV individuels étaient <1,0, tandis que la somme des ratios de danger dans l'atelier de recyclage PS était de 1,9. Cela indique une menace chronique pour la santé.

⁴⁶ La TSH est une hormone sécrétée par l'anté-hypophyse dont le rôle est de stimuler la sécrétion d'hormones thyroïdiennes (T3 et T4). (<https://fr.wikipedia.org/wiki/Thyr%C3%A9ostimuline>)

⁴⁷ Le malondialdéhyde est présent naturellement dans les tissus, où il est une manifestation du stress oxydant. Il est issu notamment de l'action des dérivés réactifs de l'oxygène sur les acides gras polyinsaturés. Il réagit avec la désoxyadénosine et la désoxyguanosine pour former des adduits à l'ADN, notamment le MG, qui est mutagène. (<https://fr.wikipedia.org/wiki/Malondiald%C3%A9hyde>)

⁴⁸ Les superoxyde dismutases (SOD), sont des métalloprotéines possédant une activité enzymatique : la catalyse de la dismutation du superoxyde en dioxygène et peroxyde d'hydrogène. Pour cette raison, cette enzyme est une partie importante du système de défense contre les radicaux libres (https://fr.wikipedia.org/wiki/Superoxyde_dismutase).

⁴⁹ Marqueur biochimique du stress oxydant

L'exposition des travailleurs impliqués dans le recyclage de conteneurs à pesticides en plastiques ou en métal a été étudiée au Canada (province d'Alberta) dans les années 1990. Trois sites ont été inclus dans l'étude. Les travailleurs portent des vêtements de travail en tissu, des gants, tablier et boot en plastiques. Il n'est pas fait mention de filtre respiratoire n'y d'aspiration au poste de travail. Les auteurs distinguent cinq étapes dans le processus de recyclage :

- 1- **Tri et vidange** : opération consistant à retirer le bouchon de chaque conteneur, vidé les éventuels résidus liquides et lancer le conteneur dans la bonne pile pour la suite du processus ;
- 2- **Compactage** des conteneurs métalliques au moyen d'une presse hydraulique puis mis en balle pour le transport ;
- 3- **Déchiquetage** dans une machine qui découpe les conteneurs métalliques ou plastiques en petit morceaux qui sont ensuite stockés en big bag pour le transport ;
- 4- **Lavage** des chips métalliques ou plastiques au moyen de jets d'eau puissants, opération généralement réalisée sur le site central de recyclage avant la refonte ;
- 5- **Refonte** des chips métalliques dans un four à haute température.

Deux pesticides ont été choisis comme indicateurs d'exposition : le 2,4-D⁵⁰ et le trifluralin. Le premier parce qu'il est très utilisé, le second parce qu'il est connu pour sa capacité à imprégner les matières plastiques. Les deux sont actuellement vendus dans des conteneurs en plastique, mais dans le passé le 2,4-D était vendu en conteneurs métalliques. Les expositions sont mesurées par la masse de pesticide déposée sur les vêtements au niveau du torse, des bras et des jambes, par les concentrations dans l'air près des voies respiratoires et par les concentrations urinaires de 2,4-D avant et après la journée de travail. Les plus hauts niveaux d'exposition ont été observés pour le lavage, le broyage et le déchiquetage de métal. Le tri et le déchiquetage des plastiques exposaient les travailleurs à des niveaux intermédiaires. Lors de la phase de vidange et tri, les expositions au 2,4-D étaient de 16,7 µg déposé sur les vêtements et de 3,6 µg inhalé, celle de trifluralin était respectivement de 30,4 µg et 1,47 µg. Pendant le broyage des plastiques ces expositions étaient respectivement de 178 µg et 0,17 ; 111,5 µg et 8,36 µg. La fusion des métaux était associée avec de très faibles expositions. L'excrétion urinaire de 2,4-D est le plus étroitement corrélée avec l'exposition par inhalation, et tous deux étaient les plus élevés pour le lavage et le broyage de métaux. Le dépôt de pesticides sur les vêtements était le plus élevé pour le broyage métallique. La fonte de métal lavé ne semble pas présenter un risque d'exposition important [Guidotti, 1994].

Dans une autre étude, la principale source et les caractéristiques des composés organiques volatils (COV) libérés lors du recyclage de déchets de méthyle méthacrylate dans la province de Zhejiang a été analysée quantitativement et qualitativement [Wang, 2013] (Article en chinois). Les résultats de l'évaluation des risques pour la santé, basés sur ces émissions, ont montré que le méthanol (MeOH) et le méthacrylate de méthyle (MMA) ont été les principaux polluants. Les émissions d'une partie des entreprises dépassaient les normes nationales en MeOH et MMA, en particulier pour les émissions fugitives et la valeur limite d'odeur. En outre, la valeur des risques pour la santé des émissions fugitives était très faible, il n'y a donc pas d'effet nocif pour la santé humaine. Dans l'objectif d'accélérer l'amélioration industrielle et le traitement de la pollution environnementale, les limites d'émissions de MeOH, de MMA et la concentration d'odeur sont proposées, ainsi les valeurs limites d'émissions existantes / nouvelles (fugitives) seraient : 45/30 (0,5) mg/m³, 30/25 (0,5) mg/m³, et 1000/800 (20) mg/m³, respectivement.

⁵⁰ L'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique est un désherbant sélectif contre les mauvaises herbes mais inactif sur le gazon et les céréales. Il empêche la chute des fruits et agit comme une hormone de croissance. (https://fr.wikipedia.org/wiki/Acide_2,4-dichloroph%C3%A9noxyac%C3%A9tique)

VI.2.2. Exposition de la population générale

Une étude avait pour objectifs d'examiner comment l'augmentation du recyclage des matériaux, influence l'exposition humaine aux substances chimiques dangereuses [Lee, 2014]. Une analyse des flux de plastiques et de papier a été réalisée au niveau européen concernant la circulation de 3 phtalates : 2-ethylhexyl phtalate (DEHP), le phtalate de di-n-butyle (DBP), le phtalate de benzyle et de butyle (BBP). Les résultats pour l'année 2012 montrent que 26 % des déchets de plastique et 60 % du papier consommé en Europe ont été recyclés. Cela permet d'estimer qu'environ 4 % de la demande annuelle de DEHP et de BBP et 18 % de DBP en Europe comme matière première provient des plastiques et du papier recyclé. Une étude de cas a estimé l'exposition aux phtalates des enfants de 2 ans au Danemark via les aliments emballés dans du papier et du plastique recyclé. Le résultat confirme que l'augmentation de carton et bouteilles en PET recyclés comme matériaux d'emballages alimentaires provoque une augmentation significative de l'exposition des enfants au DBP correspondant à une exposition supplémentaire de 0,116 à 0,355 µg/kg/jour soit 18 % de l'exposition totale des enfants de 2 ans au DBP. Alors que la grande majorité de l'exposition au DEHP peut être expliquée, plus de 50 % et 70 % de sources d'exposition au DBP et au BBP restent encore à identifier.

Dans l'étude de He *et al.*, concernant l'exposition des travailleurs au COV pendant les opérations de recyclage des déchets plastiques solides, un chapitre est consacré aussi à l'exposition des habitants autour des ateliers de fusion extrusion [He, 2015]. La méthode pour évaluer l'exposition en dehors des ateliers et décrite dans un document supplémentaire qui n'a pas été fourni, elle est apparemment basée sur la mesure des concentrations de COV à l'intérieur des habitations. L'évaluation des risques cancérogènes vie entière pour les habitants à proximité des ateliers suggère des niveaux de risques élevés. Il est supérieur à 10^{-3} autour des ateliers PS, ABS et PA (respectivement : 1.29×10^{-3} , 1.28×10^{-3} , 1.18×10^{-3}) de l'ordre de 10^{-4} pour l'atelier de PVC (1.01×10^{-4}) et supérieur à 2×10^{-5} pour les autres (PE : 5.56×10^{-5} , PC : 5.25×10^{-5} , PP : 3.02×10^{-5}). Les composés les plus impliqués sont par ordre d'importance : l'acrylonitrile, le styrène, l'éthylbenzène, 1,2-dichloroéthane et (cf. figure ci-dessous). De plus, l'évaluation des risques non cancérogènes indique une somme des ratios de danger (Hazard index) supérieure à 1 à côté de l'atelier PS (HI = 1,9), juste inférieure à 1 à côté de l'atelier PA (0,97) puis décroissante pour les autres ateliers : PC (0,74) = PVC (0,74) > ABS (0,66) > PE (0,56) > PP (0,25).

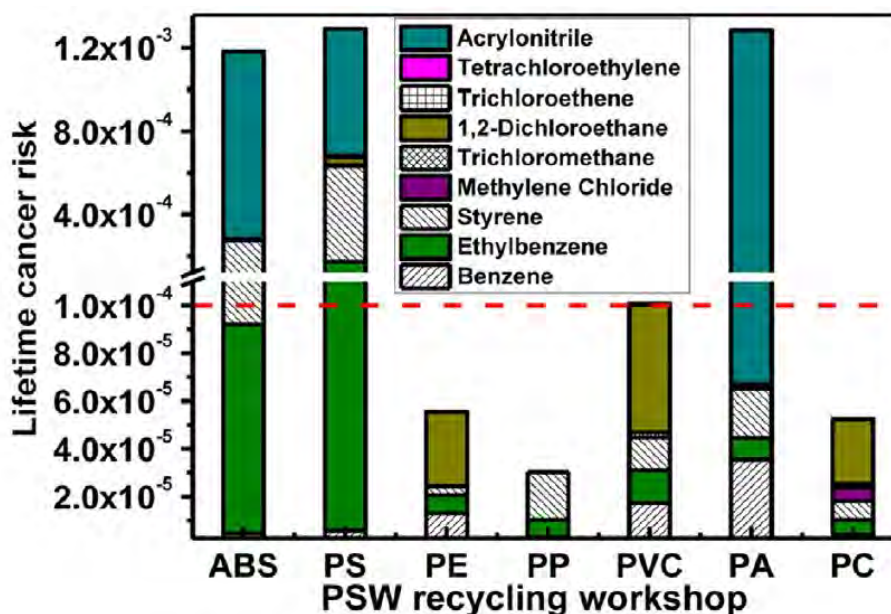


Fig. 6. LCRs of the carcinogenic VOCs for residents in seven PSW recycling workshops.

Une étude épidémiologique transversale sur la santé des enfants âgés de 9 à 17 ans a été réalisée dans une province chinoise où l'on pratique le recyclage du plastique {Wang, 2014} (article en chinois). Quatre villages agricoles ont été choisis comme population témoin des trois villages où est pratiqué le recyclage des plastiques (pas d'information sur les opérations et les techniques de recyclage pratiquées). L'incidence des symptômes respiratoires (toux, expectoration, congestion nasale, irritation de la gorge) et digestifs était supérieurs chez les enfants des villages engagés dans le recyclage des plastiques (respectivement 78 % et 15 %) comparés à ceux des villages agricoles (respectivement : 64 % et 6 %). Une analyse de régression logistique multivariée a indiqué que l'incidence des maladies de peau est associée aux lieux où l'air sentait le plastique autour de la zone résidentielle.

Une étude épidémiologique transversale a été réalisée autour d'une usine de recyclage des plastiques à Neyagawa (Osaka, Japon) [Yorifuji, 2012]. L'exposition des habitants était mesurée par le dosage des concentrations de COV dans l'air à deux distances de l'usine (point A = 100 m, point B = 500 m). L'étude comporte une population témoin située à 2 800 m de l'usine. Au total, l'étude inclut 3 950 personnes ayant répondu aux questionnaires sanitaires. Certains symptômes respiratoires (irritation de la gorge et du nez, écoulement oculaire, eczéma, crachat) étaient plus fréquents dans la zone exposée que dans la zone témoin. Les auteurs n'ont pas mis en relation les symptômes respiratoires avec les concentrations de COV mesurées dans l'air ambiant. La zone étudiée comporte un réseau dense de voies de circulation, aussi il y a d'autres sources de polluants atmosphériques que l'usine de recyclage plastique. On remarque dans le tableau de résultats des concentrations assez élevées en éthylacétate, en heptane, en toluène, éthylbenzène et p-dichlorobenzène. Substances sensiblement différentes de celles identifiées dans l'étude de He et al. 2015. Les auteurs indiquent que le gradient des concentrations en COV suit celui de l'incidence des symptômes respiratoires en fonction de la distance du point de mesure à l'usine.

VI.3. Réponses aux questions initiales

Question n°1

1. Quelles sont les conséquences sanitaires et environnementales potentielles de la migration et contamination des produits toxiques ou dangereux au sein du matériau d'emballage ?
 - *Quelles sont les différentes phases du cycle de vie (collecte, recyclage, utilisation, traitement final) présentant les plus gros risques et dangers sanitaires et environnementaux ?*
 - *Quelles sont les personnes les plus exposées à de tels risques et quels sont ces risques ?*

Il n'y a pas d'étude disponible permettant de répondre à cette question qui dans sa formulation se limite à la problématique de la migration des substances dangereuses dans la matrice polymère. Toutefois l'étude canadienne sur les contenants métalliques et plastiques de produits phytosanitaires fournit quelques indications intéressantes. Il semble que la phase de vidange et tri expose un peu moins que la phase de broyage. Mais on n'a pas de résultat pour la phase de refonte, qui n'était pas incluse dans l'étude pour les plastiques. De plus, seul trois sites et deux pesticides indicateurs ont été mesurés. Il est probable que ce sont les résidus de produits dans le fond des contenants ou sur leurs parois plus que ceux ayant migré dans la matrice polymère que l'on retrouve dans les expositions des travailleurs. Pendant la phase de refonte on peut supposer que ce seront plutôt ces derniers qui seront relâchés à condition bien sûr qu'une phase de lavage intervienne avant la refonte. Quoiqu'il en soit, les informations disponibles sont trop peu nombreuses, anciennes et assez imprécises pour pouvoir être généralisées.

Concernant la deuxième partie de la question, une seule étude permet de comparer l'exposition des travailleurs et à celles des habitants aux alentours des ateliers de recyclage {He, 2015}. De ce point de vue, les risques non cancérogènes liés aux COV émis lors du recyclage des plastiques ayant contenu

ou non des substances dangereuses sont comparables. Cette étude montre que la nature initiale du polymère influence la quantité et la qualité des émissions de COV. Les émissions les plus dangereuses sont identifiées lors de la refonte des trois polymères suivants : Acrylonitrile-butadiène styrène (ABS), polystyrène (PS), polyamide (PA). L'étude ne donne pas de précision quant aux contenus des plastiques recyclés, il est donc difficile d'extrapoler directement ces résultats. Bien que récente et relativement convaincante au plan méthodologique cette étude n'est pas suffisante pour en tirer des conclusions relatives à la problématique des plastiques ayant contenu des substances dangereuses.

Question n°2

2. Doit-on déduire des limitations d'usage pour de tels recyclats ?

- *Quelle distinction de limitation d'usage existe-t-il entre les substances toxiques et les substances dangereuses ? Entre les substances toxiques à seuil et les toxiques sans seuil ?*
- *Quels sont les types de limitations d'usage ?*
- *Sur base de quelles méthodes peut-on instaurer ces limitations d'usage ? Comment sont-elles définies aujourd'hui ?*

Le document technique du JRC sur la sortie du statut de déchet pour les plastiques recyclables apporte des réponses à cette question [JRC, 2014]. Sur les critères environnementaux et sanitaires la question que pose la sortie de déchet n'est pas tant de caractériser les impacts du déchet devenu produit que de décrire les changements potentiels entre les impacts de ces matériaux s'ils sont considérés comme déchets et les impacts de ces matériaux s'ils sont considérés comme des produits (chapitre 2.10). Pour cela il faut identifier les mesures de protections environnementales et sanitaires qui s'appliquent selon la réglementation déchets et celles qui s'appliquent selon la réglementation des produits.

La réglementation européenne sur les déchets et sa transposition dans le droit français est assez complexe. Ainsi pour déterminer le statut d'un déchet, préalable à l'identification des critères environnementaux et sanitaires applicables, il faut prendre en compte :

- La directive cadre déchet, 2008/98/CE actualisée (WFD)
- La liste européenne des déchets (LoW)
- Le règlement sur le transport des déchets (WSR)
- La directive sur les déchets industriels d'extraction (MWD)
- Le règlement REACH
- Le règlement CLP (Classification Labeling and Packaging)
- Le règlement POP (Persistent organic pollutant)
- La directive Seveso III

La WFD établit ce qu'est un déchet et comment il doit être géré. Cette directive considère certains déchets comme dangereux. Un déchet dangereux est défini comme un déchet qui présente au moins une des quinze propriétés dangereuses spécifiées énumérées dans l'Annexe XI-5 (numéroté HP1 à HP15)⁵¹. Les modalités d'application figurent dans la LoW.

La LoW prévoit les modalités d'évaluation des propriétés dangereuses et la classification des déchets. Elle fournit la liste des déchets, classés en chapitres, sous-chapitres et les entrées. Les entrées

⁵¹ Ces propriétés de danger, étaient appelées H 1 à H 15, la décision de la Commission européenne du 18 décembre 2014 (2014/955/UE) les a renommées HP 1 à HP 15 afin d'éviter toute confusion avec les mentions de danger Hxxx du règlement CLP (mentions de danger s'appliquant à des substances ou mélanges, et désignées par un code à trois chiffres : H200, H330, H411, ...). Les mentions de dangers (numérotées Hxxx) remplacent elles-mêmes les anciennes « phrases de risques » Rxx depuis la réglementation CLP n°1272/2008 et ses différentes modifications et actualisations.

qualifient chaque catégorie de déchet comme « dangereux absolu », « non dangereux absolu », « miroir dangereux » et « miroir non dangereux ». Les entrées miroirs doivent faire l'objet d'une évaluation détaillée des 15 propriétés dangereuses.

Le WSR établit les procédures, les conditions et les exigences qui doivent être remplies lors des transferts transfrontaliers de déchets, y compris les transferts entre États membres de l'UE. Les classifications des déchets selon la WFD et la LoW influencent aussi des procédures dans le cadre de la WSR.

La directive sur les déchets miniers (MWD) met en place le cadre d'une bonne gestion des déchets de l'industrie extractive. Bien qu'il soit exclu du champ d'application de la WFD, la dangerosité des déchets de l'industrie extractive doivent être classés conformément à la LoW.

Le règlement REACH prévoit l'enregistrement, l'évaluation, l'autorisation et la restriction des produits chimiques dans l'UE. Les déchets ne sont pas considérés comme une substance ou un mélange sous REACH. Néanmoins, certaines informations générées dans le cadre de REACH doivent être utilisées pour la classification des déchets. Notamment les codes et mentions de dangers attribuées à chaque substance.

Le règlement CLP définit des critères pour classer les substances comme dangereuses. Les déchets ne sont pas considérés comme une substance, un mélange ou un article au titre du règlement CLP. Cependant, certaines des propriétés dangereuses applicables pour les déchets sont liées aux critères CLP. En outre, la classification des substances au titre du CLP peut également être déterminante pour la classification des déchets.

Le règlement POP vise à protéger l'environnement et la santé humaine contre les polluants organiques persistants (POP). Les déchets contenant certains polluants organiques persistants comme indiqué dans l'annexe de la LoW (point 2, tiret 3) au-dessus du seuil pertinent du règlement POP doivent être classés comme dangereux.

La directive Seveso III vise à prévenir les accidents majeurs impliquant des substances dangereuses et une limitation de leurs conséquences pour l'environnement et la santé humaine. Il applique également aux déchets. Les exploitants manipulant des substances dangereuses au-dessus de certains seuils doivent classer les déchets sur la base de ses propriétés en mélange. Les sources d'informations peuvent inclure la classification selon la législation européenne sur les déchets.

Il ressort de cet enchevêtrement réglementaire l'impossibilité de dire à priori quels sont les critères sanitaires et environnementaux applicables à un déchet et donc de les comparer à ceux applicables au produit correspondant. L'expérience de Vincent Nedellec en la matière montre que seuls des cas concrets, c'est-à-dire des déchets dont le contenu en substances dangereuses et connus qualitativement et quantitativement, peuvent être évalués.

Une des recommandations explicite du groupe d'experts ayant contribué à la rédaction du rapport du JRC (2014) est que les déchets de plastiques qualifiés pour une sortie du statut de déchet ne doivent présenter aucune des 15 propriétés de danger (chapitre 3.2, p149). Par défaut, trois options sont possibles pour contrôler les risques issus de la dangerosité du matériel à recycler :

1. un critère direct sur la qualité de la matière, qui ne doit pas afficher les propriétés dangereuses,
2. un critère relatif à l'exclusion de l'utilisation des matières dangereuses en entrée, et

3. un critère concernant le traitement pour l'élimination des matières dangereuses.

Globalement, ce document ne propose pas des restrictions d'usage graduelles en fonction de la plus ou moins grande teneur en substances dangereuses dans les plastiques recyclés mais propose de fixer une limite de 2 % maximum à la teneur en substances qui ne sont pas des constituants du polymère. Selon les substances, cette teneur peut largement classer le déchet comme dangereux pour l'une ou l'autre des 15 propriétés de dangers⁵². Par exemple un déchet contenant plus de 0,1 % d'une substance cancérigène⁵³ est considéré comme dangereux. De même, les teneurs maximales pour les polluants organiques persistants listés dans le règlement POP⁵⁴ sont généralement de 50 mg/kg, soit la teneur à ne pas dépasser de 0,005 %.

Le JRC rapporte qu'il y a deux types de recyclats des plastiques possibles. Le type 1 de haute qualité, le plus souvent lavé, filtré à l'état fondu et granulé sous forme de granulés en plastique / recyclé ayant une teneur en composant non plastique entre 0,1 et 1 %. Il a une bonne valeur marchande (de 300 à 600 euros/tonne) et il est souvent capable de remplacer les résines vierges dans toutes leurs applications. Le type 2, concerne les agglomérats d'origine mixte (la plupart du temps à partir de déchets plastiques post-consommation), ayant une haute teneur en composants non-plastique, souvent entre 5 et 15 %, parfois plus. Ces matériaux n'ont qu'une faible valeur marchande. Ils ne conviennent pas pour la substitution de polymères vierges équivalentes, et sont actuellement utilisés dans des applications avec une tolérance élevée aux impuretés physiques, tels que le ciment et le bois pour les applications de meubles et travaux de génie civil en plein air. Ils peuvent aussi être vendus comme combustibles.

Ouverture du sujet :

L'évaluation quantitative des risques sanitaires a priori bénéficie d'un cadre méthodologique relativement robuste et largement utilisé et reconnu. Ce qu'il manque aujourd'hui est une caractérisation fine des flux de plastiques ayant contenus des produits et substances dangereux candidats pour un éventuel recyclage. Une fois les flux correctement caractérisés (comme par exemple ceux des emballages de produits phytosanitaires), un inventaire des substances dangereuses potentiellement présentes est un point de départ indispensable pour évaluer les risques pour la santé et pour l'environnement. En fonction du type de recyclage prévu, les problématiques de risques sanitaires peuvent être différentes notamment sur la question des voies d'exposition et des populations concernées. En revanche, les risques pour la santé sont eux complètement liés aux substances toxiques présentes dans les plastiques. A défaut de pouvoir aujourd'hui faire des recommandations par catégorie de plastiques ou de substances dangereuses, il semble important de suivre les recommandations du JRC qui propose d'exclure du recyclage tous les déchets contenant une trop forte quantité de substances dangereuses, quelles se soient immiscées dans la matrice plastique ou non. En revanche un seul seuil de concentration à ne pas dépasser pour toutes les substances n'est pas une position satisfaisante pour la protection de la santé publique ou pour la protection de l'environnement. A l'exemple du tableau présenté dans l'annexe 6 sur les polluants organiques persistants, un seuil par substance devrait-être établi.

⁵² Voir la liste en annexe 3.

⁵³ Cela correspond à la propriété de danger HP7, laquelle est qualifiée par les mentions de danger H350 et 351. Par exemple, les 550 substances hydrocarbures dérivées du pétrole (index n°649-001-XX-X à 649-550-XX-X) possèdent toutes la mention H350, excepté quelques hydrocarbures légers (moins de 6 atomes de carbone).

⁵⁴ Voir annexe 4 de ce rapport

VII. Tests effectués sur les plastiques dans certains domaines industriels spécifiques

Ce chapitre est dans les plastiques dans certains domaines industriels spécifiques. L'objectif est de s'intéresser aux tests effectués par les industriels utilisateurs de matières plastiques. En effet, à la vue de la faiblesse de la bibliographie, notamment sur la migration et sur les risques sanitaires, ce chapitre est rédigé dans l'optique d'ouvrir le sujet sur d'autres secteurs industriels travaillant avec des plastiques contenant des substances dangereuses. L'idée est d'identifier comment les risques vis-à-vis de l'utilisateur final sont évalués par les industriels afin d'en tirer les enseignements pour initier une réflexion sur une démarche méthodologique concernant les plastiques d'emballages souillés.

Les secteurs qui sont retenus sont des secteurs utilisant des matières plastiques recyclées dans leurs produits mais pas nécessairement celles issues des emballages souillés. Les applications identifiées pour les emballages ayant contenu des substances dangereuses ne semblent pas subir de tests particuliers. L'idée est donc d'orienter les investigations vers d'autres secteurs afin d'identifier les potentiels parallèles qui pourraient être faits avec notre sujet d'étude.

Les secteurs identifiés sont les suivants :

- le secteur automobile,
- le secteur alimentaire,
- et le secteur des équipements électriques et électroniques.

VII.1. Tests effectués dans l'industrie automobile

Cette section présente l'approche des constructeurs automobiles dans le cadre de l'évaluation des composés organiques volatils émis par les matériaux et pièces utilisés dans l'habitacle.

La qualité de l'air en milieux confinés tels que le bâtiment ou les habitacles de voiture est une problématique actuelle qui intéresse de nombreux scientifiques et industriels. Les matières plastiques, les solvants, les produits de synthèses ou les matériaux naturels impliqués dans la construction (revêtements sol et mur, peintures, vernis, enduits, colles, isolants, ameublements...) ou dans les habitacles de voiture (sièges, tableaux de bord, garnissage du plafond...) émettent un mélange complexe de nombreux composés volatils. On définit ainsi les COV (Composés Organiques Volatils) comme des substances volatiles qui restent gazeuses après avoir été émises, ces composés ayant une pression de vapeur supérieure à 10-2 kPa à 25°C. Les COV peuvent avoir des effets négatifs sur le bien-être (odeurs indésirables) et sur la santé (allergies, irritations des yeux et de la gorge, maux de tête...) ^{55,56}. La plupart des COV présents dans l'air (comme les aldéhydes) ont un seuil de perception très bas et ont donc un impact important au niveau de la perception de la qualité de l'air.

Depuis le début des années 1990, les constructeurs automobiles Européens se sont intéressés à la qualité de l'air intérieur des véhicules et ont publiés des tests spécifiques visant à étudier les émissions des matériaux et pièces ⁵⁷. Les méthodes ont pour objet l'identification et la quantification des principaux composés organiques volatils dégagés par les matériaux et pièces ou fonctions d'habitacle sous l'effet

⁵⁵ Organic Indoor Air Pollutants; Salthammer, T. (Ed); Wiley-VCH, 1999, 105-115.

⁵⁶ Volatile organic emissions from polymeric materials; Scheirs, J.; Bigger, S.; Chemistry in Australia, 1996, 63(6), 261-264.

⁵⁷ Emissionen im kraftfahrzeuginnenraum, Ed Bartel, W.; Wienecke, P., BMBF, FAT, 1998

de la température et dans des conditions données. Les principaux COVs étudiés sont les aldéhydes et cétones, amines, nitrosamines, BTXES, éthers de glycols, phtalates, phénols, alcools, hydrocarbures halogénés et esters. Les méthodes d'échantillonnages des matériaux sont variées (headspace, sac, micro-chambre, chambre d'émission...); de même que les protocoles analytiques qui diffèrent d'un constructeur à l'autre.

Dans un contexte d'harmonisation des méthodes au niveau international, un groupe de travail commun aux comités techniques ISO/TC 146 (qualité de l'air) et ISO/TC 22 (véhicules routiers) a vu le jour. Certech, reconnu en tant qu'expert Belge par les comités AFNOR, ISO et CEN, a participé à l'élaboration des nouvelles normes reprises ci-dessous :

- **ISO 12219-1(2012):** Enceinte d'essai pour un véhicule complet -- Spécification et méthode de détermination des composés organiques volatils dans les habitacles d'automobiles
- **ISO 12219-2 (2012):** Méthode de criblage pour la détermination des émissions de composés organiques volatils des parties et matériaux intérieurs des véhicules -- Méthode du sac
- **ISO 12219-3 (2012):** Méthode de criblage pour la détermination des émissions de composés organiques volatils des parties et matériaux intérieurs des véhicules -- Méthode de la micro-chambre
- **ISO 12219-4 (2013):** Méthode pour la détermination des émissions de composés organiques volatils des parties et des matériaux intérieurs des véhicules -- Méthode de la petite chambre
- **ISO 12219-5 (2014):** Méthode de criblage pour la détermination des émissions de composés organiques volatils des parties et matériaux intérieurs des véhicules -- Méthode de la chambre statique
- **ISO/DIS 12219-6:** Méthode pour la détermination des émissions de composés organiques semi-volatils des parties et matériaux intérieurs des véhicules -- Méthode de la petite chambre
- **ISO/DIS 12219-7:** Détermination des odeurs dans l'air intérieur des véhicules routiers et dans les chambres d'essai d'air des composants de finition par des mesurages olfactifs

Ces méthodes font également références aux normes d'analyse de COVs selon ISO 16000-6 et d'aldéhydes et cétones selon 16000-3⁵⁸.

Parallèlement à cette harmonisation, et en l'absence de critères harmonisés au niveau européen, les données générées ont progressivement été implémentées dans les cahiers des charges des constructeurs Européens. Chaque constructeur, en fonction de son test et des conditions imposées par le protocole, établit des valeurs limites en termes de composés organiques volatils totaux (COVT), de composés cibles tels que les BTXES, les amines, les aldéhydes et cétones et de niveaux d'odeur acceptable.

En Allemagne, le groupe GASG (Global Automotive Stakeholder Group), a publié une norme VDA⁵⁹ visant à classer les substances en tant que substance interdite ou à déclarer. Une substance désignée « P » est soit interdite par la réglementation pour une utilisation dans certaines applications ou ne peut pas dépasser les limites de seuil réglementées. Une substance désignée « D » est à déclarer lorsque présente dans un matériau et dépassant les seuils définis par l'industrie automobile.

⁵⁸ Certech est reconnu en tant qu'expert Belge par les comités AFNOR, ISO et CEN. Le centre a été impliqué dans la rédaction des normes ISO16000 (Air intérieur)

⁵⁹ VDA 232-101 - Globale Liste für deklarationspflichtige Stoffe im Automobilbau (02/2015)

Les seules valeurs limites publiées pour les industries de la construction et du secteur automobile sont issues de pays asiatiques et reprise dans le *Tableau VII-1*⁶⁰. Le groupe de travail Vehicle Interior Air Quality (VIAQ), visant à harmoniser les protocoles de tests a décidé pour l'instant de ne pas intégrer de valeurs limites⁶¹.

Tableau VII-1 : Valeurs limites de certains polluants dans les domaines des secteurs de la construction et de l'automobile

Evolution of VIAQ limit values [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] for selected hazardous substances in some Asian countries

	Japan Buildings 2002	Japan Cars 2005	S. Korea Cars 2007	S. Korea Cars 2015	China Cars 2011	China Cars 2016?
ISO 12219-1 mode	n/a	driving*	ambient	ambient	ambient	ambient
Preconditioning / soak time	n/a	n/a	0.5 h / 2 h	0.5 h / 2 h	6 h / 16 h	6 h / 16 h
Formaldehyde	100	100*	250	210	100	100
Acetaldehyde	48	48			50	100-300
Toluene	260	260	1000	1000	1100	1000
Styrene	220	220	300	220	260	260

*Formaldehyde limit value in Japan is valid for parking-in-sunlight mode

China: Limit values are recommended so far but will become mandatory in the future. Discussions on risk assessments for the substances-of-concern (e.g., acetaldehyde) have not been finalized so far.

⁶⁰ 18th Workshop Odour and Emissions of Plastic Materials, Dieter Holtkamp, Kassel, 7-8 March 2016

⁶¹ <https://www2.unece.org/wiki/pages/viewpage.action?pagelId=25266269>

VII.2. Tests effectués dans l'industrie des équipements électriques et électroniques

La Directive DEEE 2012/19/UE a introduit des objectifs de collecte à l'horizon 2019, un taux de collecte minimal à atteindre de 65% (en masse) du poids moyen d'EEE mis sur le marché national au cours des trois années précédentes, ou bien, alternativement, 85% des DEEE générés sur le territoire au cours de l'année précédente.

En France, il existe 196 centres de traitement des DEEE (métropole et DOM) d'après l'inventaire 2012 des centres de traitement de déchets électriques et électroniques de l'ADEME [ADEME 2014].

Les activités de traitement regroupent différentes activités :

- La réutilisation
- La dépollution : consiste à extraire les composants dangereux incorporés dans les équipements : fluides frigorigènes et mousses d'isolation du GEM F, séparation des verres au plomb dans les écrans, enlèvement des batteries, piles, plastiques dont certains peuvent contenir des retardateurs de flamme bromés, etc.
- Le démantèlement, étape de prétraitement manuel précédant le broyage, qui consiste à séparer les différents éléments (cartes électroniques, etc.) pour permettre leur recyclage dans les filières spécifiques à chaque matériau, voire leur réutilisation.
- Le broyage des DEEE ou des fractions de DEEE permet de réduire la taille des éléments, d'assurer la séparation de certaines fractions et l'envoi dans la filière de recyclage matière correspondante.
- Les traitements physico-chimiques, qui concernent les éléments polluants extraits des DEEE [ADEME 2013b].

453 689 tonnes de DEEE ménagers⁶² ont été déclarées traitées en 2013 par les 4 éco-organismes agréés en France : 78% ont été recyclés, 8% valorisés énergétiquement, 12% éliminés, <1% préparé en vue du réemploi et <1% en réemploi des pièces [ADEME 2014b].

Selon les campagnes de caractérisations menées par les éco-organismes, le plastique constitue environ 18% en masse des DEEE. Lors du traitement des DEEE ménagers en 2013, 120 543 tonnes de ces substances et composants ont été extraits des déchets d'équipements et déclarés par les quatre éco-organismes agréés pour la collecte et le traitement des DEEE ménagers. 30% de ces substances sont des matières plastiques contenant des retardateurs de flamme bromés⁶³ [ADEME 2014b].

Les critères de modulation des barèmes des éco-organismes prennent notamment en compte la présence de retardateur de flammes bromé dans les pièces plastiques selon différents critères en fonction du type de DEEE :

- Présence de retardateurs de flammes bromés dans la structure plastique ;
- Présence de retardateurs de flammes bromés dans les boîtiers de l'appareil, pièces moulées ;
- Présence de pièces plastiques > 25 grammes contenant des retardateurs de flammes bromés.

Aujourd'hui, les éléments moteurs pour le recyclage des DEEE sont l'élimination des substances dangereuses et le recyclage des métaux. La législation DEEE étant considérée comme relativement nouvelle, les systèmes de gestion des plastiques sont encore peu développés et pas complètement opérationnels. Cependant, au moins une entreprise, MBA polymers, a construit deux usines

⁶² Les DEEE des professionnels collectés par les 4 éco-organismes ne représentent que 23 200 tonnes.

⁶³ En accord avec les dispositions de la réglementation, les plastiques contenant des retardateurs de flammes bromés doivent être séparés. Il est interdit de mélanger ces fractions avec d'autres déchets plastiques, afin de diminuer la teneur en polluants.

d'envergure mondiale dans l'optique de recycler les plastiques des DEEE. Cette entreprise traite 80 000 tonnes/an de plastiques issus de DEEE : l'ABS, l'HIPS et le PP. Ces plastiques recyclés sont achetés par l'industrie des EEE en remplacement du vierge [EuPR 2015].

Par ailleurs, en France, les recycleurs, accompagnés par l'OCAD3E sont en train de mener⁶⁴, depuis plusieurs mois, deux campagnes d'analyses afin de déterminer si les plastiques DEEE, en fonction de leurs origines, sont dangereux ou non. Cela comprend la présence :

- des retardateurs de flammes halogénés cités dans la réglementation européenne (dépollution des plastiques DEEE obligatoire),
- de substances POP.

Les modes de traitement (recyclage en boucle ouverte ou fermée, stockage ou destruction) sont également évalués. Les résultats de l'étude ne sont pas encore publiés.

Un mélange de plastiques issus des DEEE est considéré comme non dangereux et non POP, mais si on effectue des étapes de tri, cela devient potentiellement dangereux. La principale difficulté réside dans le fait que les producteurs sont souvent situés à l'étranger ce qui rend d'autant plus difficile les discussions avec ces derniers pour comprendre comment ces substances se retrouvent ou non dans les plastiques de DEEE.

La Directive européenne RoHS (2002/95/CE puis 2011/65/EU), d'application depuis février 2003, vise à limiter l'utilisation de plusieurs substances dangereuses dans les équipements électriques et électroniques. Les substances concernées par RoHS 2 sont le plomb, le mercure, le cadmium, le chlore hexavalent, les polybromobiphényles (PBB), polybromodiphényléthers (PBDE) et quatre différents phthalates (DEHP, BBP, BBP, DIBP). Les concentrations maximales de ces substances sont de 0,1 % par unité de poids de matériau homogène, sauf pour le cadmium où la limite est de 0,01 %.

Ces substances ont été réglementées car elles sont dangereuses pour l'environnement et polluent les centres d'enfouissement. Elles sont également dangereuses en termes d'exposition professionnelle pendant la fabrication des EEE et le recyclage de ceux-ci. Leur limitation dans les produits neufs permet donc de limiter leur concentration dans les produits recyclés.

La technologie utilisée aujourd'hui pour la détection des substances réglementées par RoHS est l'analyse par spectrométrie de fluorescence des rayons X (XRF en anglais⁶⁵).

La spectrométrie de fluorescence des rayons X est une méthode d'analyse chimique utilisant une propriété physique de la matière, la fluorescence de rayons X. Lorsque l'on bombarde de la matière avec des rayons X, la matière réémet de l'énergie sous la forme, entre autres, de rayons X ; c'est la fluorescence X, ou émission secondaire de rayons X. Le spectre des rayons X émis par la matière est caractéristique de la composition de l'échantillon, en analysant ce spectre, on peut en déduire la composition élémentaire, c'est-à-dire les concentrations massiques en éléments⁶⁶.

Les analyseurs portables par fluorescence X (XRF), sont largement utilisés pour la conformité RoHS⁶⁷. Ils peuvent quantifier ou qualifier pratiquement tous les éléments entre le magnésium et l'uranium, en fonction des configurations spécifiques de chaque instrument⁶⁸.

⁶⁴ 25 avril 2016

⁶⁵ X-ray fluorescence spectrometry

⁶⁶ https://fr.wikipedia.org/wiki/Spectrom%C3%A9trie_de_fluorescence_des_rayons_X (consulté le 19 mai 2016)

⁶⁷ <http://www.rohsguide.com/rohs-testing.htm>

⁶⁸ <https://www.bruker.com/fr/products/x-ray-diffraction-and-elemental-analysis/handheld-xrf.html>

Cette technologie est également utilisée dans les centres de traitement des DEEE pour détecter la présence de substances POP et retardateurs de flammes bromés dans les plastiques.

Le rapport de l'*UNEP 2012*, nommé « *Guidance on best available techniques and best environmental practices for the recycling and disposal of articles containing polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) listed under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants* » revient sur les techniques de tri utilisées pour la séparation des plastiques dangereux des DEEE.

Il est rappelé que la séparation des POP-PBDEs est intégrée dans une stratégie permettant d'obtenir un produit de valeur, avec un rendement relativement élevé et de qualité, permettant la fabrication de nouveaux produits.

Tableau VII-2 : Étapes de séparation des plastiques issus des DEEE pour l'obtention d'un flux de plastique recyclage

Possible processes	Separation principle	Capable to remove or eliminate BFR
Manual XRF	X-ray fluorescence	Yes
Manual NIR / MIR	Polymer separation basing on IR spectra	Not those regulated by RoHS and Stockholm Convention
Manual sorting	Knowledge and polymer labelling	(Yes)
Grinding and removal of foreign materials	Magnetic and eddy current separation	No
Airstream sorting	Specific weight	No
Sink and float	Density	Yes
NIR sorting	Polymer separation basing on NIR spectra	Not those regulated by RoHS and Stockholm Convention
Laser sorting	Polymer separation basing on laser spectroscopy	Not approved yet
XRT	X-ray transmission	Yes
Compounding and melt filtration	Sieving	No
Upgrade	Addition of additives	No

Source : UNEP 2012

UNEP 2012 décrit les technologies utilisées pour la séparation des RFB, les informations à retenir sont les suivantes :

- **Spectrométrie à étincelle** (*Sliding spark spectroscopy* en anglais) :
 - limite de détection la plus basse : 0.1% ;
 - pour des raisons pratiques, les recycleurs calibrent le système à 1% de brome pour les plastiques contenant des retardateurs de flammes bromés compris entre 3% et 20%
 - le scannage ne prend que quelques secondes.
 - la détection est efficace par contact avec la matière plastique, les matériaux enduits ont donc besoin d'être grattés au préalable ;
 - elle n'est pas efficace pour un système de tri automatique.

- **Spectrométrie de fluorescence des rayons X (XRF technology en anglais) :**
 - détection très sensible permettant de détecter des concentrations entre 10 et 100 ppm de brome ;
 - le temps de mesure est inférieur à une minute pour les détecteurs portatifs ;
 - la détection est efficace par contact avec la matière plastique. Les matériaux enduits ont donc besoin d'être grattés au préalable ;
 - elle n'est pas efficace pour un système de tri automatique.
- **Spectrométrie par transmission des rayons X (XRT technology en anglais)**
 - utilisée pour séparer les matériaux avec différentes densités optiques ;
 - utilisée dans des systèmes de tri automatique en Suisse pour écarter les plastiques contenant des plastiques bromés. Cette technologie n'est pas autonome et nécessite d'autres étapes de tri pour retirer les plastiques contenant des RFB.
- **Spectrométrie Raman (Raman spectrometry en anglais)**
Consiste à envoyer une lumière monochromatique sur l'échantillon et à analyser la lumière diffusée.
 - Équipement testé au Japon sur une ligne pilote de 400 kg de plastique broyé / heure ;
 - Utilisé dans le but de séparer les plastiques contenant du PBDE.
- **Séparation par flottation**
Les RFB augmentent significativement la densité des plastiques ABS et HIPS lorsqu'ils sont présents à leur concentration typique supérieure à 3%. Il est nécessaire de jouer sur la densité du liquide utilisé pour la flottation par l'ajout de sels (l'ajout de sulfate de magnésium peut augmenter de 15% la densité de l'eau par exemple).

Enfin la combinaison de plusieurs techniques permet d'atteindre les objectifs de séparation des plastiques contenant des RFB. Certaines de ces techniques sont présentées dans le tableau ci-dessous :

Tableau VII-3 : combinaison de techniques de séparation des RFB

Combination	Suitable input	BFR free products	Status of development	Economy	Reference
Dismantling → NIR → sink and float (→ Electrostatic separation)	Plastics from dismantled WEEE items	ABS, PS	Approved	Economy depends on the yield of BFR free products	Schlummer (2011)
Dismantling → Sink and float (→ Electrostatic separation)	TV casings	HIPS	Approved	Approved	Schlummer (2011)
Dismantling → manual sorting (→ sink and float)	Plastics from dismantled WEEE items	ABS, PS, PC-ABS	Approved	Not approved in industrial countries	
Shredder → Sink and float (→ Electrostatic separation)	Mixed WEEE (small appliances)	ABS, PS, PP	Approved	System runs successfully at Wersag AG (Großschirma, Germany)	Hamos (2012) Wersag GmbH (2012)
Shredder → XRT → spectroscopy	Mixed WEEE	BFR and PVC "free" plastic mix	Approved	No information	Schlummer (2011) Unisensor (2012)

Source : UNEP 2012

VII.3. Démarche suivie pour les tests d'homologation des procédés de recyclage en vue d'un contact alimentaire

VII.3.1. Introduction

Jusqu'en 2008, la France se basait sur sa propre législation pour autoriser des matières plastiques recyclées dans les matériaux destinés au contact des aliments. Le 7 septembre 1993, le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) avait émis un avis dans lequel il exprimait « son opposition à l'utilisation de matière recyclée si celle-ci ne présente pas les mêmes garanties que celle d'une matière vierge ». Pour satisfaire cette exigence, l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments (AFSSA) avait évalué des demandes de l'industrie, au cours des dernières années, sur la base de dossiers techniques, et des autorisations avaient été délivrées par l'Administration. En 2006, des lignes directrices avaient été publiées concernant la constitution des dossiers de demandes d'autorisation d'emploi de PET recyclé destiné au contact des aliments⁶⁹.

Dans l'Union européenne la situation des États membres était jusqu'à présent très contrastée. Chaque pays délivrait ses propres autorisations selon des règles nationales. Dans certains cas, les matières recyclées pouvaient être interdites au contact des aliments⁶⁹.

L'entrée en vigueur le 17 avril 2008 du règlement européen CE n°282/2008/CE a changé cette situation. Ce règlement définit des règles harmonisées pour autoriser des procédés de recyclage des matières plastiques utilisées dans la fabrication des matériaux destinés au contact avec les aliments, en accord avec les règlements CE n° 1935/2004 et n° 2003/2006 et la directive n° 2002/72/CE. Les dispositions prévues vont progressivement être mises en application d'ici 2011. Les procédés autorisés doivent être sous assurance qualité et faire l'objet d'audit. Ils seront autorisés par l'Autorité Européenne de Sécurité des Aliments (EFSA) après examen de dossiers communiqués par les demandeurs. Dans ce but, l'EFSA a adopté, le 21 mai 2008, des lignes directrices décrivant le contenu des dossiers de demande d'autorisation d'emploi de matières plastiques recyclées au contact des aliments⁶⁹.

Ces lignes directrices sont présentées au chapitre VII.3.2 suivant.

Il est difficilement envisageable d'identifier tous les types de contaminants dans une matière plastique recyclée. De plus, les capacités de rétention et de libération des contaminants sont très variables d'une matière plastique à l'autre.

Il est donc nécessaire de disposer d'études scientifiques ayant mené des expérimentations sur la contamination d'un flux de plastique à recycler. On peut citer, par exemple, l'étude de *Begley 2002*, qui visait à déterminer la concentration maximum de contaminants pouvant être attendus dans un flux de PET au contact de substances non alimentaires. Ces tests ont été menés à l'aide d'un shampoing commercial contenant 1% de lindane (C₆H₆Cl₆), le PET a été stocké en contact avec le shampoing à 20 et 40 ° C pendant 231 jours. Ce shampoing commercial représente également un cas extrême, car il contient 7% d'acétone, un solvant qui gonfle le PET, améliorant encore la sorption des produits chimiques. Des expériences d'adsorption supplémentaires dans le PET ont été effectuées en préparant des solutions de 10% de toluène dans le Miglyol (une huile de coco fractionnée), 10% de benzophénone dans le Miglyol, 5% d'éthanol 2-butoxyéthoxy (2-BE) dans un mélange 50/50 eau / éthanol, et 10 % de stéarate de méthyle dans de l'heptane

⁶⁹ Source : <http://www.contactalimentaire.com>

Pour contrôler l'aptitude au contact des aliments des emballages fabriqués avec des matières plastiques recyclées, il est nécessaire d'associer, à la description des matières premières, les procédés mis en œuvre pour éliminer les contaminations éventuelles.

VII.3.2. Lignes directrices de l'EFSA pour l'homologation d'un procédé de recyclage

Les lignes directrices s'appliquent uniquement au recyclage mécanique.

Le risque associé à l'utilisation de plastique recyclé et d'élément en contact avec la nourriture provient de la migration possible de substance chimique comme :

- La contamination des matières entrantes :
 - Des matières non adaptées au contact de la nourriture peuvent contaminer le flux de matières entrantes. **Le plastique entrant doit être produit selon la législation des produits entrants en contact avec la nourriture.** Cependant si le système de tri n'est pas totalement efficace, les matières entrantes sont susceptibles de contenir des substances non autorisées.
 - La contamination accidentelle due aux mauvais usages précédents comme le stockage de produits chimiques toxiques.
- Les produits chimiques utilisés lors du processus de recyclage peuvent ne pas avoir été totalement éliminés.
- La dégradation du polymère ou des additifs, durant les différentes phases de recyclage, sont susceptibles de réagir et créer un nouveau composant.

Afin de prévenir des risques ci-dessus, il est nécessaire de décrire clairement le type de plastique utilisé et les étapes clés du processus et spécialement celles contribuant à l'élimination des contaminants potentiels. De plus les informations telles que l'utilisation prévue du plastique, le pourcentage de plastique recyclé dans le produit final, doivent être fournies.

L'EFSA demande, à travers un diagramme de flux :

- une description détaillée de toutes les étapes (contrôle, tri, distribution, collecte, lavage, séchage, etc.)
- l'identification et la description des étapes en liens avec la réduction des contaminants

Les informations doivent être suffisamment détaillées afin de pouvoir évaluer les possibles risques sur la santé humaine et montrer que les paramètres critiques sont contrôlés.

Il est également demandé d'identifier les éventuelles contaminations à travers :

- **Une description spécifique des matières entrantes en considérant les possibles contaminants**
- Une évaluation des différents fournisseurs et leurs capacités à respecter les exigences spécifiques
- Une traçabilité de tous les éléments entrants et sortants

Enfin, l'EFSA précise que l'efficacité de décontamination du processus de recyclage concerne les contaminants chimiques non éliminés durant le processus, susceptible de migrer dans la nourriture à des niveaux inquiétants pour la santé humaine. Ces tests sont présentés dans le chapitre VII.3.3 suivant.

Cela dépend essentiellement des propriétés chimiques et physiques, c'est-à-dire respectivement la polarité et le poids de la molécule, qui influencent les affinités avec les polymères, le taux de migration et la volatilité.

VII.3.3. « Challenge Test » :

L'efficacité d'un procédé de nettoyage est habituellement déterminée par un « challenge test ». Ce test consiste à contaminer volontairement un matériau entrant dans le procédé de recyclage. L'essai est réalisé pour les cas les plus défavorables où la simulation d'un usage inapproprié de stockage de produit ménager ou de pesticide est réalisée dans des contenants alimentaires. Les composés chimiques utilisés généralement pour la réalisation des « challenge test » sont répertoriés ci-dessous :

- Toluène
- Chlorobenzène
- Chloroforme
- Phényle cyclohexane
- Stéarate de méthyle
- Tétracosane
- Benzophénone
- Salicylate de méthyle

Évidemment, d'autres substances avec des propriétés chimiques et physiques définies peuvent être utilisées pour ces essais. Le procédé de recyclage est mené pour le scénario le plus défavorable. Si le produit recyclé satisfait les exigences fixées par la réglementation même lors d'un test défavorable, alors le procédé est capable de produire des recyclés réutilisables pour les applications d'emballage alimentaire. Lors de ce test, le cas le plus défavorable dépend des concentrations des contaminants testés dans le matériau polymère ainsi qu'à la fréquence de l'usage inapproprié d'un contenant polymère. *[Raija Ahvenainen 2003]*

VII.3.4. Contexte réglementaire :

Deux notions sont fondamentales dans l'évaluation du risque associé à l'utilisation d'un matériau en contact alimentaire :

- les critères de composition de la matière employée, donc la nature des substances chimiques utilisées et leurs statuts réglementaires ;
- l'évaluation de leurs transferts à l'aliment dans les conditions prévisibles d'emploi du matériau.

L'engagement des fournisseurs sur la conformité des matériaux par rapport au règlement cadre (CE) n° 1935 / 2004 relatif aux matériaux et objets destinés à entrer en contact avec les aliments induit la maîtrise du critère de composition. Il s'agit ensuite de valider l'exposition via le respect des limites de migrations globales et spécifiques du matériau vers l'aliment lorsque la législation l'exige. Ces vérifications doivent être réalisées dans les conditions prévisibles d'emploi du matériau en fonction de la nature de l'aliment, de la durée et de la température de contact⁷⁰.

L'aptitude au contact alimentaire se démontre grâce à des données chiffrées, résultats d'analyses, de calculs ou d'estimations comme présenté sur le *Tableau VII-4* ci-dessous :

⁷⁰ Règlement (UE) No 10/2011 de la commission du 14 janvier 2011

Tableau VII-4 : Analyses et actions à réaliser pour valider l'aptitude au contact alimentaire

Données d'entrée	Actions	Données de sortie/réactions
Nature du matériau	Vérifications de la nature du matériau / composition (IRTF, spectrométrie d'étincelles, ICP, CPG, HPLC, RX) ⁷¹	Identification Teneur élémentaire (%) Quantification (% ppm...) À comparer aux exigences réglementaires
Migration globale	Choix de simulant Choix des modalités de contact : durée et température ^{72, 73}	Résultats en mg/kg ou mg/dm ³ À comparer aux exigences réglementaires ⁷⁴
Migrations spécifiques	Choix de simulant Choix des modalités de contact : Durée et température Limites de détection méthodes adaptées aux seuils (IRTF, CPG, HPLC...) ⁷⁵	Identification et quantification des éléments et molécules soumis à restrictions. Résultats en mg/kg ou mg/dm ³ À comparer aux exigences réglementaires
Inertie organoleptique	Choix des modalités de contact : durée et température	Absences de modifications organoleptiques ⁽⁶⁾⁷⁶

Source : Règlement (UE) No 10/2011 de la commission du 14 janvier 2011

⁷¹ Méthodes d'analyses physico-chimiques et microbiologiques choisies en fonction de la nature du matériau et du critère à mesurer.

⁷² Note d'informations DGCCRF n° 2004-64.

⁷³ Indications réglementaires pour le choix des modalités de contact, dans le cas des matériaux plastiques, extraites du règlement (UE) 10 / 2011.

⁷⁴ Se rapprocher de la réglementation pour les valeurs limites :

- migration exprimée en mg / surface ou masse d'aliments ;
- trois répétitions minimum comprises dans l'intervalle de tolérance.

⁷⁵ Une des difficultés concernant la mesure des transferts à l'aliment réside dans le nombre limité de protocoles harmonisés au niveau européen (exemple : série des normes NF EN 13 130 et XP-CEN TS/13130), alors que des centaines de substances sont soumises à des restrictions spécifiques. Des protocoles spécifiques doivent parfois être élaborés au cas par cas. Les limites de détection des méthodes employées doivent être en accord avec les LMS (Limite de Migration Spécifique) annoncées. Il existe un guide édité par la Commission européenne permettant de s'assurer de la performance et de la validation des méthodes analytiques employées dans le contrôle des matériaux en contact avec les denrées alimentaires : « Guidelines for performance criteria... ».

Les tolérances analytiques ne sont pas statuées au niveau réglementaire, sauf dans quelques cas. Elles sont fonction de la méthode analytique employée (instrumentation, mode opératoire développé par le laboratoire). Ces valeurs sont à apprécier au cas par cas.

⁷⁶ La norme NF ISO 13 302 de janvier 2004, « Analyse sensorielle - Méthode pour évaluer les modifications de goûts des aliments causées par l'emballage » propose des méthodes de préparation d'échantillons (mise en contact) et des procédures de méthodes sensorielles discriminatives ou descriptives.

Le *Tableau VII-5* ci-dessous décrit les simulants d'aliments à utiliser lors des déterminations de migrations globales et/ou spécifiques :

Tableau VII-5 : Simulants à utiliser pour les déterminations de migrations globales et/ou spécifiques

Simulants de denrées alimentaires	Abréviation
Ethanol à 10% (v/v)	Simulant A
Acide acétique à 3% (m/v)	Simulant B
Ethanol à 20% (v/v)	Simulant C
Ethanol à 50% (v/v)	Simulant D1
Huile végétale (*)	Simulant D2
Oxyde de poly(2,6-diphényl-p-phénylène), taille des particules 60 – 80 mesh, taille des pores 200 nm	Simulant E

(*) Toute huile végétale présentant une répartition des acides gras comme définie dans le règlement (UE) n° 10 / 2011.

Source : Règlement (UE) No 10/2011 de la commission du 14 janvier 2011

Affectation générale des simulants aux aliments :

- les simulants A, B et C sont affectés aux denrées alimentaires à caractère hydrophile (qui peuvent extraire des substances hydrophiles) ;
- le simulant B est utilisé pour les denrées alimentaires dont le pH est inférieur à 4,5 ;
- le simulant C est utilisé pour les denrées alimentaires alcooliques ayant une teneur en alcool de 20 % maximum et les denrées alimentaires contenant une quantité significative d'ingrédients organiques qui les rendent davantage lipophiles ;
- les simulants D1 et D2 sont affectés aux denrées alimentaires à caractère lipophile qui peuvent extraire des substances lipophiles. Le simulant D1 est utilisé pour les denrées alimentaires alcooliques ayant une teneur en alcool supérieure à 20 % et pour l'huile dans les émulsions aqueuses. Le simulant D2 est utilisé pour les denrées alimentaires contenant des matières grasses libres en surface ;
- le simulant E est affecté aux essais de migration spécifique dans des denrées alimentaires sèches.
-

Les conditions d'essais normalisées pour l'analyse de la migration globale sont décrites dans le *Tableau VII-6* ci-dessous :

Tableau VII-6 : Conditions normalisées des essais de migrations globales (MG)

Numéro de l'essai	Durée de Contact*	Conditions de contact prévues
MG1	10 jours à 20°C	Tout contact à l'état congelé et à l'état réfrigéré.
MG2	10 jours à 40°C	Tout entreposage de longue durée à température ambiante ou à une température inférieure, y compris le chauffage à 70 °C au maximum pendant 2 heures au maximum ou le chauffage à 100 °C au maximum pendant 15 minutes au maximum.
MG3	2 heures à 70°C	Toute condition comprenant le chauffage à 70 °C au maximum pendant 2 heures, ou le chauffage à 100 °C au maximum pendant

		15 minutes, non suivi d'un entreposage de longue durée à température ambiante ou à l'état réfrigéré.
MG4	Une heure à 100°C	Applications à haute température pour tous les simulants à une température maximale de 100 °C.
MG5	Soit 2 heures à 100 °C ou à la température de reflux, soit 1 heure à 121 °C	Applications à haute température à une température maximale de 121 °C
MG6	4 heures à 100°C ou à la T °C de reflux	Toute condition de contact avec les simulants A, B ou C à une température supérieure à 40 °C.
MG7	2 heures à 175°C	Applications à haute température avec des denrées alimentaires grasses dans des conditions excédant celles de l'essai MG5.

* en jours [j] ou heures [h] à la température de contact [°C]

Source : Règlement (UE) No 10/2011 de la commission du 14 janvier 2011

Les deux situations particulières à envisager en cas de contact à hautes températures sont résumées dans le *Tableau VII-7* ci-dessous :

Tableau VII-7 : Situations particulières à envisager en cas de contact à hautes températures

Numéro de l'essai	Conditions d'essai	Conditions de contact prévues	Couvre les conditions de contact prévues décrites dans
MG8	Simulant E pendant 2 h à 175 °C et simulant D2 pendant 2 h à 100 °C	Uniquement applications à haute température.	MG1, MG3, MG4, MG5 et MG6.
MG9	Simulant E pendant 2 h à 175 °C et simulant D2 pendant 10 j à 40 °C	Applications a haute température avec entreposage de longue durée à température ambiante.	MG1, MG2, MG3, MG4, MG5 et MG6

Source : Règlement (UE) No 10/2011 de la commission du 14 janvier 2011

L'ensemble des données recueillies sur l'analyse des matériaux, l'analyse des migrations globales et spécifiques et les analyses organoleptiques font partie du dossier de conformité de l'emballage. Les matériaux plastiques recyclés doivent être évalués par les différentes analyses des matériaux, de migration et organoleptiques afin d'être approuvés pour le contact alimentaire. Enfin, il existe des outils mathématiques qui permettent de démontrer la conformité de matériaux destinés au contact avec les aliments. Ces outils d'aide à la décision de la conformité des emballages alimentaires proposent une base de données des propriétés physico-chimiques des emballages plastiques et de certaines molécules.⁷⁷

⁷⁷ <http://modmol.agroparistech.fr/>

VII.4. Conclusions

Dans le secteur automobile, les substances problématiques sont clairement identifiées. Les principaux COVs étudiés sont les aldéhydes et cétones, amines, nitrosamines, BTXES, éthers de glycols, phtalates, phénols, alcools, hydrocarbures halogénés et esters. Diverses méthodes d'échantillonnage et divers protocoles analytiques existent selon les constructeurs mais la mise en place de normes a permis une harmonisation des évaluations en l'absence de législation européenne.

Une norme allemande, citée en exemple, définit une interdiction pour certaines substances et une concentration limite pour d'autres.

Dans le cas du recyclage des emballages souillés, on peut faire le parallèle avec l'exclusion d'emballages ayant contenu certaines substances. Cependant ces consignes ne sont pas harmonisées et dépendent soit de l'industriel soit des restrictions indiquées dans l'arrêté préfectoral de l'installation. Une harmonisation des consignes sur base d'une évaluation des risques sanitaires permettrait d'assurer un bon niveau de respect de la santé et l'environnement.

Dans le cas des équipements électriques et électronique, la principale différence réside dans le fait que des substances dangereuses sont incorporées volontairement par le producteur dans le plastique pour diverses raisons techniques. La problématique de la migration n'est donc pas soulevée de la même manière qu'avec les emballages souillés.

Cependant la question de l'identification des plastiques contenant des substances dangereuses dans les DEEE est identique aux emballages souillés. Plusieurs techniques de détection sont utilisées, elles reposent principalement sur la spectrométrie. Cette technologie peut également être utilisée par des industriels en charge du lavage des emballages souillés, il n'a cependant pas été possible de vérifier l'efficacité de ces mesures. Il serait donc intéressant d'approfondir la connaissance sur les capacités de détection des spectromètres dans le cadre du lavage/décontamination afin d'en connaître les limites.

Enfin, pour le recyclage des plastiques en vue d'un contact alimentaire, une procédure d'homologation des procédés de recyclage des plastiques est établie par l'EFSA. Une évaluation préalable de contaminants potentiels dans le flux de plastique est réalisée puis l'efficacité du procédé de recyclage d'un point de vue de la décontamination de ces substances est évaluée. Pour ce faire, l'homologation passe par une contamination volontaire d'un flux à recycler. Les autorités de contrôle peuvent donc évaluer précisément l'efficacité du procédé puisque, dans ce cas, la nature du contaminant et sa concentration initiale est clairement identifiée. La connaissance approfondie des phénomènes de migration dans la matrice polymère permet de sélectionner un panel de contaminants représentatifs d'une situation défavorable au recyclage. Les méthodes de tests sont spécifiques au type de contaminant et à la matrice polymère étudiée.

Dans le cas des plastiques d'emballages souillés, on a pu constater que les connaissances sur les phénomènes migratoires de substances dangereuses au sein de la matrice plastique étaient mal connues. Cette connaissance doit être approfondie afin d'orienter l'évaluation des procédés de lavage des plastiques souillés. Afin de vérifier l'efficacité d'un procédé de lavage, une contamination volontaire pourraient être envisagée à condition que le contaminant présente un risque sanitaire pour les applications futures du plastique recyclé.

VIII. Conclusions

Dans un contexte européen où l'économie circulaire est encouragée, notamment avec une série de mesures prises par la commission européenne en décembre 2015 dans le cadre du « paquet économie circulaire », de nombreuses pratiques visant au recyclage de tout type de matériaux devraient voir le jour. Dans une perspective de conserver un bon niveau de protection de l'environnement et la santé, cette étude cherche à décrire les conditions permettant le recyclage des emballages vides ayant contenu des produits dangereux. Les pratiques actuelles ainsi que les contraintes réglementaires, techniques et sanitaires ont donc été investiguées.

L'étude de la réglementation a montré que de nombreuses réglementations sont applicables en fonction du statut de la matière à recycler : réglementations sur les déchets dangereux, sur les déchets non dangereux et réglementations sur les produits (ou matériaux). Force est de constater que les pratiques de lavage en vue de la décontamination des emballages dangereux ne sont pas plus réglementées que celles de matériaux non dangereux au niveau des textes européens ou nationaux. Cependant, ces pratiques sont fortement encadrées par les autorités locales compétentes. Les emballages de produits phytosanitaires bénéficient, dans certains pays dont la France, d'un statut de déchet non dangereux s'ils sont rincés par l'utilisateur selon une procédure établie et que leur collecte et leur traitement sont suivis par un éco-organisme.

Bien que développée pour les produits phytosanitaires, les filières de recyclage pour les autres types de contenu dangereux ne semblent exister qu'à des échelles plus locales, auprès de certains recycleurs, avec des applications peu exigeantes en termes de qualité de matière plastique recyclée. Selon les informations disponibles et estimations réalisées, maximum 20% du gisement d'emballages plastiques souillés serait acheminé vers un procédé de lavage en France. Les pratiques des recycleurs relatives au tri préalable et aux procédés de lavage des emballages sont peu documentées et les informations communiquées par les acteurs restent limitées par souci de confidentialité ou en raison de justifications techniques peu explicitées.

Les techniques de lavage des emballages en vue de leur décontamination diffèrent peu les unes par rapport aux autres. À l'exception d'un projet au stade de recherche et développement, visant une décontamination au CO₂ supercritique, les techniques de lavage en vue de la décontamination consistent en un pré-rinçage, un broyage, un lavage à l'eau (chaude) avec ajout de réactifs (souvent un tensio-actif) et un séchage. L'aspect différenciant le plus ces procédés réside dans l'étape de tri préalable, qui sélectionne les emballages en fonction des substances et mélanges ayant été contenus. Les règles de tri dépendent fortement de l'industriel et de l'inspecteur de l'installation, ayant rédigé l'arrêté d'exploitation, selon leur sensibilité et l'appréciation du risque.

La migration de molécules au sein d'une matrice polymère dépend d'un grand nombre de facteurs tels que la nature du polymère, sa masse moléculaire, la présence de plastifiant, la température et la densité de pontage dans la matrice. Les interactions contenant/contenu étant fortement dépendantes de la nature des emballages et des substances chimiques en contact, une analyse au cas par cas s'avère indispensable à la compréhension des phénomènes de migration.

L'étude bibliographique de la migration des substances chimiques dangereuses des produits phytosanitaires n'a permis d'identifier aucun article scientifique en lien avec cette thématique.

L'analyse bibliographique des interactions d'acides, de bases et de solvants organiques avec différentes matrices polyoléfiniques a permis d'identifier deux études : une traitant de l'interaction entre différents composés liquides et différentes matrices polyoléfiniques et l'autre de l'influence de quelques substances chimiques sur la dégradation de polyoléfiniques, essentiellement des déchets de PE et PP. Ces études montrent que les polyoléfiniques sont susceptibles d'absorber les différentes molécules organiques et inorganiques étudiées, par diffusion dans les phases amorphes.

Afin de poursuivre l'étude, il serait intéressant d'évaluer quelles seraient les valeurs guides acceptables de migration qui pourraient être intégrées dans les spécifications qualité de la matière.

A cette fin, la méthodologie suivante pourrait être suivie :

- identification de la nature des substances chimiques les plus abondantes et les plus difficiles à éliminer par les procédés de décontamination ;
- identification des possibilités analytiques de mesurages de la migration de ces substances ;
- développement d'un protocole analytique incluant les étapes d'extraction, d'identification des substances et de leur quantification ;
- identification des risques associés aux valeurs résiduelles ;
- établissement de valeurs guides par la profession en concertation avec les autorités.

La bibliographie sur les risques sanitaires associés au recyclage des emballages ayant contenu des substances dangereuses est très faible. Le champ d'intérêt est certainement trop novateur pour avoir fait l'objet d'études scientifiques, il est aussi probable qu'aucun terrain d'investigation ne soit disponible. Il a été cependant possible d'identifier quelques études sur l'exposition des travailleurs ou de la population aux phtalates, aux composés organiques volatiles et aux phytosanitaires.

Comme indiqué dans le chapitre suivant sur les recommandations, ce qu'il manque aujourd'hui est une caractérisation fine des flux de plastiques ayant contenus des produits et substances dangereux candidats pour un éventuel recyclage. Une fois les flux correctement caractérisés (comme par exemple ceux des emballages de produits phytosanitaires), un inventaire des substances dangereuses potentiellement présentes est un point de départ indispensable pour évaluer les risques pour la santé et pour l'environnement.

IX. Recommandations

Il faut clarifier le statut réglementaire des emballages ayant subi une étape de lavage industriel.

En pratique, les emballages ne sont plus considérés comme dangereux après l'étape de lavage sans pour autant que des preuves effectives de la décontamination soient demandées par les autorités.

La réglementation CLP ayant changée récemment, les arrêtés d'exploitations, fixant des règles de tri sur base de l'ancienne version de la réglementation, doivent être revus par les autorités compétentes, afin d'intégrer le nouvel étiquetage.

La pratique de rinçage préalable des emballages souillés peut s'avérer utile uniquement lorsqu'il est possible d'utiliser le produit du rinçage (pas de production de déchets supplémentaires).

Les bénéfices et les inconvénients du rinçage, avec stockage du produit du rinçage dans un but d'élimination de ce produit, doivent être évalués avant de recourir à cette pratique.

En effet, le rinçage avec impossibilité de réutiliser le produit du rinçage entraîne la génération de déchets supplémentaires.

La pratique du rinçage doit se faire en tenant compte des propriétés de la substance ou du mélange contenu dans l'emballage. Le liquide de rinçage doit être miscible à la substance contenue.

Un certain nombre de règles de tri harmonisées en fonction de la technologie de lavage utilisée peuvent être définies.

En lien avec un approfondissement de la connaissance sur la migration des substances dans les matrices polymères, et, en tenant compte des aspects pratiques de tri en amont du procédé de lavage/décontamination, des règles communes de tri pourraient être établies. Les bases sur lesquelles ces règles pourraient s'appuyer sont les suivantes :

- Migration suffisamment élevée de la substance contenue vers le polymère entraînant une altération trop grande de la matière régénérée (ex : les peroxydes) ;
- Migration suffisamment élevée de la substance vers le polymère entraînant un dépassement des seuils réglementaires de dangerosité (réglementation CLP) ;
- Migration suffisamment élevée de la substance vers le polymère entraînant un risque sanitaire élevé pour la population ;
- Risque élevé de présence d'un contaminant pour lesquels le traitement n'est pas adapté. En pratique, on pourrait considérer, à minima, le refus des flux suivants :
 - Emballages non étiquetés,
 - Emballages ayant contenu des substances non miscibles à l'eau (dans le cas d'une décontamination par lavage),
 - Emballages ayant contenu des substances pouvant perturber le bon fonctionnement du procédé de lavage (ex : colorants).

Des analyses en laboratoire sur l'efficacité des procédés de lavage/décontamination permettraient de valider l'efficacité de tels procédés.

Pour ce faire, il est nécessaire d'identifier les substances pouvant être retrouvées dans le flux de déchets. Une connaissance plus approfondie des substances migrant facilement vers le polymère est nécessaire afin d'orienter les tests.

Il est nécessaire d'approfondir la connaissance sur les analyseurs portatifs pour plastiques.

Ces appareils sont largement utilisés par les recycleurs de DEEE pour écarter les plastiques dangereux. Les substances détectables et les limites de détection ne sont pas connues pour l'application qui en est faite dans le cas de la décontamination des plastiques.

Si les analyseurs portables pour plastiques s'avèrent efficaces, définir un protocole pour les tests à effectuer suite au procédé de lavage.

Dans le cas où les analyseurs portatifs sont considérés comme efficaces pour un certain nombre de polluants, un protocole de contrôle devrait tenir compte des éléments suivants :

- La technologie d'analyseur en fonction de la nature du plastique
- La fréquence des tests
- La méthode d'échantillonnage
- Les résultats possibles et leur interprétation
- La démarche à suivre lorsque les tests sont positifs aux contaminants

Les risques sanitaires, liés aux opérations de recyclage des plastiques ayant contenu des matières dangereuses, doivent être évalués quantitativement.

L'évaluation quantitative des risques sanitaires a priori bénéficie d'un cadre méthodologique relativement robuste et largement utilisé et reconnu. Ce qu'il manque aujourd'hui est une caractérisation fine des flux de plastiques ayant contenus des produits et substances dangereux candidats pour un éventuel recyclage. Une fois les flux correctement caractérisés (comme par exemple ceux des emballages de produits phytosanitaires), un inventaire des substances dangereuses potentiellement présentes est un point de départ indispensable pour évaluer les risques pour la santé et pour l'environnement. En fonction du type de recyclage prévu, les problématiques de risques sanitaires peuvent être différentes notamment sur la question des voies d'exposition et des populations concernées. En revanche, les risques pour la santé sont eux complètement liés aux substances toxiques présentes dans les plastiques. A défaut de pouvoir aujourd'hui faire des recommandations par catégorie de plastiques ou de substances dangereux, il semble important de suivre les recommandations du JRC qui propose d'exclure du recyclage tous les déchets contenant une trop forte quantité de substances dangereuse, quelles se soient immiscées dans la matrice plastique ou non. En revanche un seul seuil de concentration à ne pas dépasser pour toutes les substances n'est pas une position satisfaisante pour la protection de la santé publique ou pour la protection de l'environnement. A l'exemple du tableau présenté dans l'annexe 6 sur les polluants organiques persistants, un seuil par substance devrait-être établi.

X. Bibliographie

18th Workshop Odour and Emissions of Plastic Materials, Dieter Holtkamp, Kassel, 7-8 March 2016

A.D.I.VALOR 2013 : Rapport d'activité 2013, A.D.I.VALOR, 44p

ADEME 2012 : Enquête sur le recyclage des plastiques en 2010, ADEME, étude réalisée par IN NUMERI, avril 2012, 67p.

ADEME 2012b : Emballages industriels, commerciaux et ménagers – Collection Repères - Données 2012 – ADEME, 16p

ADEME 2013 : Produits chimiques des ménages, Collection repères, données 2013, 12p

ADEME 2013b : Projet de quantification des déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) en France, ADEME& OCAD3E, BioIS, décembre 2013, 43p.

ADEME 2014 : Inventaire 2012 des sites de traitement de déchets d'équipements électriques et électroniques, ADEME, TERRA, Mai 2014, 54 p

ADEME 2014b : Rapport annuel sur la mise en œuvre de la réglementation relative aux Déchets d'Équipement Électriques et Électroniques (DEEE), données 2013, ADEME, Bio by Deloitte, Octobre 2014, Octobre 2014, 121p.

Aminabhavi 1999 T.M. Aminabhavi, H.G. Naik, Journal of Hazardous Materials B:64 _1999. 251–262.

Auebach et al. 1958 Auerbach J, Miller WR, Kuryla WC, Gehman SD. J Polym Sci 1958; 28:129.

Barrer 1937 Barrer RM. Nature 1937; 140:106.

Barrer 1939 Barrer RM. Trans Faraday Sci 1939; 35:628

Barrer et al. 1948 Barrer RM, Skirrow G. J Polym Sci 1948; 3:549.

Barrer et al. 1967 Barrer RM, Mallinder R, Wong PS-L. Polymer 1967; 8:321.

Bartel 1998 : Emissionen im kraftfahrzeuginnenraum, Ed Bartel, W.; Wienecke, P., BMBF, FAT, 1998

Begley 2002 : Begley, T. H., McNeal, T. P., Biles, J. E., Paquette, K. E.,: Evaluating the potential for recycling all PET bottles into new food packaging, Food Additives and Contaminants, 19, Supplement, 135-143, 2002.

Berens et al. 1982 Berens AR, Hopfenberg HB. J Membr Sci 1982; 10:283.

Berrens et al. 1982 Berrens AR, Hopfenberg HB. J Membr Sci 1982; 10:283.

Brown et. al. 1970 Brown WR, Parrk GS. J Paint Technol 1970; 42:16

Chao et al 2007 Keh-Ping Chao, Ping Wang, Ya-Ting Wang ~~K.-P. Chao et al.~~ / Journal of Hazardous Materials 142 (2007) 227–235

CNE 2009 : Prise en compte des exigences liées à l'environnement dans la conception et la fabrication des emballages, Conseil National de l'Emballage, septembre 2009, 6p.

CNE 2015 : Emballages et traçabilité des produits, Conseil National de l'Emballage, mars 2015, 32p.

Crank et al. 1968 Crank J, Park GS. Diffusion in polymers. New-York: Academic Press, 1968.

Cristina Bach 2011 Cristina Bach. Evaluation de la migration des constituants de l'emballage en polyéthylène Téréphtalate) (PET) vers l'eau, des facteurs d'influence et du potentiel toxique des migrants. Matériaux. Institut National Polytechnique de Lorraine - INPL, 2011. Fr

Czop 2012 : Monika Czop et al., CHEMIK 2012, 66, 4, 307-314

DEFRA 2010 : A Strategy for Hazardous Waste Management in England, DEFRA, Mars 2010, 37p

DEFRA 2013 : National policy statement for hazardous waste: A framework document for planning decisions on nationally significant hazardous waste infrastructure, DEFRA, juin 2013, 85p.

ECHA 2010 : Guide sur les déchets et les substances valorisées, version 2, Mai 2010, 41.

EcoDDS 2014 : Rapport d'activité au 31/12/2014, version du 1^{er} juillet 2015, EcoDDS, 29p.

EPA 2012 : Technical background Paper: Empty pesticide containers (PPP), Environmental Protection Agency and the Department of Agriculture, Food and the Marine (Irlande), avril 2012, 14p.

EU 2012 : Preparation of implementation reports on waste legislation, including the Waste Shipment Regulation, final implementation report for the hazardous waste directive 91/689/ECC, Commission Européenne, 30 janvier 2012, 39p.

EuPR 2015 : Remix Inception Report, preparatory action for the recycling of mixed plastics waste (Recap), Call for tender N°154/PP/ENT/PPA/12/6476, PEP, EuPC and EuPR, 2015, 131p.

FAO&WHO 2008 : Guidelines on management option for empty pesticide containers, Food and Agriculture Organisation et World Health Organisation, mai 2008, 47p.

Guidotti 1994 : Guidotti TL, Yoshida K, Clough V. Personal exposure to pesticide among workers engaged in pesticide container recycling operations. American Industrial Hygiene Association journal. 1994;55(12):1154-63.

He 2015 : He Z, Li G, Chen J, Huang Y, An T, Zhang C. Pollution characteristics and health risk assessment of volatile organic compounds emitted from different plastic solid waste recycling workshops. Environment international. 2015;77:85-94.

Iring 1990 : Martig Iring et al., Die Angewandte Makromolekulare Chemie 181 (1990) 129 -142 (Nr.3078)

JRC 2014 : End-of-waste criteria for waste plastic for conversion, technical proposals, Alejandro Villanueva, Peter Eder, Luxembourg: European Commission, Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies; 2014, 258 p.

JRC, 2013 – End of waste criteria for waste plastic for conversion, étude réalisée par l'IPTS pour le JRC-European Commission, 03/2013,

Katan 1996 L.L. Katan. Migration from food contact materials, 1996.

Kim et al. 1993 Kim D, Caruthers JM, Peppas NA. Macromolecules 1993; 26:1841.

Lee 2014 : Lee J, Pedersen AB, Thomsen M. The influence of resource strategies on childhood phthalate exposure--the role of REACH in a zero waste society. Environment international. 2014;73:312-22.

Massey 2003 Liesl K. Massey ; Permeability properties of plastics and elastomers, Guide to Packaging and Barrier Materials (2nd Edition), 2003

Raija Ahvenainen 2003 Raija Ahvenainen, Novel food packaging techniques, 2003.

RECORD, 2014 : Sortie du statut de déchet : Transposition et pratiques dans les différents états membres de l'Union européenne, Etude 12-0147/1A réalisée par RDC Environment pour le compte de RECORD, 02/2014, http://www.record-net.org/storage/etudes/12-0147-1A/rapport/Rapport_record12-0147_1A.pdf

Salthammer 1999 : Organic Indoor Air Pollutants; Salthammer, T. (Ed); Wiley-VCH, 1999, 105-115

Sarah E. Hale 2010 Sarah E. Hale, Timothy J. Martin, Kai-Uwe Goss, Hans Peter H. Arp, David Werner. Environmental Pollution 158 (2010) 2511-2517

Scheirs 1996 : Volatile organic emissions from polymeric materials; Scheirs, J.; Bigger, S.; Chemistry in Australia, 1996, 63(6), 261-264

Schlotter 1992 : N. E. Schlotter et al., POLYMER, 1992, Volume 33, Number 16

Soney et. al. 2001: Soney C. George, Sabu Thomas, Prog. Polym. Sci. 26 (2001) 985-1017

Stannet et al. 1972 Stannet V, Hopfenberg HB, Petropoulos JH. Int Rev Sci, Phys Chem Ser, One 1972; 8:329.

Steingiser et al. 1978 Steingiser S, Nemphos SP, Salame M, et al. In: Mark HF, et al., editors. 3rd ed. Encyclopedia of chemical technology, vol. 3 New-York: Wiley/Interscience, 1978. p. 481.

UNEP 2012 : Guidance on best available techniques and best environmental practices for the recycling and disposal of articles containing polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) listed under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, UNIDO, UNISTAR, Stockholm convention, UNEP, juillet 2012, 105p.

VDA 232-101 - Globale Liste für deklarationspflichtige Stoffe im Automobilbau (02/2015)

Vitrac et al. 2008 Vitrac (O.) et Joly (C.), Contact alimentaire : évaluation de conformité partie 1, Paris, Techniques de l'Ingénieur, référence AF6930, 10 juillet 2008.

Wang 2011 : Wang Q, Wang L, Chen X, Rao KM, Lu SY, Ma ST, et al. Increased urinary 8-hydroxy-2'-deoxyguanosine levels in workers exposed to di-(2-ethylhexyl) phthalate in a waste plastic recycling site in China. Environmental science and pollution research international. 2011;18(6):987-96.

Wang 2013 : Wang ZM, Xu ZR, Ye HY, Xu MZ, Wang XX. [Characterization of volatile organic compounds (VOCs) emission from recycled waste polymethyl methacrylate (PMMA) industry]. Huan jing ke xue= Huanjing kexue / [bian ji, Zhongguo ke xue yuan huan jing ke xue wei yuan hui "Huan jing ke xue" bian ji wei yuan hui]. 2013;34(12):4571-6.

Wang 2014 : Wang J, Li L, Lu Y. [Investigation and analysis of factors that affect the health of children in the plastic recycling and regeneration processing region]. Zhonghua lao dong wei sheng zhi ye bing za zhi = Zhonghua laodong weisheng zhiyebing zazhi = Chinese journal of industrial hygiene and occupational diseases. 2014;32(9):690-2.

Yi-Yan et al. 1980 Yi-Yan N, Felder RM, Koros WJ. J Appl Polym Sci 1980; 25:1755.

Yorifuji 2012 : Yorifuji T, Noguchi M, Tsuda T, Suzuki E, Takao S, Kashima S, et al. Does open-air exposure to volatile organic compounds near a plastic recycling factory cause health effects? Journal of occupational health. 2012;54(2):79-87.

XI. Annexes

Annexe XI-1 : Liste des substances dangereuses faisant partie du programme de surveillance des eaux après traitement en station d'épuration interne d'un industriel recevant des emballages de produits phytosanitaires collectés via la filière A.D.I.VALOR

Substance	Code SANDRE	Catégorie de Substance : - 1 = dangereuses prioritaires, - 2 = prioritaires, - 3 = pertinentes liste 1, - 4 = pertinentes liste 2 (cf : article 4.2. de l'AP)	Limite de quantification à atteindre par les laboratoires : LQ en µg/l (source : annexe 5.2 de la circulaire du 05/01/2009)	Valeurs limites admissibles vis à vis du milieu (eaux douces de surfaces) : 10*NQE-MA ou 10*NQEp en µg/l (cf : article 3.3. de l'AP)
Nonylphénols	1957	1	0,1	3
NP1OE	demande en cours	1	0,1*	3
NP2OE	demande en cours	1	0,1*	3
Chloroalcanes C ₁₀ -C ₁₃	1955	1	10	4
Tributylphosphate	1847	4	0,1	820
Pentachlorophénol	1235	2	0,1	4
Fluoranthène	1191	2	0,01	1
Anthracène	1458	1	0,01	1
Naphtalène	1517	2	0,05	24
Cadmium et ses composés ¹	1388	1	2	Classe 1 = ≤ 0.8 Classe 2 = 0.8 Classe 3 = 0.9 Classe 4 = 1.5 Classe 5 = 2.5
Plomb et ses composés	1382	2	5	72
Mercure et ses composés	1387	1	0,5	0.5
Nickel et ses composés	1386	2	10	200
Arsenic et ses composés	1369	4	5	Fonction du bruit de fond
Zinc et ses composés	1383	4	10	Fonction du bruit de fond
Chrome et ses composés	1389	4	5	Fonction du bruit de fond
Cuivre et ses composés	1392	4	5	Fonction du bruit de fond

* : Valeur de LQ dérivée de l'annexe D de la norme ISO/DIS 18857-2

Source : Arrêté fixant des prescriptions complémentaires à l'autorisation d'exploiter de la société COMPTOIR DES PLASTIQUES DE L'AIN (CPA) à PONT D'AIN.

Note : dans le cas présenté ici, les eaux sont rejetées dans le réseau collectif d'eaux résiduelles.

Annexe XI-2 : Exemple de valeurs limites en concentration des rejets d'eau pluviales vers le milieu récepteur

Paramètres	Concentrations (mg/l)
MES	35
DCO	80
DBO ₅	25
Azote global	5
Hydrocarbures totaux	5
Cyanures	0,1
Métaux totaux (Pb – Cu – Ni – Cr - Zn- Cd – Sn – Fe – Al -Hg)	5
Pb	0,5
Cu	0,5
Ni	0,5
Cr	0,1
Zn	2
Cd	0,5
Sn	2
Fe	2
Al	2
Hg	0,05
AOX/EOX	1
Phénol	0,1
COVHs	0,05

Source : Arrêté d'autorisation de Earthminded (ex : Pack2Pack)

Note : Dans le cas présenté ici, les eaux sont envoyées vers un bassin de rétention d'une zone industrielle

Annexe XI-3 : Recherches bibliographiques sur l'état de l'art en matière de risques associés au recyclage : Articles hors sujets

(Trié par ordre alphabétique des noms de premiers auteurs)

- Agar JW. Personal viewpoint: hemodialysis--water, power, and waste disposal: rethinking our environmental responsibilities. Hemodialysis international International Symposium on Home Hemodialysis. 2012;16(1):6-10.
- Biedermann M, Grob K. Is comprehensive analysis of potentially relevant migrants from recycled paperboard into foods feasible? Journal of chromatography A. 2013;1272:106-15.
- Circulating fluid heating pads. Health devices. 1989;18(5):163-9.
- De Zotti R, Fiorito A. A case of malignant mesothelioma in a rice-starch factory. International archives of occupational and environmental health. 2007;80(8):743-5.
- Eckelman M, Mosher M, Gonzalez A, Sherman J. Comparative life cycle assessment of disposable and reusable laryngeal mask airways. Anesthesia and analgesia. 2012;114(5):1067-72.
- Edlich RF, Becker DG, Long WB, Masterson TM. Excisional biopsy of skin tumors. Journal of long-term effects of medical implants. 2004;14(3):201-14.
- Font R, Molto J, Egea S, Conesa JA. Thermogravimetric kinetic analysis and pollutant evolution during the pyrolysis and combustion of mobile phone case. Chemosphere. 2011;85(3):516-24.
- Frezieres RG, Walsh T, Kilbourne-Brook M, Coffey PS. Couples' acceptability of the SILCS diaphragm for microbicide delivery. Contraception. 2012;85(1):99-107.
- Fritz P, Hensley FW, Berns C, Harms W, Wannenmacher M. Long-term results of pulsed irradiation of skin metastases from breast cancer. Effectiveness and sequelae. Strahlentherapie und Onkologie : Organ der Deutschen Rontgengesellschaft [et al]. 2000;176(8):368-76.
- Gerba CP, Tamimi AH, Pettigrew C, Weisbrod AV, Rajagopalan V. Sources of microbial pathogens in municipal solid waste landfills in the United States of America. Waste management & research : the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA. 2011;29(8):781-90.
- Goralczyk K, Strucinski P, Hernik A, Czaja K, Korcz W, Minorczyk M, et al. [Indoor dust as a pathway of human exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs)]. Roczniki Panstwowego Zakladu Higieny. 2012;63(1):1-8.
- Gore SM, Lamberty BG. PERTHESE implant-identical cohesive-gel sizers in breast augmentation: a prospective report on 200 consecutive cases and implications for treatment of breast asymmetry. Aesthetic surgery journal / the American Society for Aesthetic Plastic surgery. 2012;32(3):310-8.
- Guillemet E, Dicko HM, Mai le TP, N'Diaye M, Hane F, Ba SO, et al. Acceptability and Feasibility of Delivering Pentavalent Vaccines in a Compact, Prefilled, Autodisable Device in Vietnam and Senegal. PloS one. 2015;10(7):e0132292.
- Guo J, Lin K, Deng J, Fu X, Xu Z. Polybrominated diphenyl ethers in indoor air during waste TV recycling process. Journal of hazardous materials. 2015;283:439-46.
- Hammer J, Kraak MH, Parsons JR. Plastics in the marine environment: the dark side of a modern gift. Reviews of environmental contamination and toxicology. 2012;220:1-44.
- Heikkila PR, Vaananen V, Hameila M, Linnainmaa K. Mutagenicity of bitumen and asphalt fumes. Toxicology in vitro : an international journal published in association with BIBRA. 2003;17(4):403-12.
- Hussain M, Mumtaz S. E-waste: impacts, issues and management strategies. Reviews on environmental health. 2014;29(1-2):53-8.
- Jayasiri HB, Purushothaman CS, Vennila A. Plastic litter accumulation on high-water strandline of urban beaches in Mumbai, India. Environmental monitoring and assessment. 2013;185(9):7709-19.
- Jinhui L, Huabo D, Pixing S. Heavy metal contamination of surface soil in electronic waste dismantling area: site investigation and source-apportionment analysis. Waste management & research : the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA. 2011;29(7):727-38.
- Kim T, Shanklin CW, Su AY, Hackes BL, Ferris D. Comparison of waste composition in a continuing-care retirement community. Journal of the American Dietetic Association. 1997;97(4):396-400.

- Kozakis L, Vuddamalay J, Munday P. Plastic specula: can we ease the passage? Sexually transmitted infections. 2006;82(3):263-4.
- Kubicki MA, McGain F, O'Shea CJ, Bates S. Auditing an intensive care unit recycling program. Critical care and resuscitation : journal of the Australasian Academy of Critical Care Medicine. 2015;17(2):135-40.
- Kurisu KH, Bortoleto AP. Comparison of waste prevention behaviors among three Japanese megacity regions in the context of local measures and socio-demographics. Waste management (New York, NY). 2011;31(7):1441-9.
- Lin PY, Kuo YR, Tsai YT. A reusable perforator-preserving gluteal artery-based rotation fasciocutaneous flap for pressure sore reconstruction. Microsurgery. 2012;32(3):189-95.
- MacMillan Uribe AL, Winham DM, Wharton CM. Community supported agriculture membership in Arizona. An exploratory study of food and sustainability behaviours. Appetite. 2012;59(2):431-6.
- Makris KI, Rieder E, Kastenmeier AS, Swanstrom LL. Video. Transanal specimen retrieval using the transanal endoscopic microsurgery (TEM) system in minimally invasive colon resection. Surgical endoscopy. 2012;26(4):1161-2.
- Manzi S, Nichols A, Richardson J. A non-participant observational study of health and social care waste disposal behaviour in the South West of England. Journal of health services research & policy. 2014;19(4):231-5.
- Mazine CA, Macoris ML, Andrighetti MT, Yasumaro S, Silva ME, Nelson MJ, et al. Disposable containers as larval habitats for *Aedes aegypti* in a city with regular refuse collection: a study in Marilia, Sao Paulo State, Brazil. Acta tropica. 1996;62(1):1-13.
- Otoniel BD, Liliana MB, Francelia PG. Consumption patterns and household hazardous solid waste generation in an urban settlement in Mexico. Waste management (New York, NY). 2008;28 Suppl 1:S2-6.
- Patwary MA, O'Hare WT, Sarker MH. An illicit economy: scavenging and recycling of medical waste. Journal of environmental management. 2011;92(11):2900-6.
- Pickett MW, Kosegi JE, Thomas KS, Waterstram-Rich KM. The incidence of blood contamination of lead unit dose containers with and without single-use protective inserts used with commercially prepared radiopharmaceutical unit doses. Journal of nuclear medicine technology. 1998;26(3):200-3.
- Poulsen OM, Breum NO, Ebbehøj N, Hansen AM, Ivens UI, van Lelieveld D, et al. Sorting and recycling of domestic waste. Review of occupational health problems and their possible causes. The Science of the total environment. 1995;168(1):33-56.
- Pupo M, Pisano A, Lappano R, Santolla MF, De Francesco EM, Abonante S, et al. Bisphenol A induces gene expression changes and proliferative effects through GPER in breast cancer cells and cancer-associated fibroblasts. Environmental health perspectives. 2012;120(8):1177-82.
- Salhofer S, Tesar M. Assessment of removal of components containing hazardous substances from small WEEE in Austria. Journal of hazardous materials. 2011;186(2-3):1481-8.
- Showalter BM, Crantford JC, Russell GB, Marks MW, DeFranzo AJ, Thompson JT, et al. The effect of reusable versus disposable draping material on infection rates in implant-based breast reconstruction: a prospective randomized trial. Annals of plastic surgery. 2014;72(6):S165-9.
- Stall NM, Kagoma YM, Bondy JN, Naudie D. Surgical waste audit of 5 total knee arthroplasties. Canadian journal of surgery Journal canadien de chirurgie. 2013;56(2):97-102.
- Steinglass R, Boyd D, Grabowsky M, Laghari AG, Khan MA, Qavi A, et al. Safety, effectiveness and ease of use of a non-reusable syringe in a developing country immunization programme. Bulletin of the World Health Organization. 1995;73(1):57-63.
- Tan RB, Khoo HH. Impact assessment of waste management options in Singapore. Journal of the Air & Waste Management Association (1995). 2006;56(3):244-54.
- Tang Z, Huang Q, Yang Y, Nie Z, Cheng J, Yang J, et al. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and heavy metals in road dusts from a plastic waste recycling area in north China: implications for human health. Environmental science and pollution research international. 2015.
- Tang Z, Zhang L, Huang Q, Yang Y, Nie Z, Cheng J, et al. Contamination and risk of heavy metals in soils and sediments from a typical plastic waste recycling area in North China. Ecotoxicology and environmental safety. 2015;122:343-51.

- Taurino R, Cannio M, Mafredini T, Pozzi P. An efficient and fast analytical procedure for the bromine determination in waste electrical and electronic equipment plastics. *Environmental technology*. 2014;35(21-24):3147-52.
- Tue NM, Goto A, Takahashi S, Itai T, Asante KA, Kunisue T, et al. Release of chlorinated, brominated and mixed halogenated dioxin-related compounds to soils from open burning of e-waste in Agbogbloshie (Accra, Ghana). *Journal of hazardous materials*. 2015;302:151-7.
- Ueno S, Shiomi Y, Yokota K. Metalworking fluid hand dermatitis. *Industrial health*. 2002;40(3):291-3.
- Wang T, Xiao DC, Huang CH, Hsieh YK, Tan CS, Wang CF. CO(2) uptake performance and life cycle assessment of CaO-based sorbents prepared from waste oyster shells blended with PMMA nanosphere scaffolds. *Journal of hazardous materials*. 2014;270:92-101.
- Wassermann O, Kruse H. [Public health risk caused by emissions from refuse incinerators]. *Gesundheitswesen (Bundesverband der Ärzte des Öffentlichen Gesundheitsdienstes (Germany))*. 1995;57(1):26-35.
- Wei MS, Huang KH. Recycling and reuse of industrial wastes in Taiwan. *Waste management (New York, NY)*. 2001;21(1):93-7.
- Wittbecker FW, Giersig M. Fire and ecotoxicological aspects of polyurethane rigid foam. *Reviews of environmental contamination and toxicology*. 2001;170:1-11.
- Zhang D, An T, Qiao M, Loganathan BG, Zeng X, Sheng G, et al. Source identification and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons associated with electronic dismantling in Guiyu town, South China. *Journal of hazardous materials*. 2011;192(1):1-7.

Annexe XI-4 : Recherches bibliographiques sur l'état de l'art en matière de risques associés au recyclage : Autres articles exclus

- Centers for Disease Control and Prevention. Baler and compactor-related deaths in the workplace-- United States, 1992-2000. *MMWR Morbidity and mortality weekly report*. 2001;50(16):309-13.
- North EJ, Halden RU. Plastics and environmental health: the road ahead. *Reviews on environmental health*. 2013;28(1):1-8.
- Cruz SA, Zanin M, Nerin C, De Moraes MA. Study of barrier properties and chemical resistance of recycled PET coated with amorphous carbon through a plasma enhanced chemical vapour deposition (PECVD) process. *Food additives and contaminants*. 2006;23(1):100-6.
- Munro IC, Haighton LA, Lynch BS, Tafazoli S. Technological challenges of addressing new and more complex migrating products from novel food packaging materials. *Food additives & contaminants Part A, Chemistry, analysis, control, exposure & risk assessment*. 2009;26(12):1534-46.
- Kubwabo C, Kosarac I, Stewart B, Gauthier BR, Lalonde K, Lalonde PJ. Migration of bisphenol A from plastic baby bottles, baby bottle liners and reusable polycarbonate drinking bottles. *Food additives & contaminants Part A, Chemistry, analysis, control, exposure & risk assessment*. 2009;26(6):928-37.
- Cheng X, Shi H, Adams CD, Ma Y. Assessment of metal contaminations leaching out from recycling plastic bottles upon treatments. *Environmental science and pollution research international*. 2010;17(7):1323-30.
- Andra SS, Makris KC, Shine JP. Frequency of use controls chemical leaching from drinking-water containers subject to disinfection. *Water research*. 2011;45(20):6677-87.
- Bittner GD, Yang CZ, Stoner MA. Estrogenic chemicals often leach from BPA-free plastic products that are replacements for BPA-containing polycarbonate products. *Environmental health : a global access science source*. 2014;13(1):41.
- Bittner GD, Denison MS, Yang CZ, Stoner MA, He G. Chemicals having estrogenic activity can be released from some bisphenol A-free, hard and clear, thermoplastic resins. *Environmental health : a global access science source*. 2015;14:103.
- Jetten J, de Kruijf N, Castle L. Quality and safety aspects of reusable plastic food packaging materials: a European study to underpin future legislation. *Food additives and contaminants*. 1999;16(1):25-36.
- Barthelemy E, Spyropoulos D, Milana MR, Pfaff K, Gontard N, Lampi E, et al. Safety evaluation of mechanical recycling processes used to produce polyethylene terephthalate (PET) intended for food contact applications. *Food additives & contaminants Part A, Chemistry, analysis, control, exposure & risk assessment*. 2014;31(3):490-7.
- Thompson RC, Moore CJ, vom Saal FS, Swan SH. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical transactions of the Royal Society of London Series B, Biological sciences*. 2009;364(1526):2153-66.

Annexe XI-5 : Liste des 15 propriétés de dangers de la directive cadre déchets 2008/98/CE

Propriété HPxx	Code de dangers CLP	Mention de dangers CLP	Concentration limite ⁷⁸
HP 1 « Explosif », <i>déchet susceptible, par réaction chimique, de dégager des gaz à une température, une pression et une vitesse telles qu'il en résulte des dégâts dans la zone environnante. Les déchets pyrotechniques, les déchets de peroxydes organiques explosibles et les déchets autoréactifs explosibles entrent dans cette catégorie.</i>	Unst. Expl.	H200	-
	Expl. 1.1	H201	-
	Expl. 1.2	H202	-
	Expl. 1.3	H203	-
	Expl. 1.4	H204	-
	Self-react. A	H240	-
	Org. Perox. A		-
	Self-react. B	H241	-
	Org. Perox. B		-
HP 2 « Comburant », <i>déchet capable, généralement en fournissant de l'oxygène, de provoquer ou de favoriser la combustion d'autres matières</i>	Ox. Gas 1	H270	-
	Ox. Liq. 1	H271	-
	Ox. Sol. 1		-
	Ox. Liq. 2, Ox. Liq. 3	H272	-
	Ox. Sol. 2, Ox. Sol. 3		-
HP 3 « Inflammable », — déchet liquide inflammable: déchet liquide ayant un point d'éclair inférieur à 60 °C ou déchet de gazoles, carburants diesel et huiles de chauffage légères dont le point d'éclair est > 55 °C et ≤ 75 °C; — déchet solide ou liquide pyrophorique inflammable: déchet solide ou liquide qui, même en petites quantités, est susceptible de s'enflammer en moins de cinq minutes lorsqu'il entre en contact avec l'air. — déchet solide inflammable: déchet solide qui est facilement inflammable, ou qui peut provoquer ou aggraver un incendie en s'enflammant par frottement. — déchet gazeux inflammable: déchet gazeux inflammable dans l'air à 20 °C et à une pression normale de 101,3 kPa; — déchet hydroréactif: déchet qui, au contact de l'eau, dégage des gaz inflammables en quantités dangereuses; — autres déchets inflammables: aérosols inflammables, déchets auto-échauffants inflammables, peroxydes organiques inflammables et déchets autoréactifs inflammables.	Flam. Gas 1	H220	-
	Flam. Gas 2	H221	-
	Aerosol 1	H222	-
	Aerosol 2	H223	-
	Flam. Liq. 1	H224	-
	Flam. Liq. 2	H225	-
	Flam. Liq. 3	H226	-
	Flam. Sol. 1	H228	-
	Flam. Sol. 2		-
	Self-react. CD	H242	-
	Self-react. EF		-
	Org. Perox. CD		-
	Org. Perox. EF		-
	Pyr. Liq. 1	H250	-
	Pyr. Sol. 1		-
	Self-heat. 1	H251	-
	Self-heat. 2	H252	-
	Water-react. 1	H260	-
	Water-react. 2	H261	-
	Water-react. 3		-
HP 4 « Irritant – irritation cutanée et lésions oculaires », <i>déchet pouvant causer une irritation cutanée ou des lésions oculaires en cas d'application.</i>	Skin corr. 1A	H314	1%
	Eye dam. 1	H318	10%
	Skin irrit. 2	H315	20%

⁷⁸ le déchet est classé dangereux lorsqu'une ou des substance(s) portant la mention de danger CLP concernée dépasse(nt) la concentration indiquée (cf. http://www.ineris.fr/aida/consultation_document/33715)

	Eye irrit. 2	H319	20%
HP 5 « Toxicité spécifique pour un organe cible (STOT) / toxicité par aspiration », déchet pouvant entraîner une toxicité spécifique pour un organe cible par une exposition unique ou répétée, ou des effets toxiques aigus consécutifs à l'aspiration.	STOT SE 1	H370	1%
	STOT SE 2	H371	10%
	STOT SE 3	H335	20%
	STOT RE 1	H372	1%
	STOT RE 2	H373	10%
	Asp. Tox. 1	H304	10%
HP 6 « Toxicité aiguë », déchet qui peut entraîner des effets toxiques aigus après administration par voie orale ou cutanée, ou suite à une exposition par inhalation.	Acute Tox.1 (Oral)	H300	0.1%
	Acute Tox.2 (Oral)		0.25%
	Acute Tox.3 (Oral)	H301	5%
	Acute Tox.4 (Oral)	H302	25%
	Acute Tox.1 (Dermal)	H310	0.25%
	Acute Tox.2 (Dermal)		2.5%
	Acute Tox.3 (Dermal)	H311	15%
	Acute Tox.4 (Dermal)	H312	55%
	Acute Tox.1 (Inhal)	H330	0.1%
	Acute Tox.2 (Inhal)		0.5%
	Acute Tox.3 (Inhal)	H331	3.5%
	Acute Tox.4 (Inhal)	H332	22.5%
HP 7 « Cancérogène », déchet qui induit des cancers ou en augmente l'incidence.	Carc. 1A et 1B	H350	0.1%
	Carc. 2	H351	1.0%
HP 8 « Corrosif », déchet dont l'application peut causer une corrosion cutanée.	Skin Corr. 1A, 1B et 1C	H314	5%
HP 9 « Infectieux », déchet contenant des micro-organismes viables ou leurs toxines, dont on sait ou dont on a de bonnes raisons de croire qu'ils sont responsables de maladies chez l'homme ou chez d'autres organismes vivants.	Uniquement DASRI (Dchet d'Activités de Soin à Risques Infectieux) [INERIS, 2016]	*	-
HP 10 « Toxique pour la reproduction », déchet exerçant des effets néfastes sur la fonction sexuelle et la fertilité des hommes et des femmes adultes, ainsi qu'une toxicité pour le développement de leurs descendants.	Repr. 1A et 1B	H360	0.3%
	Repr. 2	H361	3.0%
HP 11 « Mutagène », déchet susceptible d'entraîner une mutation, à savoir un changement permanent affectant la quantité ou la structure du matériel génétique d'une cellule.	Muta. 1A et 1B	H340	0.1%
	Muta. 2	H341	1.0%
HP 12 « Dégagement d'un gaz à toxicité aiguë », déchet qui dégage des gaz à toxicité aiguë (Acute tox. 1, 2 ou 3) au contact de l'eau ou d'un acide.	au contact de l'eau, dégage des gaz toxiques	EUH029	-
HP 13 « Sensibilisant », déchet qui dégage des gaz à toxicité aiguë (Acute tox. 1, 2 ou 3) au contact de l'eau ou d'un acide.	Peut provoquer une allergie cutanée	H317	10%
	Peut provoquer des symptômes allergiques ou d'asthme ou des difficultés	H334	10%

	respiratoires par inhalation		
HP 14 « Ecotoxique », <i>déchet qui contient une ou plusieurs substances connues pour être à l'origine d'effets sensibilisants pour la peau ou les organes respiratoires.</i>	Très toxique organismes aquatiques	H400	-
	Très toxique organismes aquatiques, effets à long terme	H410	-
	Toxique organismes aquatiques effets à long terme	H411	-
HP 15 «Déchet capable de présenter une des propriétés dangereuses susmentionnées que ne présente pas directement le déchet d'origine »	Danger d'explosion en masse en cas d'incendie	H205	-
	Explosif à l'état sec	EUH001	-
	Peut former des peroxydes explosifs	EUH019	-
	Risque d'explosion si chauffé en ambiance confinée	EUH044	-

Annexe XI-6 : Polluants organiques persistants et concentrations limites

Substance	N°CAS	Limite de concentration en mg/kg	Limite en pourcentage
Endosulfan	115-29-7	50	0,005 %
	959-98-8		
	33213-65-9		
Hexachlorobutadiène	87-68-3	100	0,010 %
Naphtalènes polychlorés ⁽¹⁾		10	0,001 %
Tétrabromodiphényléther + Pentabromodiphényléther + Hexabromodiphényléther + Heptabromodiphényléther	—	1000	0,100 %
Acide perfluorooctane sulfonique et ses dérivés	—	50	0,005 %
Dibenzo-p-dioxines et dibenzofuranes polychlorés (PCDD/PCDF) ⁽²⁾	—	0.015	0,0000015 %
DDT (1,1,1-trichloro-2,2-bis(4-chlorophényl)éthane)	50-29-3	50	0,005 %
Chlordane	57-74-9	50	0,005 %
Hexachlorocyclohexanes, y compris le lindane	58-89-9	50	0,005 %
	319-84-6		
	319-85-7		
	608-73-1		
Dieldrine	60-57-1	50	0,005 %
Endrine	72-20-8	50	0,005 %
Heptachlore	76-44-8	50	0,005 %
Hexachlorobenzène	118-74-1	50	0,005 %
Chlordécone	143-50-0	50	0,005 %
Aldrine	309-00-2	50	0,005 %
Pentachlorobenzène	608-93-5	50	0,005 %
Polychlorobiphényles (PCB) ⁽³⁾	1336-36-3	50	0,005 %
Mirex	2385-85-5	50	0,005 %
Toxaphène	8001-35-2	50	0,005 %
Hexabromobiphényle	36355-01-8	50	0,005 %

(1) Les naphthalènes polychlorés désignent des composés chimiques dont la structure de base est le cycle naphthalénique, dans lequel un ou plusieurs atomes d'hydrogène ont été remplacés par des atomes de chlore.

(2) La limite est calculée en PCDD et en PCDF, selon les facteurs d'équivalence toxique (FET) suivants:

PCDD	FET	PCDF (suite)	FET
2,3,7,8-TeCDD	1	1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,7,8-PeCDD	1	1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	OCDF	0,0003
OCDD	0,0003		
PCDF			
2,3,7,8-TeCDF	0,1		
1,2,3,7,8-PeCDF	0,03		
2,3,4,7,8-PeCDF	0,3		
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1		

(3) Le cas échéant, la méthode de calcul prescrite dans les normes européennes EN 12766-1 et EN 12766-2 s'applique.

Annexe XI-7 : Liste des substances actives approuvées dont l'incorporation est autorisée dans les produits phytosanitaires

Production agricole

916.161

Annexe 1¹¹⁸
(art. 5, 10, 10b, 10e, 17, 21, 23, 40a, 55a, 61, 72 et 86)

Substances actives approuvées dont l'incorporation est autorisée dans les produits phytosanitaires

Partie A: Substances chimiques

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
(S)-cis-Verbenol	[S-(1 α ,2 α ,5 α)]-4,6,6-triméthylbicyclo[3.1.1]-hept-3-en-2-ol	18881-04-4	–	phéromone
1-décanol	Decan-1-ol	112-30-1	831	phytorégulateur
12 OH	dodecan-1-ol	112-53-8	–	phéromone
14 OH	tétradécan-1-ol	112-72-1	–	phéromone
1-méthylcyclopropène (1-MCP)	1-méthylcyclopropène	3100-04-7	767	phytorégulateur
1-naphthyl acide acétique	1-naphthylacetic acid	86-87-3	313	phytorégulateur
2-(1-naphthyl)acétamide	2-(1-naphthyl)acetamide	86-86-2	282	phytorégulateur
2,4-D	(2,4-dichlorophenoxy)acetic acid	94-75-7	1	herbicide
6-benzyladenine	N ⁶ -benzyladenine	1214-39-7	–	phytorégulateur
Abamectine	avermectin B1	71751-41-2	495	insecticide; acaricide
Acequinocyl	3-dodecyl-1,4-dihydro-1,4-dioxo-2-naphthyl acetate	57960-19-7	760	acaricide
Acétamipride	(E)-N1-[(6-chloro-3-pyridyl)methyl]-N2-cyano-N1-methylacetamidine	135410-20-7	649	insecticide

¹¹⁸ Mise à jour selon le ch. I al. 1 de l'O du DEFR du 17 juin 2011 (RO 2011 2927), le ch. II de l'O du 23 mai 2012 (RO 2012 3451), le ch. I des O du DEFR du 11 déc. 2012 (RO 2013 249), du 12 nov. 2014 (RO 2014 4215) et le ch. II de l'O du 20 mai 2015, en vigueur depuis le 1^{er} juil. 2015 (RO 2015 1781).

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Acibenzolar-S-methyl	S-methyl benzo[1,2,3]thiadiazol-7-carbothioate	135158-54-2	597	stimulateur des défenses naturelles
Acide acétique	acetic acid	64-19-7	—	herbicide
Acide benzoïque	benzoate	65-85-0	622	produit désinfectant
Acide gibbéréllique A4+A7	(3S,3aR,4S,4aR,7R,9aR,9bR,12S)-12-hydroxy-3-methyl-6-methylene-2-oxoperhydropyridine-4a,7-methano-(3,9b-propanoazuleno/9b,3-propenoazuleno)[1,2-b]furan-4-carboxylic acid	468-44-0/510-75-8	307	phytorégulateur
Acide pélargonique	nonanoic acid	112-05-0	—	herbicide
Acide sulfurique sur terre argileuse	sulfuric acid	10043-01-3	—	fongicide, bactéricide
Acides gras (oléate de sodium)	fatty acids	143-19-1	—	insecticide
Acides gras (sels de potassium)	fatty acids	—	—	insecticide, acaricide,
Acides octanoïques (sous forme octanoic acid de sels de Na et de Fe)	—	124-07-2	—	herbicide
Aclonifène	2-chloro-6-nitro-3-phenoxyaniline	74070-46-5	498	herbicide
Aldicarbe	2-methyl-2-(methylthio)propionaldehyde O-methylcarbamoyloxime	116-06-3	215	nématicide; usage limité à la lutte contre le nématode du collet dans la betterave à sucre

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
alpha-Cypermethrin	A racemate comprising (S)- α -cyano-3-phenoxybenzyl (1R,3R)-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate and (R)- α -cyano-3-phenoxybenzyl (1S,3S)-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate	67375-30-8	454	insecticide
alpha-Pinen	2,6,6-Trimethylbicyclo[3.1.1]hept-2-en	2437-95-8	—	phéromone
Amidosulfuron	1-(4,6-dimethoxypyrimidin-2-yl)-3-mesy[(methyl)sulfamoyl]urea	120923-37-7	515	herbicide
Aminopyralide	4-amino-3,6-dichloropyridine-2-carboxylic acid	150114-71-9	771	herbicide
Amisulbrom	3-(3-Brom-6-fluor-2-méthylindol-1-yl)sulfonyl)-N,N-diméthyl-1H-1,2,4- triazol-1-sulfonamid	348635-87-0	789	fungicide
Asulam	méthyl 4-aminophénylsulfonylecarbamate	3337-71-1	240	herbicide
Azadirachtin A+B	diméthyl (2aR,3S,4S,4aR,5S,7aS,8S,10R,10aS,10bR)-10-11141-17-6 (acétyloxy)octahydro-3,5-dihydroxy-4-méthyl-8-[[[(2E)-2-méthyl-1-oxo-2-butenyl]oxy]-4-[(1aR,2S,3aS,6aS,7S,7aS)-3a,6a,7,7a-tétrahydro-6a-hydroxy-7a-méthyl-2,7-méthanofuro[2,3-b]oxirénof]oxépin-1a(2H)-yl]-1H,7H-naphtho[1,8-bc:4,4a-c']difuran-5,10a(8H)-dicarboxylate		627 (pour Azad. A)	insecticide
Azoxystrobin	méthyl (E)-2-{2[6-(2-cyanophénoxy)pyrimidin-4-yloxy]phényl}-3-méthoxyacrylate	131860-33-8	571	fungicide
Beflubutamid	(RS)-N-benzyl-2-(α,α,α ,4-tetrafluoro-m-tolyloxy)butyramide	113614-08-7	662	herbicide
Benalaxyl	méthyl N-phénylacétyl-N-2,6-xylyl-DL-alaninate	71626-11-4	416	fungicide
Bénalaxyl-M	méthyl N-(phénylacétyl)-N-(2,6-xylyl)-D-alaninate	98243-83-5	766	fungicide

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Benoxacor	(±)-4-dichloroacetyl-3,4-dihydro-3-methyl-2H-1,4-benzoxazine	98730-04-2	-	herbicide «safener»
Bentazone	3-isopropyl-1H-2,1,3-benzothiadiazin-4(3H)-one 2,2-dioxide	25057-89-0	366	herbicide
Benthiavalicarb	[S]-1-[(1R)-1-(6-fluoro-1,3-benzothiazol-2-yl)ethyl]carbamoyle-2-methylpropyl]carbamic acid <i>Variante</i> : benthiavalicarb-isopropyl	413615-35-7	744	fongicide
beta-Cyfluthrin	(1RS,3RS;1RS,3SR)-3-(2,2-Dichlorovinyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylsäure(SR)-α-cyano-(4-fluor-3-phenoxy-phenyl)methyl ester	177406-68-7 68359-37-5	744.204 482	désinfectant des semences
Bicarbonate de potassium	potassium hydrogencarbonate	298-14-6	-	fongicide
Bifénazate	isopropyl 3-(4-methoxybiphenyl-3-yl)carbazate	149877-41-8	736	acaricide
Bifenox	methyl 5-(2,4-dichlorophenoxy)-2-nitrobenzoate	42576-02-3	413	herbicide
Bifenthrine	2-methylbiphenyl-3-ylmethyl (Z)-(1RS,3RS)-3-(2-chloro-3,3,3-trifluoroprop-1-enyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate	82657-04-3	415	insecticide, acaricide
Bitertanol	1-(biphenyl-4-ylloxy)-3,3-dimethyl-1-(1H-1,2,4-triazol-1-yl)butan-2-ol (20:80 ratio of (1RS,2RS) and (1RS,2SR) isomers)	55179-31-2	386	fongicide
Bixafen	N-(3',4'-dichloro-5-fluoro[1,1'-biphenyl]-2-yl)-3-(difluoromethyl)-1-methyl-1H-pyrazole-4-carboxamide	581809-46-3	819	fongicide
Boscalid	2-Chloro-N-(4'-chlorobiphenyl-2-yl)nicotinamide	188425-85-6	673	fongicide
Bromadiolone	3-[3-(4-bromobiphenyl-4-yl)-3-hydroxy-1-phenylpropyl]-28772-56-7 4-hydroxycoumarin	28772-56-7	371	rodenticide

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Bromoxynil	3,5-dibromo-4-hydroxybenzonitrile <i>Variante</i> : bromoxynil butyrate <i>Variante</i> : bromoxynil octanoate <i>Variante</i> : bromoxynil-potassium	1689-84-5 3861-41-4 1689-99-2 2961-68-4	87 87.403 87.407 87.019	herbicide
Bupirimate	5-butyl-2-ethylamino-6-methylpyrimidin-4-yl dimethyl-sulfamate	41483-43-6	261	fongicide
Buprofezin	(Z)-2-tert-butylimino-3-isopropyl-5-phenyl-1,3,5-thiadiazinan-4-one N-(trichloromethylthio)cyclohex-4-ene-1,2-dicarboximide	953030-84-7 133-06-2	681 40	insecticide fongicide
Captan	methyl benzimidazol-2-ylcarbamate (R)-1-(ethylcarbamoyl)ethyl carbanilate	10605-21-7 16118-49-3	263 95	fongicide herbicide
Carbendazim	calcium carbonate	471-34-1	—	répulsive du gibier
Carbetamide	5,6-dihydro-2-methyl-1,4-oxathi-ine-3-carboxanilide	5234-68-4	273	fongicide
Carbonate de calcium (craie)	ethyl 2-chloro-3-(2-chloro-4-fluoro-5-[4-(difluoromethyl)-4,5-dihydro-3-methyl-5-oxo-1H-1,2,4-triazol-1-yl]phenyl)propanoate	128639-02-1	587.202	herbicide
Carboxin	2-Ethyl-1,6-dioxaspiro[4,4]nonan		—	phéromone
Cartentrzone-ethyl	3-Bromo-N-[4-chloro-2-methyl-6-(methylcarbamoyl)phenyl]-1-(3-chloropyridin-2-yl)-1H-pyrazole-5-carboxamide	500008-45-7	794	insecticide
Chalcogran	5-amino-4-chloro-2-phenylpyridazin-3(2H)-one	1698-60-8	111	herbicide
Chlorantraniliprole	2-chlorethyltrimethylammonium	999-81-5	143	phytorégulateur
Chloridazone				
Chlormequat (Chlorure de chlorcholine) (CCC)				

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Chlorothalonil (TCPN)	tetrachloroisophthalonitrile	1897-45-6	288	fongicide
Chlorotoluron	3-(3-chloro-p-tolyl)-1,1-diméthylurea	15545-48-9	217	herbicide
Chlorpropham (CIPC)	Isopropyl 3-chlorocarbanilate	101-21-3	43	herbicide, phytorégulateur
Chlorpyrifos	O,O-diethyl O-3,5,6-trichloro-2-pyridyl phosphorothioate	2921-88-2	221	insecticide
Chlorpyrifos-méthyl	O,O-diméthyl O-3,5,6-trichloro-2-pyridyl phosphorothioate	5598-13-0	486	insecticide, acaricide
Cimidon-ethyl	ethyl[(Z)-2-chlor-3-[2-chlor-5-(1,3-dioxo-4,5,6,7-tetrahydroisindol-2-yl)]phényl]acrylat	142891-20-1	598	herbicide
Clethodim	(±)-2-[(E)-1-[(E)-3-chloroallyloxyimino]propyl]-5-[2-(ethylthio)propyl]-3-hydroxycyclohex-2-enone	99129-21-2	508	herbicide
Clodinafop-propargyl	prop-2-ynyl (R)-2-[4-(5-chloro-3-fluoropyridin-2-yl)oxy]phenoxy]propionate	105512-06-9	683.225	herbicide
Clofentezine	3,6-bis(2-chlorophényl)-1,2,4,5-tétrazine	74115-24-5	418	acaricide
Clomazone	2-(2-chlorobenzyl)-4,4-diméthyl-1,2-oxazolidin-3-one	81777-89-1	509	herbicide
Clopyralid	3,6-dichloropyridine-2-carboxylic acid	1702-17-6	455	herbicide
Cloquintocet-méthyl	1-méthylhexyl (5-chloroquinolin-8-yl)oxy)acetate	99607-70-2	—	herbicide «safener»
Clothianidin	(E)-1-(2-chloro-1,3-thiazol-5-ylméthyl)-3-méthyl-2-nitroguanidine	210880-92-5	738	insecticide

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Cuivre	copper	12002-03-8	44	fongicide
	<i>Variante</i> (sous forme de carbonate, alcalin): [Li-]carbonato(2-)-K.O:K.O]]dihydroxydicopper	12069-69-1	–	fongicide
	<i>Variante</i> (sous forme d'hydroxide): copper(II) hydroxide	20427-59-2	44.305	fongicide, bactéricide
	<i>Variante</i> (sous forme d'hydroxide chlorocalcique)			fongicide, bactéricide
	<i>Variante</i> (sous forme de poudres par bouillie bordelaise): 8011-63-0		44.604	fongicide
	A mixture of calcium hydroxide and copper(II) sulfate			
	<i>Variante</i> (sous forme de naphthénate): copper naphthenate	1338-02-9	–	fongicide
	<i>Variante</i> (sous forme d'octanate): copper octanoate	20543-04-8	44.407	fongicide
	<i>Variante</i> (sous forme d'oxychlorure): dicopper chloride trihydroxide	1332-40-7	44.602	fongicide
	<i>Variante</i> (sous forme de sulphate): copper(II) tetraoxosulfate	7758-98-7	44.306	fongicide, bactéricide
Cyazofamid	<i>Variante</i> (hexahydroxysulphate de tétracuire): cupric sulfate-tricupric hydroxide	1333-22-8	–	fongicide
	4-chloro-2-cyano- <i>N,N</i> -dimethyl-5- <i>p</i> -tolylimidazole-1-sulfonamide	120116-88-3	653	fongicide
	(±)-2-[1-(ethoxyimino)butyl]-3-hydroxy-5-thian-3-ylcyclohex-2-enone	101205-02-1	510	herbicide
	(Z)-N-[α-(cyclopropylmethoxyimino)-2,3-difluoro-6-(trifluoromethyl)benzyl]-2-phenylacetamide	180409-60-3	759	fongicide
	(RS)-α-cyano-4-fluoro-3-phenoxybenzyl (1RS,3RS;1RS,3SR)-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate	68359-37-5	385	insecticide
Cyflufenamid				

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Cymoxanil	1-(2-cyano-2-methoxyiminoacetyl)-3-ethylurea	57966-95-7	419	fongicide
Cyperméthrine	(RS)- α -cyano-3-phenoxybenzyl (1RS,3RS,1RS,3SR)-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate	52315-07-8	332	insecticide
Cyperméthrine high-cis	(RS)- α -cyano-3-phenoxybenzyl (1RS)-cis,trans(>80 %;<20 %)-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate	52315-07-8	—	insecticide
Cyproconazole	(2RS,3RS;2RS,3SR)-2-(4-chlorophenyl)-3-cyclopropyl-1-(1H-1,2,4-triazol-1-yl)butan-2-ol	94361-06-5	600	fongicide
Cyprodinil	4-cyclopropyl-6-methyl-N-phenylpyrimidin-2-amine	121552-61-2	511	fongicide
Cyromazine	N-cyclopropyl-1,3,5-triazine-2,4,6-triamine	66215-27-8	420	insecticide, phytorégulateur
Daminozide	N-dimethylaminosuccinamic acid	1596-84-5	330	phytorégulateur
Dazomet (DMTT)	3,5-dimethyl-1,3,5-thiadiazinane-2-thione	533-74-4	146	nématicide, fongicide, herbicide, insecticide
d-Carvon	d-2-Methyl-5-isopropenyl-2-cyclohexene-1-on	2244-16-8	602	phytorégulateur
Deltaméthrine	(S)- α -cyano-3-phenoxybenzyl (1R,3R)-3-(2,2-dibromovinyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate	52918-63-5	333	insecticide
Desmedipham	ethyl 3-phenylcarbamoyloxyphenylcarbamate	13684-56-5	477	herbicide
Dicamba	3,6-dichloro-o-anisic acid	1918-00-9	85	herbicide
Dichlorprop-P	(R)-2-(2,4-dichlorophenoxy)propionic acid	15165-67-0	476	herbicide
Diethofencarb	isopropyl 3,4-diethoxycarbanilate	87130-20-9	513	fongicide
Difenoconazole	cis,trans-3-chloro-4-[4-methyl-2-(1H-1,2,4-triazol-1-ylmethyl)-1,3-dioxolan-2-yl]phenyl 4-chlorophenyl ether	119446-68-3	687	fongicide

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Diflubenzuron	1-(4-chlorophenyl)-3-(2,6-difluorobenzoyl)urea	35367-38-5	339	insecticide
Diflufenican	2,4-difluoro-2-(α,α,α -trifluoro-m-tolylloxy)nicotinamide	83164-33-4	462	herbicide
Dimethachlore	2-chloro-N-(2-methoxyethyl)aceto-2,6-xylylide	50563-36-5	688	herbicide
Diméthénamide-P	S-2-chloro-N-(2,4-diméthyl-3-thienyl)-N-(2-méthoxy-1-méthylethyl)-acetamide	163515-14-8	638	herbicide
Dimethoate	O,O-diméthyl S-méthylcarbamoylméthyl phosphorodithioate	60-51-5	59	insecticide, acaricide
Diméthomorph	(E,Z 4-[3-(4-chlorophenyl)-3-(3,4-diméthoxyphenyl)acryloyl]morpholine	110488-70-5	483	fongicide
Diméthyl decylammonium-chlorure			—	produit désinfectant
Diquat	1,1-ethylene-2,2' bipyridyldiylium	2764-72-9	55	herbicide
Dithianon	5,10-dihydro-5,10-dioxonaphtho[2,3-b]-1,4-dithi-in-2,3-dicarbonitrile	3347-22-6	153	fongicide
Diuron	3-(3,4-dichlorophenyl)-1,1-diméthylurea	330-54-1	100	herbicide
Dodemorph	4-cyclododecyl-2,6-diméthylmorpholine	1593-77-7	300	fongicide
Dodine	1-dodecylguanidinium acetate	2439-10-3	101	fongicide
E2Z13-18 Ac	E,Z-2,13 Octadecadien-1-yl acetate	086252-74-6	—	phéromone
E3Z13-18 Ac	E,Z-3,13 Octadecadien-1-yl acetate	053120-26-6	—	phéromone
E7Z9-12 Ac	(7E, 9Z)-dodeca-7,9-dien-1-yl acetate	55774-32-8	—	phéromone
E8-12 Ac	(E)-dodec-8-en-1-yl acetate	38363-29-0	—	phéromone
E8E10-12 OH (Codlemone)	(E,E)-dodeca-8,10-dien-1-ol	33956-49-9	—	phéromone
Emamectin benzoate	4"-deoxy-4"-(méthylamino)-(4"R)-avermectin B1 benzoate	155569-91-8	791	insecticide

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Epoiconazole	(2 <i>RS</i> ,3 <i>SR</i>)-1-[3-(2-chlorophenyl)-2,3-epoxy-2-(4-fluorophenyl)propyl]-1 <i>H</i> -1,2,4-triazole	133855-98-8	609	fongicide
Ester méthylique de l'acide déca-diène-carboxylique	methyl ester of decadiene-carboxylic acid		—	phéromone
Ethephon	2-Chloroethylphosphonic acid	16672-87-0	373	phytorégulateur
Ethofumesate	(=)-2-ethoxy-2,3-dihydro-3,3-dimethylbenzofuran-5-yl methanesulfonate	26225-79-6	233	herbicide
Etofénproux	2-(4-ethoxyphenyl)-2-methylpropyl 3-phenoxybenzyl ether	80844-07-1	471	insecticide
Etoxazole	(<i>RS</i>)-5- <i>tert</i> -butyl-2-[2-(2,6-difluorophenyl)-4,5-dihydro-1,3-oxazol-4-yl]phenetole	153233-91-1	623	acaricide
Extrait de préle			—	fongicide, bactéricide
Extrait de quassia			—	insecticide
Famoxadone	3-anilino-5-methyl-5-(4-phenoxyphenyl)-1,3-oxazolidine-2,4-dione	131807-57-3	594	fongicide
Farine de cornes	—		—	répulsive du gibier
Farine de corps d'animaux			—	répulsive du gibier
Farine de moutarde jaune			—	fongicide
Fenamidone	(<i>S</i>)-1-anilino-4-methyl-2-methylthio-4-phenylimidazolin-5-one	161326-34-7	650	fongicide
Fenazaquin	4- <i>tert</i> -butylphenethyl quinazolin-4-yl ether	120928-09-8	693	Acarizide
Fenbuconazole	4-(4-chlorophenyl)-2-phenyl-2-(1 <i>H</i> -1,2,4-triazol-1-yl)methylbutyronitrile	114369-43-6	694	fongicide
Fenbutatin oxyde	bis[tris(2-methyl-2-phenylpropyl)tin] oxide	13356-08-6	359	acaricide

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Fenhexamide	1-Méthyl-cyclohexanecarboxyloic acid 2,3-dichloro-4-hydroxy-phenyl)-amide	12683-17-8	603	fongicide
Fenoxaprop-P-éthyle	(R)-2-[4-(6-chloro-2-benzoxazol-2-yloxy)phenoxy]propionate	71283-80-2	484.202	herbicide
Fenoxycarb	ethyl 2-(4-phenoxyphenoxy)ethylcarbamate	72490-01-8	425	insecticide
Fenpropidin	(RS)-1-[3-(4-tert-butylphenyl)-2-methylpropyl]piperidine	67306-00-7	520	fongicide
Fenpropimorph	(±)-cis-4-[3-(4-tert-butylphenyl)-2-methylpropyl]-2,6-dimethylmorpholine	67564-91-4	427	fongicide
Fenpyrazamine	S-Allyl-5-amino-2,3-dihydro-2-isopropyl-3-oxo-4-(o-tolyl) pyrazol-1-carbothioat	473798-59-3	832	fongicide
Fenpyroximate	tert-butyl (E)-α-(1,3-diméthyl-5-phenoxy)pyrazol-4-ylmethylencéamino-oxy)-p-toluat	111812-58-9	695	acaricide
Fipronil	(±)-5-amino-1-(2,6-dichloro-α,α,α-trifluoro-p-tolyl)-4-trifluorométhylsulfinylpyrazole-3-carbonitrile	120068-37-3	581	insecticide
Flazasulfuron	1-(4,6-diméthoxypyrimidin-2-yl)-3-(3-trifluorométhyl-2-pyridylsulfonyl)urée	104040-78-0	595	herbicide
Flonicamide	N-cyanométhyl-4-(trifluorométhyl)nicotinamide	158062-67-0	763	insecticide
Florasulam	2,6,8-trifluoro-5-méthoxy[1,2,4]triazolo[1,5-c]pyrimidine-2-sulfonamide	145701-23-1	616	herbicide
Fluazifop-P-butyl	butyl-(R)-2-[4-(5-trifluorométhyl-2-pyridyloxy)phenoxy]propionat	79241-46-6	467.205	herbicide
Fluazinam	3-chloro-N-(3-chloro-5-trifluorométhyl-2-pyridyl)-α,α,α-trifluoro-2,6-dinitro-p-toluidine	79622-59-6	521	fongicide

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Fludioxonil	4-(2,2-difluoro-1,3-benzodioxol-4-yl)pyrrole-3-carbonitrile	131341-86-1	522	fongicide
Flufenacet	N-(4-fluoro-phenyl)-N-isopropyl-2-(5-trifluoromethyl-[1,3,4]thiadiazol-2-yloxy)-acetamide	142459-58-3	588	herbicide
Flumioxazin	7-fluoro-6-[(3,4,5,6-tetrahydro)phthalimido]-4-(2-propyny)-1,4-benzoxazin-3(2H)-one	103361-09-7	578	herbicide
Flupicolidé	2,6-dichloro-N-[3-chloro-5-(trifluorométhyl)-2-pyridylméthyl]benzamide	239110-15-7	787	fongicide
Flupyram	N-{2-[3-chloro-5-(trifluorométhyl)-2-pyridyl]éthyl}-4,4,4-trifluoro-o-toluanide	658066-35-4	807	fongicide
Flutolanil	α,α,α -trifluoro-3'-isopropoxy-o-toluanilide	66332-96-5	524	fongicide
Fluoxastrobine	(E)-{2-[6-(2-chlorophenoxy)-5-fluoropyrimidin-4-yloxy]phenyl}(5,6-dihydro-1,4,2-dioxazin-3-yl)methanone O-méthylloxime	361377-29-9	746	fongicide
Flupyrsulfuron-méthyl-sodium	méthyl 2-(4,6-diméthoxypyrimidin-2-ylcarbamoylsulfamoyl)-6-trifluorométhylnicotinate monosodium salt	144740-54-5	577.501	herbicide
Fluquinconazole	3-(2,4-dichlorophenyl)-6-fluoro-2-(1H-1,2,4-triazol-1-yl)quinazolin-4(3H)-one	136426-54-5	474	fongicide
Flurochloridone	(3RS,4RS,3RS,4SR)-3-chloro-4-chlorométhyl-1-(α,α,α -trifluoro-m-tolyl)-2-pyrrolidone	61213-25-0	430	herbicide
Fluroxypyr	4-amino-3,5-dichloro-6-fluoro-2-pyridyloxyacetic acid <i>Variante</i> : fluroxypyr-mépyl	69377-81-7 81406-37-3	431 431.214	herbicide
Flusilazole	bis(4-fluorophenyl) (méthyl) (1H-1,2,4-triazol-1-ylméthyl)silane	85509-19-9	435	fongicide

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Fluxapyroxad	3-(Di(4-fluorométhyl)-1-méthyl-N-(3',4',5'-trifluorobiphenyl-2-yl)pyrazol-4-carboxamid	907204-31-3	828	fongicide
Folpet	N-(trichlorométhylthio)phthalimide	133-07-3	75	fongicide
Foramsulfurone	1-(4,6-diméthoxypyrimidin-2-yl)-3-(2-diméthylcarbamoyl-5-formamidophenylsulfonyl)urea	173159-57-4	659	herbicide
Fosetyl	Ethyl hydrogène phosphonate <i>Variante:</i> Aluminium-fosetyl (Fosetyl-Al) Aluminium-tris-(O-éthylphosphonate)	15845-66-6 39148-24-8	384 384.013	fongicide
Fuberidazole	2-(2-furyl)benzimidazole	3878-19-1	525	fongicide
Gibberelline A3	(3S,3aS,4S,4aS,7S,9aR,9bR,12S)-7,12-dihydroxy-3-méthyl-6-méthylène-2-oxopenthydro-4a,7-methano-9b,3-propeno[1,2-b]furan-4-carboxylic acid	77-06-5	—	phytorégulateur
Glufofosinate	4-[hydroxy(méthyl)phosphinoyl]-DL-homocalanine	51276-47-2	437	herbicide
Glyphosate	N-(phosphonométhyl)glycine	1071-83-6	284	herbicide
Glyphosate-trimesium	N-(Phosphonométhyl)-glycin-triméthylsulfoniumsalz	81591-81-3	284.114	herbicide
Graisse de laine			—	répulsive du gibier
Gras de brebis			—	répulsif du gibier
Haloxypop-(R)-méthylester	(R)-Méthyl-2-[4-(3-chloro-5-(trifluoro-méthyl)-2-pyridyloxy)-phénoxy]-propionate	72619-32-0	526.201	herbicide
Hexythiazox	(4RS5RS)-5-(4-chlorophényl)-N-cyclohexyl-4-méthyl-2-oxothiazolidine-3-carboxamide	78587-05-0	439	acaricide
Huile aromatique			—	répulsive du gibier
Huile de colza			—	insecticide
Huile d'eucalyptus	rapeseed oil	68187-84-8	—	insecticide

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Huile de menthe	spearmint oil	8008-79-5 8012-95-1, 64742-46-7, 72623-86-0, 8042-47-5, 97862-82-3	908	phytorégulateur
Huile de paraffine			–	insecticide
Huile de sésame raffinée	fatty acid glycerol ester		–	insecticide (synergiste)
Huiles essentielles			–	répulsive du gibier
Hydrazide maléique	6-hydroxy-2H-pyridazine-3-one	123-33-1	310	phytorégulateur
Hydroxyde calcium (chaux hydratée, chaux éteinte)	Ca(OH) ₂	1305-62-0	–	produit cicatrisant
Hymexazol	5-methylisoxazol-3-ol	10004-44-1	528	desinfectant des semences
Imazalil	(±)-1-(β-allyloxy-2,4-dichlorophenylethyl)imidazole	35554-44-0	335	fongicide
Imazamox	(RS)-2-(4-isopropyl-4-methyl-5-oxo-2-imidazolyl-2-yl)-5-methoxymethylnicotinic acid	114311-32-9	619	herbicide
Imidacloprid	1-(6-chloro-3-pyridinylmethyl)-N-nitroimidazolidin-2-ylideneamine	138261-41-3	582	insecticide
Indoxacarb	(S)-methyl 7-chloro-2,5-dihydro-2-[(methoxycarbonyl) [4-(trifluoro-methoxy)phenyl]amino]carbonyl]-indeno[1,2-e][1,3,4]oxadiazine-4a (3H)-carboxylate	173584-44-6	612	insecticide
Iodosulfuron	methyl 4-iodo-2-[3-(4-methoxy-6-methyl-1,2,5-triazin-2-yl)ureidosulfonyl]benzoate, sodium salt	144550-36-7	634	herbicide
Iodure de potassium	potassium iodide	7681-11-0	773	fongicide

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Ioxynil	4-hydroxy-3,5-di-iodobenzonitrile <i>Variante</i> : ioxynil octanoate <i>Variante</i> : ioxynil butyrate <i>Variante</i> : ioxynil-sodium	1689-83-4 3861-47-0	86 86.407 86.403	herbicide
Iprodione	3-(3,5-dichlorophenyl)-N-isopropyl-2,4-dioxoimidazolidine-1-carboxamide	2961-62-8 36734-19-7	86.011 278	fongicide
Iprovalicarb	{2-Methyl-1-[1-(4-methylphenyl)-ethylcarbonyl]-propyl}-carbanic acid isopropyl ester	140923-17-7	620	fongicide
Ipsdienol	(S)-2-methyl-6-methyleneocta-2,7-dien-4-ol	35628-00-3	-	phéromone
Isoproturon	3-(4-isopropylphenyl)-1,1-diméthylurea	34123-59-6	336	herbicide
Isoxadifen-éthyle	Ethyl 5,5-diphényl-2-isoxazoline-3-carboxylate	163520-33-0	666.202	herbicide «safener»
Isoxafluoate	5-cyclopropyl-1,2-oxazol-4-yl α,α -trifluoro-2-mesyl-p-tolyl ketone	141112-29-0	575	herbicide
Japan Myths Oil	-	-	-	insecticide
Kaolin	Kaolin (dénomination CA)	1332-58-7	-	insecticide
Kresoxim-méthyle	méthyl (E)-2-methoxyimino-[2-(o-tolylloxy-méthyl)phényl]acetate	143390-89-0	568	fongicide
Lambda-Cyhalothrin	(S)- α -cyano-3-phenoxybenzyl (Z)-(1R,3R)-3-(2-chloro-3,3,3-trifluoroprop-1-enyl)-2,2-diméthylcyclopropanecarboxylate and (R)- α -cyano-3-phenoxybenzyl (Z)-(1S,3S)-3-(2-chloro-3,3,3-trifluoroprop-1-enyl)-2,2-diméthylcyclopropanecarboxylate	91465-08-6	463	insecticide
Laminarine	(1-3)-1,3-D-glucan	9008-22-4	671	stimulateur des défenses naturelles

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Lécithine	L- α -Phosphatidyl choline	8002-43-5	–	fongicide
Lenacile	3-cyclohexyl-1,5,6,7-tetrahydrocyclopentapyrimidine-2,4(3H)-dione	2164-08-1	163	herbicide
Limonen	4-isopropenyl-1-méthylcyclohexène	5989-27-5	–	phéromone
Linuron	3-(3,4-dichlorophenyl)-1-méthoxy-1-méthylurée	330-55-2	76	herbicide
Lufenuron	(RS)-1-[2,5-dichloro-4-(1,1,2,3,3,3-hexafluoropropoxy)phényl]-3-(2,6-difluorobenzoyl)urée	103055-07-8	704	insecticide, acaricide
Maltodextrine	manganèse ethylènebis(ditiocarbamate) (polymérique) complex with zinc salt	9050-36-6	801	insecticide, acaricide
Mancozeb	manganèse ethylènebis(ditiocarbamate) (polymérique)	8018-01-7	34	fongicide
Mandipropamid	(RS)-2-(4-chlorophenyl)-N-[3-méthoxy-4-(prop-2-ynyl)phényl]-2-(prop-2-ynyl)acetamide	374726-62-2	783	fongicide
Maneb	manganèse ethylènebis(ditiocarbamate) (polymérique)	12427-38-2	61	fongicide
MCPA	(4-chloro-2-méthylphénoxy)acétique acid	94-74-6	2	herbicide
MCPB	4-(4-chloro-o-tolyl)oxy)butyric acid	94-81-5	50	herbicide
Mecoprop-P	(R)-2-(4-chloro-o-tolyl)oxy)propionique acid	16484-77-8	475	herbicide
Metfenpyr-diethyl	diethyl (RS)-1-(2,4-dichlorophenyl)-5-méthyl-2-pyrazoline-3,5-dicarboxylate	135590-91-9	651.229	herbicide «safener»
Mélanges d'huiles végétales, résines naturelles et lipides			–	répulsive du gibier
Mepanipyrim	N-(4-méthyl-6-prop-1-ynylpyrimidin-2-yl)aniline	110235-47-7	611	fongicide
Mepiquat	1,1-diméthylpipéridinium <i>Variante</i> : Mepiquat-chloride	15302-91-7 24307-26-4	440 440.302	phytorégulateur

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Mesosulfuron-methyl	methyl 2-[3-(4,6-dimethoxypyrimidin-2-yl)ureidosulfonyl]-4-methanesulfonamidomethylbenzoate	208465-21-8	663.201	herbicide
Mesotrione	2-(4-mesy1-2-nitrobenzoyl)cyclohexane-1,3-dione	104206-82-8	625	herbicide
Metaxyl-M	methyl N-(methoxyacetyl)-N-2,6-xylyl-D-alaninate	70630-17-0	580	fongicide
Metaldéhyde	r-2,c-4,c-6,c-8-tetramethyl-1,3,5,7-tetroxocane	108-62-3	62	molluscicide
Metamitron	4-amino-4,5-dihydro-3-methyl-6-phenyl-1,2,4-triazin-5-one	41394-05-2	381	herbicide
Metazachlor	2-chloro-N-(pyrazol-1-yl)methyl)acet-2,6-xylidide	67129-08-2	411	herbicide
Metconazole	(1RS,5RS;1RS,5SR)-5-(4-chlorobenzyl)-2,2-dimethyl-1-(1H-1,2,4-triazol-1-yl)methyl)cyclopentanol	125116-23-6	706	fongicide
Methiocarbe (Mercaptodimethur)	4-methylthio-3,5-xylyl methylcarbamate	2032-65-7	165	molluscicide, insecticide, acaricide
Methomyl	S-methyl N-(methylcarbamoyloxy)thioacetimidate	16752-77-5	264	insecticide, acaricide
Methoxyfénozide	N-tert-butyl-N'-(3-methoxy-o-toluoxy)-3,5-xylohydrazide	161050-58-4	656	insecticide
Methylbutenol	2-methyl-3-buten-2-ol	115-18-4	-	phéromone
Metiram	zinc ammoniate ethylènebis(dithiocarbamate) - poly(éthylènethiuram disulfide)	9006-42-2	478	fongicide
Metosulame	N-(2,6-dichloro-3-méthylphényl)-5,7-diméthoxy-[1,2,4]triazolo[1,5-a]pyrimidine-2-sulphonamide	139528-85-1	707	herbicide
Metrafenone	3'-bromo-2,3,4,6'-tetraméthoxy-2',6'-diméthylbenzophénone	220899-03-6	752	fongicide
Metribuzin	4-amino-6-tert-butyl-4,5-dihydro-3-méthylthio-1,2,4-triazin-5-one	21087-64-9	283	herbicide

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Metsulfuron-methyl	methyl-2-[[[(4-methoxy-6-methyl-1,3,5-triazin-2-yl)-amino]carbonyl]amino]sulfonil]benzoate	74223-64-6	441.201	herbicide
Milbémectine	mixture of 70 % (10E,14E,16E)- (1R,4S,5'S,6R,6'R,8R,13R,20R,21R,24S)-6'-ethyl-21,24-dihydroxy-5',11,13,22-tetramethyl-(3,7,19-trioxatetracyclo[15.6.1.14.8.020.24]pentacos-10,14,16,22-tetraene)-6-spiro-2'-(tetrahydrofuran)-2-one and 30 % (10E,14E,16E)- (1R,4S,5'S,6R,6'R,8R,13R,20R,21R,24S)-21,24-dihydroxy-5',6',11,13,22-pentamethyl-(3,7,19-trioxatetracyclo[15.6.1.14.8.020.24]pentacos-10,14,16,22-tetraene)-6-spiro-2'-(tetrahydrofuran)-2-one 2-p-chlorophenyl-2-(1H-1,2,4-triazole-1-ylmethyl)hexanenitrile (RS)-N,N-diethyl-2-(1-naphthyl)oxypropionamide 2-(4,6-dimethoxy-2-pyrimidin-2-ylcarbamoylsulfamoyl)-N,N-dimethylnicotinamide	51596-10-2 (milbemycin A3) + 51596-11-3 (milbemycin A4)	660	acaricide, insecticide
Myclobutanil	2-p-chlorophenyl-2-(1H-1,2,4-triazole-1-ylmethyl)hexanenitrile	88671-89-0	442	fongicide
Napropamide	(RS)-N,N-diethyl-2-(1-naphthyl)oxypropionamide	15299-99-7	271	herbicide
Nicosulfuron	2-(4,6-dimethoxy-2-pyrimidin-2-ylcarbamoylsulfamoyl)-N,N-dimethylnicotinamide	111991-09-4	709	herbicide
Nitrate de potassium (salpêtre)	KNO ₃	7757-79-1	—	rodenticide
Novaluron	(±)-1-[3-chloro-4-(1,1,2-trifluoro-2-trifluoromethoxyethoxy)phenyl-3-(2,6-difluorobenzoyl)urea	116714-46-6	672	insecticide
Oleum foeniculi	huile de fenouil	—	—	fongicide
Orthophénylphénol	[1,1'-biphenyl]-2-ol	90-43-7	246	produit désinfectant
Oryzalin	3,5-dinitro-N ₄ ,N ₄ -dipropylsulfanilamide	19044-88-3	537	herbicide

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Oxadiazyl	5-tert-butyl-3-(2,4-dichloro-5-propargyloxyphenyl)-1,3,4-triazol-2-(3H)-one oxadiazol-2-(3H)-one	144651-06-9	604	herbicide
Oxasulfuron	oxetan-3-yl 2-[(4,6-dimethylpyridin-2-yl)-carbamoylsulfamoyl]-benzoate	144651-06-9	626	herbicide
Oxychinolin	8-Hydrochinolininsulfat	148-24-3	—	fongicide
Oxyde d'aluminium	Al ₂ O ₃	1344-28-1	—	fongicide
Oxyde de silicium	silicium dioxide	7631-86-9	—	fongicide
Oxyfluorfen	2-chloro- α , α , α -trifluoro-p-tolyl 3-ethoxy-4-nitrophenyl ether	42874-03-3	538	herbicide
Paclobutazol	(2RS,3RS)-1-(4-chlorophenyl)-4,4-dimethyl-2-(1H-1,2,4-triazol-1-yl) pentan-3-ol	76738-62-0	445	phytorégulateur
Penconazole	1-(2,4-dichloro- β -propylphenethyl)-1H-1,2,4-triazole	66246-88-6	446	fongicide
Pencycuron	1-(4-chlorobenzyl)-1-cyclopentyl-3-phenylurea	66063-05-6	402	desinfectant des semences
Pendimethaline	N-(1-ethylpropyl)-2,6-dinitro-3,4-xylidine	40487-42-1	357	herbicide
Penoxsulfame	3-(2,2-difluoroethoxy)-N-(5,8-dimethoxy[1,2,4]triazol[1,5-c]pyrimidin-2-yl)- α , α -trifluorotoluene-2-sulfonamide	219714-96-2	758	herbicide
Penthiopyrade	(RS)-N-[2-(1,3-Dimethylbutyl)-3-thienyl]-1-methyl-3-(trifluormethyl)pyrazol-4-carboxamid	183675-82-3	824	fongicide
Pethoxamide	2-chloro-N-(2-ethoxyethyl)-N-(2-methyl-1-phenylprop-1-enyl)acetamide	106700-29-2	665	herbicide
Phenmedipham	methyl 3-(3-methylcarbaniloxyloxy)carbanilate	13684-63-4	77	herbicide
Phosmet	O,O-dimethyl S-phthalimidoethyl phosphorodithioate	732-11-6	318	insecticide, acaricide

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Phosphate de fer III	ferric phosphate	10045-86-0	—	molluscicide
Phosphonate de potassium	KH ₂ PO ₃ et K ₂ HPO ₃		756	fongicide
Phosphure d'aluminium	aluminium phosphide	20859-73-8	227	rodenticide
Phosphure de calcium	Ca ₃ P ₂	1305-99-3	505	rodenticide
Phosphure de magnésium	trimagnesium diphosphide	12057-74-8	228	protection des récoltes
Picloram	4-amino-3,5,6-trichloropyridine-2-carboxylic acid methyl (E)-3-methoxy-2-[2-(6-trifluoromethyl-2-pyridyloxy)methyl]phenyl]acrylate	1918-02-1	174	herbicide
Picoxystrobin	8-(2,6-diethyl-p-tolyl)-1,2,4,5-tetrahydro-7-oxo-7H-pyrazolo[1,2-d][1,4,5]oxadiazepin-9-yl 2,2-dimethylpropionate	117428-22-5	628	fongicide
Pinoxaden		243973-20-8	776	herbicide
Piperonyl butoxid	2-(2-butoxyethoxy)ethyl 6-propylpiperonyl ether	51-03-6	33	synergiste
Pririmicarb	2-diméthylamino-5,6-diméthylpyrimidin-4-yl diméthylcarbamate	23103-98-2	231	insecticide
Pirimiphos-méthyl	O,O-diméthyl O-2-diéthylamino-6-méthylpyrimidin-4-yl phosphorothioate	29232-93-7	239	insecticide, acaricide
Prochloraz	N-propyl-N-[2-(2,4,6-trichlorophenoxy)ethyl]imidazole-1-carboxamide	67747-09-5	407	fongicide
Prohexadione-calcium	calcium 3-oxido-5-oxo-4-propionylcyclohex-3-enecarboxylate	127277-53-6	567.020	phyto régulateur
Propamocarb	propyl 3-(diméthylamino)propylcarbamate	24579-73-5	399	fongicide
	<i>Variante:</i> propamocarb hydrochloride	25606-41-1	399.601	
Propaquizafop	2-isopropylideneamino-oxyethyl (R)-2-[4-(6-chloroquinoxalin-2-yloxy)phenoxy]propionate	111479-05-1	713	herbicide

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Propiconazole	(±)-1-[2-(2,4-dichlorophenyl)-4-propyl-1,3-dioxolan-2-ylmethyl]-1H-1,2,4-triazole	60207-90-1	408	fongicide
Propineb	polyméric zinc propylenebis(dithiocarbamate)	12071-83-9	177	fongicide
Propoxycarbazone-sodium	methyl 2-(4,5-dihydro-4-methyl-5-oxo-3-propoxy-1H-1,2,4-triazol-1-yl)carboxamidosulfonfylbenzoate, sodium salt	181274-15-7	655.011	herbicide
Propyzamide	3,5-dichloro-N-(1,1-dimethylpropyl)benzamide	23950-58-5	315	herbicide
Proquinazid	6-iodo-2-propoxy-3-propylquinazolin-4(3H)-one	189278-12-4	764	fongicide
Prosulfocarb	S-benzyl dipropylthiocarbamate	52888-80-9	539	herbicide
Prosulfuron	1-(4-methoxy-6-methyl-1,3,5-triazin-2-yl)-3-[2-(3,3,3-trifluoropropyl)-phenylsulfonyl]-urea	94125-34-5	579	herbicide
Protéines			—	répulsive du gibier
Prothioconazole	(RS)-2-[2-(1-chlorocyclopropyl)-3-(2-chlorophenyl)-2-hydroxypropyl]-2,4-dihydro-1,2,4-triazole-3-thione	178928-70-6	745	fongicide
Pymetrozine	(E)-4,5-dihydro-6-methyl-4-(3-pyridylmethyl)neamino)-1,2,4-triazin-3(2H)-one	123312-89-0	593	insecticide
Pyraclostrobin	methyl N-(2-{[1-(4-chlorophenyl)-1H-pyrazol-3-yl]oxymethyl}phenyl) N-methoxy carbamate	175013-18-0	657	fongicide
Pyraflufen-ethyl	ethyl 2-chloro-5-(4-chloro-5-difluoromethoxy-1-methylpyrazol-3-yl)-4-fluorophenoxyacetate	129630-17-7	605.202	herbicide
Pyrethrine	(Z)-(S)-2-methyl-4-oxo-3-(penta-2,4-dienyl)cyclopent-2-enyl (1R,3R)-2,2-dimethyl-3-(2-methylprop-1-enyl)cyclopropanecarboxylate	121-21-1	32	insecticide, acaricide
Pyridate	6-chloro-3-phenylpyridazin-4-yl S-octyl thiocarbonate	55512-33-9	447	herbicide

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Pyrimethanil	N-(4,6-diméthylpyrimidin-2-yl)aniline	53112-28-0	714	fongicide
Pyroxulam	N-(5,7-diméthoxy[1,2,4]triazolo[1,5-a]pyrimidin-2-yl)-2-méthoxy-4-(trifluorométhyl)pyridine-3-sulfonamide	422556-08-9	793	herbicide
Quinoclamine	2-amino-3-chloro-1,4-naphthoquinone	2797-51-5	648	herbicide, algicide
Quinoxylène	5,7-dichloro-4-quinolyl-4-fluorophényl éther	124495-18-7	566	fongicide
Quizalofop-P-éthyl	éthyl (R)-2-[4-(6-chloroquinoxalin-2-yl)oxy] phénoxy] propionate	100646-51-3	641.202	herbicide
Répulsif du gibier (matière de base)			—	répulsive du gibier
Rimsulfuron	1-(4,6-diméthoxypyrimidin-2-yl)-3-(éthylsulfonyl)-2-pyridylsulfonyl)urea	122931-48-0	716	herbicide
Savon de potassium			—	fongicide
Sels minéraux			—	répulsive du gibier
S-Metolachlor	(S)-2-chloro-N-(2-éthyl-6-méthyl-phenyl)-N-(2-méthoxy-1-méthyl-éthyl)-acetamide	87392-12-9	607	herbicide
Soufre	sulfur	7704-34-9	18	fongicide, acaricide
Spinosad	mixture of spinosyn A and spinosyn D	168316-95-8	636	insecticide
Spirodiclofen	3-(2,4-dichlorophényl)-2-oxo-1-oxaspiro[4.5]dec-3-en-4-yl 2,2 diméthylbutyrate	148477-71-8	737	acaricide
Spirotetramat	cis-4-(éthoxycarbonyloxy)-8-méthoxy-3-(2,5-xyl-1-1-azaaspiro[4.5]dec-3-en-2-one	203313-25-1	795	insecticide
Spiroxamine	8-tert-butyl-1,4-dioxaspiro[4.5]decan-2-ylméthyl(éthyl)(propyl)amine	118134-30-8	572	fongicide

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Styrol-Butylacrylat-Copolymerisat			-	répulsive du gibier
Sulcotrione	2-(2-chloro-4-mesyIbenzoyl)-1,3-cyclohexane-1,3-dione	99105-77-8	723	herbicide
Sulfate de fer II	FeO ₄ S X H ₂ O	13463-43-9	-	herbicide
Sulfosulfuron	1-(4,6-dimethoxypyrimidin-2-yl)-3-(2-ethylsulfonylimidazol[1,2-a]pyridin-3-yl-sulfonyl)urea	141776-32-1	601	herbicide
Sulfuryl fluoride	sulfuryl fluoride	002699-79-8	757	insecticide
Tebuconazole	(RS)-1-p-chlorophenyl-4,4-dimethyl-3-(1H-1,2,4-triazol-1-yl)methylpentan-3-ol	107534-96-3	494	fongicide
Tebufenozide	N-tert-butyl-N-(4-ethylbenzoyl)-3,5-dimethylbenzohydrazide	112410-23-8	724	insecticide
Tebuflupyrad	N-(4-tert-butylbenzyl)-4-chloro-3-ethyl-1-methylpyrazole-5-carboxamide	119168-77-3	725	acaricide
Teflubenzuron	1-(3,5-dichloro-2,4-difluorophenyl)-3-(2,6-difluorobenzoyl)urea	83121-18-0	450	insecticide
Téfluthrine	2,3,5,6-tetrafluoro-4-methylbenzyl (Z)-(1RS,3RS)-3-(2-chloro-3,3,3-trifluoroprop-1-enyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate	79538-32-2	451	insecticide
Tembotrione	2-(2-chloro-4-mesyI-3-[(2,2,2-trifluoroethoxy)methyl]benzoyl}cyclohexane-1,3-dione	335104-84-2	790	Herbizid
Tepraloxymime	2-[1-(3-chlor-(2E)-propenyloxyimino)propyl]-3-hydroxy-1,4,9,5-(tetrahydropyran-4-yl)cyclohex-2-enon	149979-41-9	608	herbicide
Terbutylazine	N2-tert-butyl-6-chloro-N4-ethyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine	5915-41-3	234	herbicide

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Thiabendazole	2-(thiazol-4-yl)benzimidazole	148-79-8	323	fongicide
Thiacloprid	N-{3-[(6chloro-3-pyridinyl)methyl]-1,3-thiazolan-2-yliden}cyanamide	111988-49-9	631	insecticide
Thiamethoxam	(<i>EZ</i>)-3-(2-chloro-1,3-thiazol-5-ylmethyl)-5-methyl-1,3,5-oxadiazinan-4-ylidene(nitro)amine	153719-23-4	637	insecticide
Thiencarbazone	methyl 4-[(4,5-dihydro-3-methoxy-4-methyl-5-oxo-1H-1,2,4-triazol-1-yl)carbonylsulfamoyl]-5-methylthiophene-3-carboxylate	317815-83-1	797	herbicide
Thifensulfuron-méthyl	3-(4-methoxy-6-methyl-1,3,5-triazin-2-yl)carbamoysulfamoyl)thiophen-2-carboxylic acid	79277-27-3	452.201	herbicide
Thiocyanate de potassium	potassium thiocyanate	333-20-0	772	fongicide
Thiophanate-méthyl	dimethyl 4,4-(<i>o</i> -phenylene)bis(3-thioallophanate)	23564-05-8	262	fongicide, produit cicatrisant
Thiram (TMTD)	tetramethylthiuram disulfide	137-26-8	24	fongicide
Tolclofos-méthyl	O-2,6-dichloro-p-tolyl O,O-dimethyl phosphorothioate	57018-04-9	479	fongicide
Tralkoxydim	2-[1-(ethoxyimino)propyl]-3-hydroxy-5-mesitylcyclohex-2-enone	87820-88-0	544	herbicide
Triadimenol	(1RS,2RS;1RS,2SR)-1-(4-chlorophenoxy)-3,3-dimethyl-1-(1H-1,2,4-triazol-1-yl)butan-2-ol	55219-65-3	398	fongicide
Triasulfuron	1-[2-(2-chloroethoxy)phenylsulfonyl]-3-(4-methoxy-6-methyl-1,3,5-triazin-2-yl)urea	82097-50-5	480	herbicide
Triazoxide	7-chloro-3-imidazol-1-yl-1,2,4-benzotriazine 1-oxide	72459-58-6	729	fongicide
Tribenuron	2-[4-methoxy-6-methyl-1,3,5-triazin-2-yl(methyl)carbamoysulfamoyl]benzoic acid	106040-48-6	546	herbicide

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Tribenuron-méthyl	méthyl ester of 2-[4-methoxy-6-méthyl-1,3,5-triazin-2-yl(méthyl)carbamoylsulfamoyl]benzoic acid	101200-48-0	546.201	herbicide
Triclopyr	3,5,6-trichloro-2-pyridyloxyacetic acid	55335-06-3	376	herbicide
Trifloxystrobin	(E,E)-methoxyimino-{2-[1-(3-trifluorométhyl-phenyl)-ethylideneaminoxy-méthyl]-phenyl}-acetic acid methyl ester	141517-21-7	617	fongicide
Triflumizole	(E)-4-chloro- α,α -trifluoro-N-(1-imidazol-1-yl-2-propoxyethylidene)-o-toluidine	68694-11-1	730	fongicide
Triflusaluron-méthyl	Méthyl 2-[4-diméthylamino-6-(2,2,2-trifluoroethoxy)-1,3,5-triazin-2-ylcarbamoylsulfamoyl]-m-toluic acid	126535-15-7	731.201	herbicide
Trinexapac-éthyl	ethyl 4-cyclopropyl(hydroxy)méthylène-3,5-dioxocyclohexanecarboxylate	95266-40-3	732.202	phytorégulateur
Triconazole	($\pm$)-(E)-5+(4-chlorobenzylidène)-2,2-diméthyl-1-(1H-1,2,4-triazol-1-méthyl)cyclopentanol	131983-72-7	652	fongicide
Triosulfuron	1-(4-methoxy-6-trifluorométhyl-1,3,5-triazin-2-yl)-3-(2-trifluorométhylbenzenesulfonyl)urea	142469-14-5	735	herbicide
Valifénalate	Méthyl-N-(isopropoxy-carbonyl)-L-valyl-(3RS)-3-(4-chlorophenyl)- β -alaninat	283159-90-0	857	fongicide
Vinylcopolymères				— répulsive du gibier
Vinylesterpolymères				— répulsive du gibier
Winter Green Oil				— insecticide
Z3Z13-18Ac	(Z,Z)-3,13-octadecadienyl acetate	53120-27-7	—	phéromone
Z8-12 Ac	(Z)-dodec-8-en-1-yl acetate	28079-04-1	—	phéromone
Z9-12 Ac	(Z)-dodec-9-en-1-yl acetate		—	phéromone

Nom commun, numéro d'identification	Dénomination UICPA	n° CAS	n° CIPAC	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Z9-14Ac	(Z)-tetradec-9-en-1-yl acetate	16725-53-4	-	phéromone
Z11-14 Ac	(Z)-tetradec-11-en-1-yl acetate	20711-10-8	-	phéromone
Z11-14OH	(Z)-11-Tetradecen-1-ol	34010-15-6		phéromone
zeta-Cypermethrin	(S)- α -cyano-3-phenoxybenzyl(1RS,3RS;1RS,3SR)-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate (S):(1RS,3RS)/(S):(1RS,3SR) 45-55 to 55-45 resp.	52315-07-8	733	insecticide
Ziram	zinc bis(dimethyldithiocarbamate)	137-30-4	31	fongicide
Zoxamid	3,5-Dichloro-N-(3-chloro-1-ethyl-1-methyl-2-oxopropyl)-156052-68-5 p-toluanide		640	fongicide

Partie B: Micro-organismes

Nom commun, numéro d'identification	Description	Organisme	Type d'action exercée/ Conditions spécifiques
Ampelomyces quisqualis	Champignon antagoniste	Champignon	fongicide
Aureobasidium pullulans	Champignon antagoniste	Champignon	bactéricide
Bacillus firmus	Bactérie pathogène	Bactérie	nématocide
Bacillus subtilis	Bactéries antagonistes	Bactéries	bactéricide, fongicide
Bacillus thuringiensis	Bactéries enthomopathogènes	Bactéries	insecticide
Bacillus thuringiensis var. aizawai	Bactéries entomopathogènes	Bactéries	insecticide
Bacillus thuringiensis var. israeliensis	Bactéries enthomopathogènes	Bactéries	insecticide
Bacillus thuringiensis var. kurstaki	Bactéries enthomopathogènes	Bactéries	insecticide
Bacillus thuringiensis var. tenebrionis	Bactéries enthomopathogènes	Bactéries	insecticide

Annexe XI-8 : Liste des mots clés utilisés via le moteur de recherche SciFinder

ANNEXE 2		U596	15/571		
key word and packaging	Date	Filter	hit	Relevant hit	
Plant protection products	30/07/2015	english	16	0	* key word without packaging
Plant protection products**	5/08/2015	english	18	0	**key word and migration
Managements pesticides containers*	5/08/2015	english	39	0	***key word and migration and packaging
pesticides containers**	6/08/2015	english	8	0	
pesticides***	6/08/2015	english	41	0	
(S)-cis-Verbenol	30/07/2015	english	0	0	
Decan-1-ol	30/07/2015	english	1	0	
dodecan-1-ol	30/07/2015	english	1	0	
tetradecan-1-ol	30/07/2015	english	0	0	
1-methylcyclopropene	30/07/2015	english	6	0	
1-naphthylacetic acid	30/07/2015	english	13	0	
2-(1-naphthyl)acetamide	30/07/2015	english	1	0	
(2,4-dichlorophenoxy)acetic acid	30/07/2015	english	38	0	
6-benzyladenine	30/07/2015	english	20	0	
Abamectine	30/07/2015	english	6	0	
Acequinocyl	30/07/2015	english	0	0	
Acetamipride	30/07/2015	english	7	0	
Acibenzolar-S-methyl	30/07/2015	english	0	0	
Acide gibberellique	30/07/2015	english	0	0	
nonanoic acid	30/07/2015	english	68	0	
Aclonifene	30/07/2015	english	1	0	
Aldicarbe	30/07/2015	english	7	0	
alpha-Cypermethrin	30/07/2015	english	4	0	
alpha-Pinen	30/07/2015	english	140	0	
Amidosulfuron	30/07/2015	english	0	0	
Aminopyralide	30/07/2015	english	0	0	
Amisulbrom	30/07/2015	english	0	0	
Azadirachtin	30/07/2015	english	7	0	
Azoxystrobin	30/07/2015	english	15	0	
Beflubutamid	30/07/2015	english	0	0	
Benalaxyl	30/07/2015	english	2	0	
Bénalaxyl-M	30/07/2015	english	0	0	
Benoxacor	30/07/2015	english	0	0	
Bentazone	30/07/2015	english	9	0	
Benthiavalicarb	30/07/2015	english	0	0	
beta-Cyfluthrin	30/07/2015	english	9	0	
Bifenazate	30/07/2015	english	0	0	
Bifenox	30/07/2015	english	1	0	
Bifenthrine	30/07/2015	english	5	0	
Bitertanol	30/07/2015	english	4	0	
Bixafen	30/07/2015	english	0	0	
Boscalid	30/07/2015	english	0	0	

ANNEXE 2		U596	15/571		
key word and packaging	Date	Filter	hit	Relevant hit	
Bromadiolone	30/07/2015	english	6	0	
Bromoxynil	30/07/2015	english	9	0	
Bupirimate	30/07/2015	english	3	0	
Buprofezin	30/07/2015	english	5	0	
Captan	30/07/2015	english	26	0	
Carbendazim	30/07/2015	english	33	0	
Carbetamide	30/07/2015	english	2	0	
Carboxin	30/07/2015	english	1	0	
Carfentrazone-ethyl	30/07/2015	english	2	0	
Chalcogran	30/07/2015	english	1	0	
Chlorantraniliprole	30/07/2015	english	9	0	
Chloridazone	30/07/2015	english	4	0	
	30/07/2015	english	0	0	
2-chlorethyltrimethylammonium					
Chlorothalonil	30/07/2015	english	2	0	
Chlorotoluron	30/07/2015	english	7	0	
Chlorpropham	30/07/2015	english	11	0	
Chlorpyrifos	30/07/2015	english	70	0	
Chlorpyrifos-methyl	30/07/2015	english	10	0	
Cinidon-ethyl	30/07/2015	english	0	0	
Clethodim	30/07/2015	english	4	0	
Clodinafop-propargyl	30/07/2015	english	0	0	
Clofentezine	30/07/2015	english	4	0	
Clomazone	30/07/2015	english	10	0	
Clopyralid	30/07/2015	english	3	0	
Cloquintocet-mexyl	30/07/2015	english	2	0	
Clothianidin	30/07/2015	english	6	0	
Cyazofamid	30/07/2015	english	5	0	
Cycloxydim	30/07/2015	english	0	0	
Cyflufenamid	30/07/2015	english	0	0	
Cyfluthrine	30/07/2015	english	11	0	
Cymoxanil	30/07/2015	english	6	0	
Cyperméthrine	30/07/2015	english	38	0	
Cyperméthrine high-cis	30/07/2015	english	0	0	
Cyproconazole	30/07/2015	english	0	0	
Cyprodinil	30/07/2015	english	10	0	
Cyromazine	30/07/2015	english	5	0	
Daminozide	30/07/2015	english	6	0	
Dazomet	30/07/2015	english	13	0	
d-Carvon	30/07/2015	english	4	0	
Deltaméthrine	30/07/2015	english	33	0	
Desmedipham	30/07/2015	english	2	0	
Dicamba	30/07/2015	english	19	0	
Dichlorprop-P	30/07/2015	english	0	0	
Diethofencarb	30/07/2015	english	4	0	
Difenoconazole	30/07/2015	english	17	0	
Diflubenzuron	30/07/2015	english	7	0	

ANNEXE 2		U596	15/571	
key word and packaging	Date	Filter	hit	Relevant hit
Diflufenican	30/07/2015	english	3	0
Dimethachlore	30/07/2015	english	1	0
Diméthenamide-P	30/07/2015	english	1	0
Dimethoate	30/07/2015	english	17	0
Dimethomorph	30/07/2015	english	1	0
Dimethyl decylammoniumchlorure	30/07/2015	english	0	0
Diquat	30/07/2015	english	11	0
Dithianon	30/07/2015	english	3	0
Diuron	30/07/2015	english	17	0
Dodemorph	30/07/2015	english	0	0
Dodine	30/07/2015	english	3	0
E2Z13-18 Ac	5/08/2015	english	0	0
E,Z-3,13 Octadecadien-1-yl acetate	5/08/2015	english	0	0
E7Z9-12 Ac	5/08/2015	english	0	0
E8-12 Ac	5/08/2015	english	0	0
Coldemone (E8E10-12 OH)	5/08/2015	english	0	0
Emamectin benzoate	5/08/2015	english	0	0
Epoxiconazole	5/08/2015	english	7	0
Ethephon	5/08/2015	english	19	0
Ethofumesate	5/08/2015	english	1	0
Etofenprox	5/08/2015	english	4	0
Etoxazole	5/08/2015	english	1	0
Equisetum arvense extract	5/08/2015	english	0	0
Quassia extract	5/08/2015	english	0	0
Famoxadone	5/08/2015	english	2	0
Fenazaquin	5/08/2015	english	2	0
Fenbuconazole	5/08/2015	english	3	0
Fenbutatin oxyde	5/08/2015	english	7	0
Fenhexamide	5/08/2015	english	2	0
Fenoxaprop-P-éthyle	5/08/2015	english	0	0
Fenoxycarb	5/08/2015	english	7	0
Fenpropidin	5/08/2015	english	0	0
Fenpropimorph	5/08/2015	english	3	0
Fenpyrazamine	5/08/2015	english	0	0
Fenpyroximate	5/08/2015	english	1	0
Fipronil	5/08/2015	english	10	0
Flazasulfuron	5/08/2015	english	1	0
Flonicamide	5/08/2015	english	1	0
Florasulam	5/08/2015	english	1	0
Fluazifop-P-butyl	5/08/2015	english	0	0
Fluazinam	5/08/2015	english	8	0
Fludioxonil	5/08/2015	english	7	0
Flufenacet	5/08/2015	english	1	0
Flumioxazin	5/08/2015	english	2	0
Fluopicolide	5/08/2015	english	2	0
Fluopyram	5/08/2015	english	1	0

ANNEXE 2		U596	15/571		
key word and packaging	Date	Filter	hit	Relevant	hit
Flutolanil	5/08/2015	english	1	0	
Fluoxastrobine	5/08/2015	english	0	0	
Flupyrsulfuron-méthyl-sodium	5/08/2015	english	0	0	
Fluquinconazole	5/08/2015	english	4	0	
Flurochloridone	5/08/2015	english	0	0	
Fluroxypyr	5/08/2015	english	1	0	
Flusilazole	5/08/2015	english	5	0	
Fluxapyroxad	5/08/2015	english	0	0	
Folpet	5/08/2015	english	14	0	
Foramsulfurone	5/08/2015	english	0	0	
Fosetyl	5/08/2015	english	2	0	
Fuberidazole	5/08/2015	english	1	0	
Gibberellin A3	5/08/2015	english	44	0	
Glufosinate	5/08/2015	english	13	0	
Glyphosate	5/08/2015	english	53	0	
Glyphosate-trimesium	5/08/2015	english	3	0	
Haloxypop-(R)-méthylester	5/08/2015	english	0	0	
Hexythiazox	5/08/2015	english	4	0	
rapeseed oil	5/08/2015	english	2	0	
spearmint oil	5/08/2015	english	7	0	
Hydrazide maleic	5/08/2015	english	9	0	
Hymexazol	5/08/2015	english	11	0	
Imazalil	5/08/2015	english	3	0	
Imazamox	5/08/2015	english	4	0	
Imidacloprid	5/08/2015	english	20	0	
Indoxacarb	5/08/2015	english	5	0	
Iodosulfuron	5/08/2015	english	0	0	
potassium iodide	5/08/2015	english	77	0	
Ioxynil	5/08/2015	english	7	0	
Iprodione	5/08/2015	english	13	0	
Iprovalicarb	5/08/2015	english	1	0	
Ipsdienol	5/08/2015	english	0	0	
Isoproturon	5/08/2015	english	10	0	
Isxadifen-ethyl	5/08/2015	english	0	0	
Isoxaflutole	5/08/2015	english	2	0	
Kresoxim-methyl	5/08/2015	english	6	0	
Lambda-Cyhalothrin	5/08/2015	english	13	0	
Laminarin	5/08/2015	english	8	0	
L-Phosphatidyl choline	5/08/2015	english	12	0	
Lenacil	5/08/2015	english	1	0	
Linuron	5/08/2015	english	14	0	
Lufenuron	5/08/2015	english	8	0	
Mancozeb	5/08/2015	english	14	0	
Mandipropamid	5/08/2015	english	0	0	
Maneb	5/08/2015	english	12	0	
(4-chloro-2-methylphenoxy)acetic acid	5/08/2015	english	8	0	

ANNEXE 2	U596	15/571		
key word and packaging	Date	Filter	hit	Relevant hit
4-(4-chloro-o-tolyloxy)butyric acid	5/08/2015	english	0	0
Mecoprop-P	5/08/2015	english	0	0
Mefenpyr-diethyl	5/08/2015	english	0	0
Mepanipyrim	5/08/2015	english	4	0
Mepiquat	6/08/2015	english	3	0
Mesosulfuron-methyl	6/08/2015	english	0	0
Mesotrione	6/08/2015	english	4	0
Metalaxyl-M	6/08/2015	english	0	0
Metaldehyde	6/08/2015	english	1	0
Metamitron	6/08/2015	english	4	0
Metazachlor	6/08/2015	english	1	0
Metconazole	6/08/2015	english	4	0
Methiocarbe	6/08/2015	english	3	0
Methomyl	6/08/2015	english	13	0
Methoxyfenozide	6/08/2015	english	1	0
Methylbutenol	6/08/2015	english	1	0
Metiram	6/08/2015	english	5	0
Metosulame	6/08/2015	english	1	0
Metrafenone	6/08/2015	english	0	0
Metribuzin	6/08/2015	english	14	0
Metsulfuron-methyl	6/08/2015	english	4	0
Milbemectine	6/08/2015	english	1	0
Myclobutanil	6/08/2015	english	6	0
Napropamide	6/08/2015	english	4	0
Nicosulfuron	6/08/2015	english	0	0
Novaluron	6/08/2015	english	3	0
Oleum foeniculi	6/08/2015	english	0	0
Orthophenylphenol	6/08/2015	english	2	0
Oryzalin	6/08/2015	english	3	0
Oxadiargyl	6/08/2015	english	0	0
Oxasulfuron	6/08/2015	english	0	0
Oxychinolin	6/08/2015	english	20	0
Oxyfluorfen	6/08/2015	english	3	0
Paclobutrazol	6/08/2015	english	3	0
Penconazole	6/08/2015	english	5	0
Pencycuron	6/08/2015	english	3	0
Pendimethaline	6/08/2015	english	7	0
Penoxsulame	6/08/2015	english	1	0
Penthiopyrade	6/08/2015	english	0	0
Pethoxamide	6/08/2015	english	0	0
Phenmedipham	6/08/2015	english	2	0
Phosmet	6/08/2015	english	9	0
FePO ₄	6/08/2015	english	4	0
KH ₂ PO ₃	6/08/2015	english	0	0
aluminium phosphide***	6/08/2015	english	0	0
calcium phosphide	6/08/2015	english	3	0
trimagnesium diphosphide	6/08/2015	english	6	0

ANNEXE 2		U596	15/571	
key word and packaging	Date	Filter	hit	Relevant hit
Picloram	6/08/2015	english	10	0
Picoxystrobin	6/08/2015	english	1	0
Pinoxaden	6/08/2015	english	1	0
Piperonyl butoxid	6/08/2015	english	27	1
Pirimicarb	6/08/2015	english	8	0
Pirimiphos-méthyl	6/08/2015	english	5	0
Prochloraz	6/08/2015	english	11	0
Prohexadione-calcium	6/08/2015	english	0	0
Propamocarb	6/08/2015	english	3	0
Propaquizafop	6/08/2015	english	1	0
Propiconazole	6/08/2015	english	13	0
Propineb	6/08/2015	english	3	0
Propoxycarbazon-sodium	6/08/2015	english	0	0
Propyzamide	13/08/2015	english	5	0
Proquinazid	13/08/2015	english	0	0
Prosulfocarb	13/08/2015	english	4	0
Prosulfuron	13/08/2015	english	0	0
Prothioconazole	13/08/2015	english	2	0
Pymetrozine	13/08/2015	english	0	0
Pyraclostrobin	13/08/2015	english	1	0
Pyraflufen-ethyl	13/08/2015	english	0	0
Pyrethrine	13/08/2015	english	51	0
Pyridate	13/08/2015	english	0	0
Pyrimethanil	13/08/2015	english	6	0
Pyroxulam	13/08/2015	english	1	0
Quinoclamine	13/08/2015	english	1	0
Quinoxifen	13/08/2015	english	1	0
Quizalofop-P-éthyl	13/08/2015	english	0	0
Rimsulfuron	13/08/2015	english	1	0
S-Metolachlor	13/08/2015	english	0	0
Spinosad	13/08/2015	english	8	0
Spirodiclofen	13/08/2015	english	2	0
Spirotetramat	13/08/2015	english	0	0
Spiroxamine	13/08/2015	english	1	0
Sulcotrione	13/08/2015	english	1	0
Iron sulphate***	13/08/2015	english	1	0
Sulfosulfuron	13/08/2015	english	0	0
sulfuryl fluoride	13/08/2015	english	13	0
Tebuconazole	13/08/2015	english	12	0
Tebufenozide	13/08/2015	english	3	0
Tebufenpyrad	13/08/2015	english	2	0
Teflubenzuron	13/08/2015	english	2	0
Tefluthrine	13/08/2015	english	1	0
Tembotrione	13/08/2015	english	0	0
Tepaloxydime	13/08/2015	english	1	0
Terbuthylazine	13/08/2015	english	12	0
Thiabendazole	22/09/2015	english	93	0
Thiacloprid	22/09/2015	english	3	0

ANNEXE 2		U596	15/571	
key word and packaging	Date	Filter	hit	Relevant hit
Thiamethoxam	22/09/2015	english	2	0
Thiencarbazon	22/09/2015	english	0	0
Methyl thifensulfuron	22/09/2015	english	0	0
Potassium thiocyanate	22/09/2015	english	1	0
Methyl thiophanate	22/09/2015	english	8	0
Thiram	22/09/2015	english	28	0
Methyl tolclofos	22/09/2015	english	3	0
Tralkoxydim	22/09/2015	english	4	0
Triadimenol	22/09/2015	english	7	0
Triasulfuron	22/09/2015	english	0	0
Triazoxide	22/09/2015	english	1	0
Tribenuron	22/09/2015	english	1	0
Methyl Tribenuron	22/09/2015	english	0	0
Triclopyr	22/09/2015	english	6	0
Trifloxystrobin	22/09/2015	english	6	0
Triflumizole	23/09/2015	english	0	0
Methyl Triflusulfuron	23/09/2015	english	1	0
Ethyl Trinexapac	23/09/2015	english	2	0
Triticonazole	23/09/2015	english	2	0
Tritosulfuron	23/09/2015	english	0	0
Valifenalate	23/09/2015	english	0	0
(Z,Z)-3,13-octadecadienyl acetate	23/09/2015	english	0	0
(Z)-dodec-8-en-1-yl acetate	23/09/2015	english	0	0
(Z)-dodec-9-en-1-yl acetate	23/09/2015	english	0	0
(Z)-tetradec-9-en-1-yl acetate	23/09/2015	english	0	0
(Z)-tetradec-11-en-1-yl acetate	23/09/2015	english	0	0
(Z)-11-Tetradecen-1-ol	23/09/2015	english	0	0
zeta-Cypermethrin	23/09/2015	english	0	0
Ziram	23/09/2015	english	8	0
Zoxamid	23/09/2015	english	0	0