

**Non classifié**

**ENV/EPOC/WPRPW(2014)5/FINAL**

Organisation de Coopération et de Développement Économiques  
Organisation for Economic Co-operation and Development

**04-Nov-2015**

**Français - Or. Anglais**

**DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT  
COMITÉ DES POLITIQUES D'ENVIRONNEMENT**

**Groupe de travail sur la productivité des ressources et les déchets**

**MISE EN DÉCHARGE DES DÉCHETS CONTENANT DES NANOMATÉRIAUX ET DES  
NANODÉCHETS**

Personne à contacter: Shunta YAMAGUCHI; E-mail:Shunta.Yamaguchi@oecd.org;  
Tél. : + 33 1 45 24 84 99

**JT03385747**

Document complet disponible sur OLIS dans son format d'origine

*Ce document et toute carte qu'il peut comprendre sont sans préjudice du statut de tout territoire, de la souveraineté s'exerçant sur ce dernier, du tracé des frontières et limites internationales, et du nom de tout territoire, ville ou région.*



ENV/EPOC/WPRPW(2014)5/FINAL  
Non classifié

Français - Or. Anglais

## TABLE DES MATIERES

DEFINITIONS .....	3
1. Introduction.....	4
2. Les décharges et l'introduction de nanomatériaux dans les déchets.....	4
2.1 Origine des nanomatériaux présents dans les décharges.....	6
2.2 Quels facteurs contribuent aux risques et à la complexité de l'élimination des nanomatériaux ?...7	
3. Devenir des nanomatériaux dans les décharges.....	10
3.1 Les nanomatériaux se dégradent-ils dans les décharges ?.....	10
3.2 Comment les caractéristiques du lixiviat influent-elles sur les nanomatériaux et leur transport ?...11	
3.3 Les nanomatériaux influent-ils sur les processus microbiens ? .....	13
3.4 Les nanomatériaux traversent-ils les membranes d'étanchéité des décharges ?.....	14
4. Nanomatériaux et traitement du lixiviat.....	14
4.1 Les techniques de traitement actuelles captent-elles les nanomatériaux ?.....	14
4.2 Quelles sont les meilleures techniques disponibles pour traiter les nanomatériaux ?.....	15
5. Réglementation et gestion des nanomatériaux dans les déchets .....	16
6. Conclusions et déficits de connaissances.....	18
6.1 Synthèse des déficits de connaissances et des besoins de recherche .....	19
RÉFÉRENCES .....	21

## DEFINITIONS

Les définitions suivantes sont reprises ou adaptées des documents ISO/TS 27687; 2008 et ISO/TS 80004-4:2011

**Échelle nanométrique** : échelle de taille approximativement comprise entre 1 et 100 nm.

**Nano-objet** : matériau dont une, deux ou les trois dimensions sont à l'échelle nanométrique.

**Nanoparticule** : nano-objet dont les trois dimensions sont à l'échelle nanométrique.

**Nanomatériau** : matériau dont une ou plusieurs dimensions externes sont à l'échelle nanométrique, ou matériau nanostructuré.

**Matériau nanostructuré** : matériau dont la structure interne ou de surface est à l'échelle nanométrique.

**Produit nanotechnologique / Nanoproduit** : tout produit auquel un matériau manufacturé à l'échelle nanométrique, une nanotechnologie et/ou des nanomatériaux manufacturés (NMM) sont intentionnellement ajoutés, liés ou intégrés.

**Nanomatériau manufacturé (NMM)** : objet ou matériau à l'échelle nanométrique produit intentionnellement au cours d'un processus de fabrication de manière à présenter des propriétés ou une composition spécifiques.

**Nanodéchet\***: 1) nanomatériau incident (nanomatériau généré de façon non intentionnelle comme sous-produit d'un processus) (ISO/TS 80004-1:2010) et 2) sous-produit, produit ou nanodébris non fonctionnel ou non récupérable comprenant, contenant ou lié à un matériau nanostructuré ou ses résidus mis au rebut.

\*Le terme de « nanodéchets » a généralement été utilisé, dans plusieurs des études citées, pour couvrir à la fois les déchets provenant de la fabrication de nanomatériaux et les déchets provenant de la commercialisation ou de la consommation de produits contenant des NMM (nanoproduits en fin de vie/déchets contenant des nanomatériaux) ; il a parfois été conservé dans le texte afin de ne pas trahir l'intention originale du terme utilisé par les auteurs.

## MISE EN DÉCHARGE DES DÉCHETS CONTENANT DES NANOMATÉRIAUX ET DES NANODÉCHETS

### 1. Introduction

L'industrie des nanotechnologies crée sans cesse de nouvelles formes de flux de déchets liés à la production et la mise en œuvre de nanomatériaux manufacturés (NMM) et à leur utilisation dans des nanoproduits ; cependant, il existe peu de travaux publiés sur le devenir, le comportement et l'impact de ces flux de déchets sur l'environnement et la santé humaine. Cette industrie en plein essor, dont la production s'intensifie et se diversifie, entraînera un accroissement des NMM dans les installations de gestion des déchets, du fait de l'élimination des produits de consommation et des produits commerciaux en fin de vie (déchets contenant des nanomatériaux). Plusieurs études soulignent qu'une large part de ces NMM est susceptible d'être éliminée dans des décharges, et suggèrent donc de s'attacher en priorité à mieux cerner ces flux de déchets, les risques environnementaux qui leur sont associés, et l'efficacité des pratiques et techniques actuelles de gestion des déchets. Cette démarche est indispensable pour prévenir une pollution potentielle par les nanomatériaux (Asmatulu *et al.*, 2012 ; Bolyard *et al.*, 2013 ; Boldrin *et al.*, 2014 ; Bystrzejewska-Piotrowska *et al.*, 2009 ; Keller A.A. *et al.*, 2013 ; Holden *et al.*, 2014 ; Lin *et al.*, 2010 ; Lozano et Berge, 2012 ; Mueller et Nowack, 2008 ; Musee 2010 ; Nowack *et al.*, 2013 ; Yang *et al.*, 2013).

L'objet du présent document est de procéder à un premier inventaire des données scientifiques disponibles sur l'origine des NMM dans les décharges, leur devenir et leur comportement dans les décharges et l'efficacité des techniques de traitement. Comme pour les autres voies potentielles de rejet des NMM dans l'environnement, les facteurs à prendre en considération sont nombreux et complexes. Il s'agit d'un champ de recherche émergent qui fait actuellement l'objet de travaux et de débats dans le domaine de la nanotoxicologie. Les travaux consistent entre autres à définir les caractéristiques des NMM et leur toxicité potentielle qui peut varier en fonction de leur composition chimique et d'autres caractéristiques dont leur forme, leur taille et leur structure. En outre, le fait qu'une fraction importante des NMM est susceptible de se transformer une fois rejetée est aussi à prendre en considération (Keller A.A. *et al.*, 2013). Même s'il ne faut peut-être pas considérer tous les NMM comme dangereux (RCEP, 2008), les études scientifiques publiées ont systématiquement abordé, dans une perspective de précaution, la question des risques pouvant résulter de l'élimination des NMM dans des décharges. La présentation des résultats de recherche dans le présent document s'est donc fait l'écho de cette approche prudente qui pourra être validée ou infirmée par de nouvelles études scientifiques. Enfin, le document a pour objectif de fournir une base de réflexion en résumant les principaux sujets de préoccupation et en identifiant les déficits de connaissances pour améliorer les processus décisionnels en matière de gestion des NMM dans les décharges.

### 2. Les décharges et l'introduction de nanomatériaux dans les déchets

L'élimination et la mise en décharge des déchets demeurent les techniques de gestion des déchets les plus utilisées dans le monde. Les normes et les pratiques en usage pour ce mode d'élimination des déchets varient considérablement, depuis les décharges non contrôlées jusqu'aux centres d'enfouissement techniques hautement spécialisés et contrôlés. Le rejet potentiel de contaminants via les gaz et lixiviats de décharge dépend dans une large mesure de la conception des décharges, des conditions prévalant sur les

sites et de la sophistication des mesures de contrôle en place, en particulier des systèmes de récupération des gaz et de collecte et traitement des lixiviats.

Les centres d'enfouissement technique modernes utilisent une membrane synthétique étanche – rares étant ceux qui se contentent d'une barrière naturelle – pour tapisser le fond des casiers et installent des systèmes pour récupérer le lixiviat et les gaz de décharge. Ces systèmes de collecte ont pour fonction de capter et de traiter le lixiviat et les gaz de décharge, afin d'empêcher la migration du lixiviat dans les eaux souterraines/superficielles et le dégagement de gaz non traités dans l'atmosphère. Les décharges qui ne sont pas équipées de ces dispositifs seront considérées comme des décharges non contrôlées, l'absence de mesures de protection de l'environnement pouvant se traduire par une exposition environnementale significative à des contaminants.

En raison de l'usage extensif de NMM dans une large gamme de produits, il est possible que des NMM soient rejetés dans l'environnement via les effluents gazeux des décharges ; cependant, on s'intéressera principalement ici aux NMM pouvant être présents dans le lixiviat, car celui-ci est considéré comme la principale voie par laquelle des NMM peuvent être transportés hors d'une décharge. La caractérisation des gaz de décharge en vue d'identifier la présence de NMM est à considérer comme un domaine important qui devra faire l'objet de recherches complémentaires.

Le lixiviat de décharge est formé par l'eau de pluie qui a traversé la masse des déchets, ainsi que par le liquide issu de la décomposition des déchets dans la décharge. La composition du lixiviat est extrêmement variable et dépend du type de déchets mis en décharge, de la quantité de précipitations, de la construction et de l'exploitation de la décharge, de son âge et d'autres facteurs tels que le pH, la température et les populations microbiennes. La variabilité de la composition chimique du lixiviat tient également à la diversité des substances chimiques contenues dans les produits de consommation présents dans les déchets ménagers et dans les autres déchets mis en décharge. Ces derniers peuvent notamment être issus des activités de l'industrie légère et des services commerciaux et institutionnels, ainsi éventuellement que des déchets de construction, de rénovation ou de démolition, des sols contaminés, des cendres et des boues d'épuration, qui peuvent également être sources de NMM (voir la section 2.1).

Les décharges demeurent l'objet de nombreux travaux de recherche, et des études scientifiques internationales (Kurniawan, 2006 ; Eggen *et al.*, 2010 ; Marcoux *et al.*, 2013) se font l'écho des préoccupations suscitées par l'impact environnemental potentiel des rejets de contaminants provenant des décharges. Dans le cadre d'un programme de recherche mené sur plusieurs années (2008-2013) au Canada, des substances chimiques clés à l'échelle macrométrique<sup>1</sup> ont été détectées dans des échantillons de lixiviat provenant de plusieurs grandes décharges recevant des résidus solides urbains. Les résultats de ces recherches ont montré que les techniques classiques de traitement sur site et les méthodes de traitement des eaux usées ne sont peut-être pas efficaces dans tous les cas pour traiter certaines substances présentes dans le lixiviat des décharges (Marcoux *et al.*, 2013 ; Conestoga-Rovers & Associates, 2013). L'étude n'incluait pas les NMM mais a démontré la variabilité de l'efficacité du traitement. Une étude récente de Hennebert *et al.* (2013) a établi la présence de NMM dans divers lixiviats de déchets, et a mis en évidence dans le lixiviat une quantité significative de colloïdes (phase dispersée de granulométrie comprise entre 1nm et 1µm) de composition élémentaire différente de celle des colloïdes naturels.

---

<sup>1</sup> En chimie traditionnelle, les substances chimiques à l'échelle macrométrique sont celles dont les réactions sont observables à l'œil nu. En revanche, l'ordre de grandeur des objets à l'échelle micro- ou nanométrique est de quelques micromètres (µm) ou quelques nanomètres (nm) respectivement, et ils ne peuvent pas être observés sans microscope optique ou sans un instrument plus puissant comme le microscope électronique ou le microscope à effet tunnel. L'échelle micrométrique correspond à l'ordre de grandeur d'une cellule vivante, tandis que l'échelle nanométrique correspond à la taille des atomes ou des molécules. [www.cengage.com/resource\\_uploads/downloads/1439049300\\_222029.pdf](http://www.cengage.com/resource_uploads/downloads/1439049300_222029.pdf); [http://chem.sci.utsunomiya-u.ac.jp/v10n2/MashitaA/MashitaA\\_body.html](http://chem.sci.utsunomiya-u.ac.jp/v10n2/MashitaA/MashitaA_body.html)

Si bon nombre des substances identifiées dans le lixiviat sont souvent présentes à faible concentration, on sait encore peu de chose des effets synergiques de cette source de pollution à contaminants multiples, et toutes les substances pouvant être présentes n'ont pas encore été analysées. L'élimination de NMM dans les décharges peut constituer un facteur de complexité, d'incertitude et de risque non anticipés pour les systèmes de traitement des déchets, qui ne sont pas conçus pour résoudre les problèmes posés par tous les contaminants existants (Marcoux *et al.*, 2013). Bien qu'ils soient efficaces pour traiter une série de substances, les systèmes classiques de traitement du lixiviat sur site peuvent, dans certains cas, ne pas être efficaces pour éliminer certaines substances chimiques ou les NMM dans différentes conditions. Il importe donc d'identifier les risques liés aux NMM dans les décharges et les possibilités de rejets de NMM, ainsi que leur impact potentiel, en aval, sur l'environnement et la santé humaine. Ces informations sont nécessaires pour orienter les décisions futures en matière de gestion des déchets et de recherche de solutions.

## 2.1 Origine des nanomatériaux présents dans les décharges

Utilisés dans une série de produits innovants, qu'il s'agisse de produits de consommation ou d'applications industrielles ou médicales, les NMM sont aujourd'hui présents dans les cosmétiques et les produits d'hygiène, vêtements, textiles, agents antibactériens, produits de polissage et de nettoyage, liants, cellules photovoltaïques, plastiques légers et résistants pour l'automobile et l'aéronautique, agents de conservation, procédés de transformation et de conditionnement des aliments (Bolyard, 2011 ; Health Council of the Netherlands, 2011 ; Musee, 2011). Selon le Projet sur les nanotechnologies émergentes (The Project on Emerging Nanotechnologies, 2014), 1 628 nanoproduits étaient utilisés en octobre 2013, la catégorie comprenant le plus grand nombre de nanoproduits étant celle des produits destinés à la santé et au bien-être (48 % de tous les produits), dont les cosmétiques et les produits d'hygiène représentent la plus grande part (37 % de ce sous-groupe). Il n'entre pas dans le cadre du présent document de déterminer quels nanoproduits (et/ou principaux NMM) sont principalement éliminés dans les décharges, d'en caractériser les risques ou de quantifier les flux de NMM mis en décharge. Toutefois, ces travaux ont été initiés par plusieurs chercheurs. La poursuite de ces recherches, notamment le travail de classification et d'identification des dangers, servira à guider les travaux futurs sur les types de NMM présents dans les décharges, ainsi qu'à en identifier les risques potentiels.

Le British Standards Guide PD 6699-2 du BSI (British Standards Institution), organisme de normalisation britannique, distingue quatre grands types de flux de déchets (solides et liquides) liés aux nanomatériaux :

- nanomatériaux purs ;
- objets contaminés par des nanomatériaux, tels que récipients, chiffons, équipements de protection individuelle (EPI) à usage unique ;
- suspensions liquides contenant des nanomatériaux ;
- matrices solides comportant des nanomatériaux friables (pouvant aisément s'effriter ou se pulvériser) ou une nanostructure n'adhérant pas fermement à la surface, et dont on peut raisonnablement s'attendre à ce qu'ils soient libérés ou lixiviés au contact de l'air ou de l'eau, ou sous l'action des forces mécaniques raisonnablement prévisibles (BSI, 2007).

Une source majeure de NMM dans les décharges municipales est l'élimination des NMM présents dans les produits de consommation en fin de vie (Asmatulu *et al.*, 2012 ; Boldrin *et al.* 2014 ; Ganzleben *et al.*, 2011 ; Keller A.A. *et al.*, 2013 ; Reinhart *et al.*, 2010 ; Nowack *et al.*, 2013). Une analyse portant sur le cycle de vie des produits a estimé que plus de 50 % en poids de trois NMM couramment utilisés (nano-argent, dioxyde de titane nanométrique et nanotubes de carbone) finiront dans des décharges (Mueller et Nowack, 2008). D'après une autre étude réalisée par Keller A.A. *et al.* (2013), la majeure partie (63 à

91 %) des plus de 260 000 à 309 000 tonnes qui constituaient la production mondiale de NMM en 2010 est susceptible d'être mise en décharge. En termes de poids de NMM utilisés, la principale source de nanoproduits est sans doute ceux utilisés dans les matières plastiques composites et les matériaux de construction (Bottero, 2014 ; Keller A.A. *et al.*, 2013).

L'élimination des nanodéchets de source industrielle dans des décharges de déchets dangereux réglementées et, éventuellement, des décharges municipales, ne doit pas être négligée. Ainsi, selon des informations recueillies par la Royal Commission on Environmental Pollution (2008), il apparaît que dans un processus de fabrication de fullerènes (NMM à base de carbone), 10 % seulement du produit est utilisable, et le reste est éliminé dans des décharges. Boldrin *et al.* (2014) font aussi état de données indiquant que les quantités de déchets produits par les processus de fabrication sont, dans plusieurs cas, nettement supérieures à la quantité de nanoproduit final. Cet exemple n'est toutefois pas forcément représentatif des autres processus de fabrication de NMM, et correspond probablement au scénario le plus défavorable, compte tenu des implications économiques de la mise au rebut d'une telle proportion du produit. Bien que peu concluant, il en ressort cependant que la gestion des flux de nanodéchets issus de la fabrication des NMM doit également être considérée comme une question prioritaire (Boldrin *et al.* 2014).

En plus de ces sources, les incinérateurs et les stations d'épuration des eaux usées sont également susceptibles de transférer des NMM vers les décharges, via l'élimination de cendres, de boues ou de biosolides. Les nanoparticules qui sont retenues et/ou transformées durant la stabilisation ou l'incinération des boues peuvent ainsi être introduites dans le lixiviat des décharges (DiSalvo *et al.*, 2008, Mueller *et al.*, 2012). Bien qu'il soit possible d'incinérer des déchets sans dégagement de nanoparticules dans l'atmosphère, des observations ont montré que les résidus auxquels elles se lient sont finalement éliminés dans des décharges (Walser *et al.*, 2012). Mueller *et al.* (2012) ont évalué les apports de NMM dans les flux de déchets en Suisse, et leur modélisation a montré que l'essentiel de ces apports résultait de la mise en décharge des cendres et mâchefers provenant des usines d'incinération de déchets. Les biosolides pourraient également constituer une source significative de NMM dans les décharges. Selon une estimation, près des trois quarts de la quantité totale de dioxyde de titane nanométrique entrant dans les stations d'épuration des eaux usées se retrouvent finalement dans des décharges, et 4.77 tonnes de nano-argent pourraient être déversées en moyenne chaque année dans des décharges (Mueller et Nowack, 2008). Une autre source de nanodéchets à prendre en compte est l'utilisation de NMM pour éliminer les polluants des effluents aqueux et/ou gazeux. Ces opérations génèrent un autre type de nanodéchets qui doivent être éliminés de façon appropriée, à l'issue du processus de dépollution (Gao *et al.*, 2008).

Pour résumer, les NMM contenus dans une grande diversité de nanoproduits de consommation, de nanodéchets de fabrication et issus d'activités de dépollution, ainsi que de déchets résiduels provenant d'autres systèmes de traitement des déchets sont éliminés dans des décharges. En tant que destination finale probable de nombreux NMM (Keller A.A. *et al.*, 2013 ; Kim, 2014), les décharges nécessitent une attention particulière. Des recherches supplémentaires doivent être menées pour déterminer dans quelle mesure elles servent de site de stockage final des NMM ou de voie d'exposition de l'environnement aux NMM.

## **2.2 Quels facteurs contribuent aux risques et à la complexité de l'élimination des nanomatériaux ?**

Les NMM présentent des « empreintes » distinctives résultant de leur composition chimique intrinsèque, de leur forme et de leur structure et se traduisant par des comportements spécifiques dans différents milieux environnementaux, même lorsqu'ils sont fabriqués à partir du même matériau de base (Pal *et al.*, 2007). Le risque pour l'environnement n'est pas lié uniquement à la quantité ou à la masse (concentration), mais aussi aux propriétés uniques des nanomatériaux et à leur comportement (Ganzleben *et al.*, 2011). Ces considérations, auxquelles s'ajoutent les facteurs suivants, imposent d'examiner avec soin l'opportunité de mettre en décharge les NMM ou les produits contenant des NMM :

**i. La fabrication de NMM peut générer des « nano sous-produits » et autres flux de nanodéchets présentant des caractéristiques toxicologiques distinctives et nécessitant un mode spécial d'élimination**

Templeton *et al.* (2006), qui ont étudié les interactions entre les nanotubes de carbone monofeuillet et certaines espèces de crustacés, ont constaté que si les nanotubes monofeuillet purifiés originaux n'avaient pas d'effets nocifs sur l'espèce d'essai, leurs sous-produits (formés lors de la synthèse par décharge en arc) pouvaient avoir des effets délétères. La mise en évidence d'une toxicité significative pour un sous-produit de fabrication de nanomatériaux souligne la nécessité de prendre en considération ces matériaux dans toute évaluation des effets de ces NMM sur l'environnement et la santé (Templeton *et al.*, 2006).

De plus, la fabrication d'un même NMM peut générer des flux de nanodéchets de différentes formes présentant des niveaux de danger variés. Ainsi, il existe 10 grands types de nanotubes de carbone multifeuillets) qui peuvent être fabriqués par cinq techniques différentes (comportant pour certaines divers degrés d'impuretés) avec différentes tailles de nanostructures, en utilisant trois techniques de purification différentes et 10 revêtements de surfaces possibles (assurant le maintien de leurs propriétés nanométriques durant leur application) (Musee, 2010).

**ii. Un nanoproduct donné peut présenter une série de profils de risques lors de son élimination**

Le risque est évalué en identifiant d'une part le danger intrinsèque d'un NMM et d'autre part l'exposition potentielle de récepteurs environnementaux ou humains. Ainsi, un NMM considéré comme hautement dangereux mais solidement intégré à la matrice d'un produit (avec une possibilité d'exposition faible ou nulle) présentera vraisemblablement un faible risque. En revanche, les NMM dont la liaison à un produit de soin tel qu'un écran solaire est peu solide peuvent présenter lors de leur élimination des risques allant de faibles à élevés, selon la toxicité des NMM utilisés dans la fabrication (dioxyde de titane nanométrique, oxyde de zinc nanométrique ou fullerène) (Musee, 2011) et/ou selon leur formulation de surface (Botta *et al.*, 2011). C'est pourquoi il importe d'examiner les NMM en tenant compte de la matrice des produits, de leur formulation et de leur usage et application, afin de déterminer la méthode d'élimination la plus appropriée.

**iii. Les NMM peuvent se lier à des polluants et renforcer leur toxicité, favorisant une migration accélérée de ces polluants dans l'air, le sol et l'eau**

La sorption<sup>2</sup> de polluants sur des NMM peut accroître la toxicité, le transport (Farré *et al.*, 2009) et, dans certains cas, la biodisponibilité<sup>3</sup> de ces polluants. He *et al.* (2012) ont établi qu'outre les molécules organiques, des ions métalliques potentiellement toxiques pouvaient également être adsorbés à la surface des nanoparticules, ce qui a pour effet d'accroître le transport et les effets

---

<sup>2</sup> Dans ce document, le terme de « sorption » recouvre à la fois les processus d'absorption d'une substance par une autre (par tout le volume de cette dernière) et d'adsorption à la surface de la substance.

<sup>3</sup> La biodisponibilité (ou disponibilité biologique) indique dans quelle mesure une substance est absorbée par un organisme et distribuée au sein de cet organisme. Elle dépend des propriétés physico-chimiques de la substance, de l'anatomie et de la physiologie de l'organisme, de la pharmacocinétique et de la voie d'exposition. La disponibilité n'est pas une condition a priori nécessaire de la biodisponibilité (Nations Unies, 2013). Une autre définition de la biodisponibilité est fondée sur la vitesse et le degré d'absorption d'une substance par un organisme, et sur sa propension à être métabolisée ou à interagir avec des récepteurs biologiquement significatifs. La biodisponibilité (disponibilité biologique) implique à la fois que la substance peut se libérer d'un milieu (le cas échéant) et être absorbée par un organisme (IPCS, 2004).



toxiques des atomes de métal (d'où l'utilisation de NMM dans l'élimination des métaux toxiques). Gao *et al.* (2008) font le même constat et leurs résultats montrent que le mercure sorbé sur des NMM pourrait devenir biodisponible et toxique s'il était introduit dans le milieu naturel. Cheng *et al.* (2004) et Yang *et al.* (2006) rapportent que des composés organiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) peuvent être adsorbés sur des nanotubes de carbone, ce qui accroît la toxicité des HAP. Toutefois, il existe des cas où les NMM peuvent réduire la toxicité des substances (Baun *et al.*, 2008).

Du fait de leur petite taille et de leur faible vitesse de déposition par gravitation, certains NMM peuvent rester plus longtemps en suspension dans l'air ou dans l'eau. Ils peuvent alors être transportés sur des distances beaucoup plus grandes que des particules plus grosses du même matériau (Lin *et al.*, 2010). En fonction des propriétés des NMM et du sol, les NMM peuvent être retenus par les particules du sol, ou traverser la matrice du sol et atteindre les eaux souterraines (Lin *et al.*, 2010). Les sols à forte teneur en argile tendent à stabiliser les NMM et à favoriser leur dispersion (USEPA, 2014). Cependant, selon Lecoanet *et al.* (2004), les NMM présentent des différences notables pour ce qui est de leur comportement en matière de transport.

#### **iv. L'augmentation des concentrations de NMM dans l'environnement peut avoir des effets chroniques à long terme par le biais de différentes chaînes alimentaires**

Certains NMM peuvent persister longtemps ou être absorbés par des organismes biologiques et constituer des facteurs de risque éco-toxicologique,<sup>4</sup> subir une biodégradation ou s'accumuler dans les organismes vivants tout au long de la chaîne alimentaire, provoquant des effets chroniques à long terme (Edouk *et al.*, 2013 ; Lin *et al.*, 2010 ; SCENIHR, 2006). La toxicité au niveau du réseau trophique a été signalée pour des bactéries, des plantes et des organismes multicellulaires aquatiques et terrestres (Holden *et al.*, 2014 ; Lui *et al.*, 2014 ; Maurer-Jones *et al.*, 2013). De plus, les capacités adsorbantes de certains NMM et leur aptitude à traverser des membranes suscitent des préoccupations liées au transport de produits chimiques toxiques dans les tissus et cellules (Musee, 2011). Ce point est important car bien que certains NMM ne soient pas toxiques, si un nanodéchet se mélange/interagit avec d'autres flux de déchets classiques contenant des produits chimiques toxiques, il peut agir comme un cheval de Troie et transporter les produits toxiques dans la cellule (Limbach *et al.*, 2007). Cependant, la quantité de NMM pouvant agir de cette façon pour d'autres contaminants, après leur transformation, va dépendre de la concurrence entre les surfaces des NMM et les autres surfaces (Auffan *et al.*, 2012).

Lors de l'élimination des divers nanoproduits, nanodéchets et sous-produits de fabrication de NMM, les propriétés physico-chimiques uniques des NMM contenus dans divers produits présentant différents niveaux de danger requièrent la plus grande attention. Le potentiel d'interactions entre les NMM et d'autres contaminants du lixiviat, qui peuvent à leur tour avoir un impact sur la toxicité et la dispersion des contaminants au-delà de la décharge, nécessite des investigations complémentaires. Ces facteurs, dans le scénario le plus défavorable, pourraient contribuer à une contamination de grande ampleur de l'environnement. Faute de réponse adéquate aux problèmes de gestion des déchets dans les décharges, le rejet de NMM (dans l'eau, l'air et le sol) pourrait entraîner une contamination des sols et des eaux superficielles et souterraines (Musee, 2011), particulièrement dans le cas des décharges non aménagées. Ce

---

<sup>4</sup> Selon la Convention de Bâle, annexe III, la caractéristique de danger H12 « Écotoxique » est définie comme suit : « Matières ou déchets qui, s'ils sont rejetés, provoquent ou risquent de provoquer, par bio-accumulation et/ou effets toxiques sur les systèmes biologiques, des impacts nocifs immédiats ou différés sur l'environnement. » L'impact écotoxicologique d'une substance chimique ou d'un déchet dépend de la capacité de cette substance ou de ce déchet à avoir un effet toxique sur les organismes présents dans l'environnement ainsi que de l'exposition de ces organismes (PNUE, 2003).

sujet est actuellement étudié par l'Union européenne (UE), les États-Unis et l'ANR (Agence nationale de la recherche) en France.

### 3. Devenir des nanomatériaux dans les décharges

En agissant sur les conditions *in situ* dans les décharges, il devrait être possible d'influer dans une large mesure sur le comportement des NMM, et il faut en tenir compte dans la détermination du devenir des NMM car, à mesure qu'ils vieillissent, leur surface change et leur réactivité est altérée (Reinhart *et al.*, 2010). Au fil du temps, les décharges continuent d'offrir des conditions anaérobies, mais d'autres paramètres, comme le pH, ont tendance à augmenter. Les décharges exercent en outre des contraintes physiques sur les déchets, liées à l'abrasion et la compaction en vue d'en réduire le volume. Dans ces conditions, la libération des NMM incorporés dans les nanoproducts est probable au sein d'une décharge (Reinhart *et al.*, 2010 ; Lozano et Berge, 2012 ; Nowack *et al.*, 2013). Le devenir des NMM sera sans doute fonction de la mobilité des nanoparticules, de leur dégradabilité et de la dégradabilité du matériau hôte (Hansen, 2009). Les conditions physico-chimiques et hydrologiques des décharges peuvent avoir un impact à la fois sur la matrice et sur la transformation des NMM eux-mêmes (Boldrin *et al.*, 2014).

#### 3.1 Les nanomatériaux se dégradent-ils dans les décharges ?

On trouve dans la littérature scientifique des analyses montrant que, dans les conditions représentatives des décharges, certains NMM peuvent se dégrader et/ou être rejetés à partir d'un nanoproduct, selon la nature, l'emplacement et la qualité de leur liaison au produit. La facilité avec laquelle un NMM peut ainsi être séparé d'un produit donné est fonction de son locus (emplacement) dans le nanoproduct (Hansen *et al.*, 2008). Cependant, ce point est à vérifier par des recherches complémentaires. C'est actuellement l'un des aspects à l'étude dans le cadre du *NanoRelease Project*, basé aux États-Unis,<sup>5</sup> qui a pour objet de contribuer à la mise au point de méthodes permettant de comprendre le rejet des NMM utilisés dans des produits et d'inciter à la prise en compte de la sécurité dans le développement des NMM.

Parmi les autres projets de recherche connexes, on citera en Allemagne FRINano,<sup>6</sup> CarboSafe,<sup>7</sup> CarboSave et CarbonLifeCycle.<sup>8</sup>

<sup>5</sup> Le NanoRelease Project devrait se dérouler en 4 phases, le résultat de chacune d'entre elles déterminant le champ couvert par les phases suivantes et les ressources à leur consacrer. La première phase du projet prévoit principalement un atelier parrainé/soutenu financièrement par les organisations suivantes : Agence de protection de l'environnement des États-Unis, Office of Research and Development de l'USEPA, Environnement Canada, Division des nouvelles priorités, Santé Canada, Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Nanotechnology Panel de l'American Chemistry Council, Society of Chemical Manufacturers and Affiliates, National Institute of Standards and Technology, The Adhesive and Sealant Council, American Cleaning Institute.

<sup>6</sup> Projet FRINano : ce projet vise à mettre au point une technique de mesure directe pour la quantification et la caractérisation des nanoparticules de pigments susceptibles d'être rejetées par des revêtements de surface ou des matières plastiques sous l'effet du vieillissement et/ou de l'exposition à des contraintes mécaniques. Consulter : [www.vdmi.de/englisch/topics/nano.html](http://www.vdmi.de/englisch/topics/nano.html)

<sup>7</sup> Projet CarboSafe : projet coopératif visant à élaborer des techniques de mesure fiables permettant de déterminer sans ambiguïté les taux de rejet de nanoparticules au cours du cycle de vie des produits à base de NTC. Ce projet vise en outre à déterminer le potentiel écotoxicologique des nanotubes de carbone et à estimer précisément le risque potentiel par des techniques de mesure récemment mises au point. Consulter : [www.nanopartikel.info/en/projects/completed-projects/innocnt-carbosafe](http://www.nanopartikel.info/en/projects/completed-projects/innocnt-carbosafe).

<sup>8</sup> Projet CarboLifeCycle : projet de recherche sur les questions de nano-sécurité, mettant l'accent sur les considérations écotoxicologiques et la mise au point de techniques de mesure, le développement de stratégies de mesure et la mesure de l'exposition potentielle liée à la production, la transformation,

D'une façon générale, les NMM fortement liés dans un nanoproduct solide (pièce automobile, puce électronique, etc.) ne devraient présenter qu'un risque faible ou nul d'exposition (pour l'environnement et les organismes vivants), car ils restent généralement dans le produit. Cependant, même en cas de liaison très forte avec le produit, l'agressivité des conditions prévalant dans les décharges, telles qu'un pH bas et un milieu fortement réducteur (du fait de l'environnement anaérobie), peut contribuer à ce que des NMM liés à des polymères soient libérés (Reinhart *et al.*, 2010). Les matériaux intégrés à des matières plastiques/résines plastiques/polymères/métaux présents par exemple dans les déchets de construction pourraient également être rejetés dans le lixiviat, du fait des contraintes et phénomènes d'abrasion mécaniques durant la compaction (Mueller *et al.*, 2012 ; Nowack *et al.*, 2013) et/ou par contact avec un lixiviat de nature agressive (Lozano et Berge, 2012).

Dans une étude portant sur la libération potentielle de nanotubes de carbone (NTC) utilisés dans des composites, Nowack *et al.* (2013) examinent la possibilité qu'en cas de mise en décharge, des composites incluant des NTC se décomposent lentement, selon leur dégradabilité, et puissent libérer des NMM dans le lixiviat (ou via des poussières provenant de composites altérés). Cependant, la dégradation de la matrice polymère, dans les conditions prévalant dans les décharges aménagées, et le rejet de NTC seront probablement extrêmement faibles. En revanche, la situation dans une décharge non aménagée pourrait conduire à des rejets environnementaux plus importants de composites provenant de produits de consommation contenant des NTC (Nowack *et al.*, 2013).

A l'inverse, les NMM dont la liaison à des suspensions liquides est libre ou lâche présentent un potentiel d'exposition élevé à très élevé (Musee, 2011). Est ainsi possible le rejet de NMM provenant de produits mis en décharge, tels que des cosmétiques, écrans solaires, produits capillaires, biosolides provenant des eaux usées et déchets issus de la fabrication de nanomatériaux. Une fois que les nanomatériaux sont libérés dans le lixiviat, la composition du lixiviat a une incidence significative sur le devenir de ces matériaux (Lozano et Berge, 2012). Boldrin *et al.* (2014) ont appliqué un cadre d'évaluation de l'exposition au dioxyde de titane (TiO<sub>2</sub>) utilisé dans les écrans solaires et affirment qu'étant donné l'importance des quantités de cosmétiques contenant des NMM susceptibles d'être éliminées, l'exposition potentielle est qualifiée de « moyenne ». Il faut toutefois tenir compte du fait que bon nombre de nanoparticules sont sujettes à d'importants changements de spéciation (ou transformations) lorsqu'elles sont séparées des produits initiaux (Kaegi *et al.*, 2011). Les NMM peuvent s'agréger ou s'agglomérer pour former des particules de plus grande taille, et perdent alors leurs propriétés nanométriques.

Les NMM intégrés à la matrice d'un produit, à la surface d'un produit ou les particules en suspension libre dans un produit affecteront le potentiel de rejet de nanoparticules à partir d'un produit. Les conditions (chimiques et physiques) d'une décharge peuvent favoriser le rejet de nanoparticules par des nanoproducts présents dans les déchets solides, bien que les produits d'hygiène ou d'autres produits contenant des NMM faiblement liés, sous forme liquide, soient potentiellement plus problématiques et plus à même de réagir avec le lixiviat et ses composants chimiques (Lozano et Berge, 2012, Reinhart *et al.*, 2010). Des recherches complémentaires et des études expérimentales sur les dangers sont nécessaires pour étudier les NMM et leur transformation potentielle dans différentes conditions environnementales, y compris dans des décharges, et prédire avec exactitude leurs effets.

### **3.2 Comment les caractéristiques du lixiviat influent-elles sur les nanomatériaux et leur transport ?**

Des études ont montré que les matières organiques présentes dans le lixiviat influent sur la stabilité, l'agrégation et le transport des NMM, et d'autres ont examiné l'incidence du pH et d'autres facteurs sur la solubilité et l'agrégation des NMM. Cependant, le lixiviat (un système colloïdal) est très complexe, et l'on

---

l'utilisation et la « fin de vie » des NTC ou des produits contenant des NTC. Consulter : [www.nanopartikel.info/en/projects/completed-projects/carbolifecycle](http://www.nanopartikel.info/en/projects/completed-projects/carbolifecycle).

ne proposera pas ici une analyse scientifique approfondie de ce sujet. La transformation des NMM après leur rejet dans l'environnement fait actuellement l'objet de programmes de recherche tels que ceux du 7<sup>e</sup> PCRD de l'UE : NMP (*NanoMaterials Programme*), NanoSUN (*Sustainable Nanotechnologies*) et NanoMILE (*Engineered nanomaterial mechanisms of interaction with living systems and the environment : a universal framework for safe nanotechnology*).

Une étude sur les NMM et le pH a établi que la stabilité des nanoparticules dans l'eau dépendait de leur structure chimique, du pH et de la température de l'eau (DiSalvo *et al.*, 2008). Les résultats montrent que dans le cas des fullerènes (C<sub>60</sub>), plus l'eau est alcaline, moins l'agrégation est marquée, alors que le diamètre des agrégats de C<sub>60</sub> décroît lorsque le pH augmente. Cependant, selon une étude de Labille *et al.* (2010) sur le vieillissement des nanocomposites au TiO<sub>2</sub> (appliqué par revêtement ou encapsulation) utilisés dans les écrans solaires, selon le pH, la force ionique et la concentration en matière organique naturelle (MON) de la solution, les colloïdes tendent à s'agréger et à se séparer par sédimentation de la colonne d'eau (Labille *et al.*, 2010). De plus, Gao *et al.* (2008) ont étudié dans quelle mesure l'adsorption des NMM sur les polluants dépend du pH. L'adsorption sur un solide dépend effectivement du pH, mais dans un milieu complexe comme le lixiviat, il y a concurrence entre un grand nombre d'autres sorbants et le pH n'est pas le facteur principal (Bottero, 2014). Lorsque le pH est bas, les NMM métalliques se chargent positivement (+), et lorsque le pH est élevé, la charge devient négative (-). Le pH auquel la surface des NMM devient neutre, appelé point isoélectrique (pI), est celui auquel les particules tendraient à s'agglomérer (Gomez-Rivera, 2011). Le fait que les NMM sont souvent recouverts de substances organiques techniques qui servent à maintenir les particules uniformément en suspension dans le produit est un autre facteur à prendre en compte, car il a plusieurs conséquences pour le comportement en termes d'agrégation (Krammer *et al.*, 2014).

Plusieurs études traitent de l'interaction entre les matières organiques du lixiviat, et de leur influence sur le transport des NMM. Selon certains auteurs (Hyung et Kim, 2008, Saleh *et al.*, 2010, Lin et Xing, 2008), les matières organiques habituellement présentes dans un lixiviat de décharge mature, telles que l'acide humique et l'acide fulvique, stabilisent les NMM. Cette stabilisation accrue réduit l'agrégation des particules, ce qui est généralement corrélé à une mobilité accrue (Petosa *et al.*, 2010). Jaisi *et al.* (2008) et Lozano et Berge (2012) indiquent que le transport de nanotubes de carbone monofeuillet est renforcé par la présence d'acide humique. De façon similaire, Lin et Xing (2008) signalent que l'acide tannique améliore la mobilité des nanotubes de carbone. Une mobilité accrue des nanotubes de carbone multifeuillets en présence de matière organique naturelle est également signalée par Saleh *et al.* (2008). Des résultats de recherche de l'Université de Floride centrale suggèrent que l'acide humique pourrait mobiliser les nanoparticules de ZnO dans le lixiviat, ce qui favoriserait leur transport (Bolyard *et al.*, 2012). L'étude conduite par Lozano et Berge (2012) concluait que même à un niveau élevé de forces ioniques, l'acide humique crée une barrière stérique à l'agrégation/agglomération des matériaux, ce qui favorise probablement le transport des matériaux dans les déchets.

D'une façon générale, le pH pourrait être un facteur (parmi d'autres comme la force ionique, la température, les MON, les propriétés spécifiques des NMM, etc.) influant sur le fait qu'un NMM s'agrége ou non dans une solution, mais il favoriserait ou inhiberait l'agrégation dans certaines conditions (en conjonction avec d'autres facteurs) (Liu *et al.*, 2014). En ce qui concerne la présence d'acide humique ou d'autres matières organiques spécifiques du lixiviat, les résultats montrent qu'une stabilisation des NMM peut survenir, limitant l'agrégation et réduisant la précipitation. A l'inverse, l'acide humique ou l'acide fulvique pourraient limiter le transport des NMM si leur affinité pour le milieu est supérieure à celle des NMM (Bottero, 2014, Lowry G.V., 2012). Une réduction du taux de dépôt des NMM dans les décharges peut accroître la distance maximale de transport de nombreux types de NMM. Cependant, ces résultats ne sont pas définitifs et doivent faire l'objet d'investigations plus poussées.

### 3.3 Les nanomatériaux influent-ils sur les processus microbiens ?

Holden *et al.* (2014) examinent s'il y a lieu de craindre que les NMM ne réduisent la diversité bactérienne de l'environnement, ce qui pourrait avoir un impact négatif sur l'écosystème et sur la santé humaine. Quelques études ont été consacrées aux propriétés antimicrobiennes et antibactériennes des NMM dans les décharges, et d'autres données, utilisées uniquement à des fins de comparaison, ont traité la possibilité que ces propriétés antibactériennes des NMM affectent la fonctionnalité des micro-organismes utilisés dans le traitement des eaux usées, particulièrement dans les installations de traitement par voie biologique (Klaine *et al.*, 2008 ; Holden *et al.*, 2014). Dans certains pays, le lixiviat de décharge est traité principalement dans les installations de traitement des eaux usées et les NMM présents dans le lixiviat pourraient donc avoir un impact indirect sur l'efficacité du traitement.

Les NMM exercent leurs propriétés antimicrobiennes par différents mécanismes tels que la formation de dérivés réactifs de l'oxygène (DRO) et la perturbation de processus physiologiques et métaboliques (Edouk *et al.*, 2013). Une étude spécifiquement consacrée au nano-argent (nAg) et à son influence sur les processus microbiens a été rapportée par Yang *et al.* (2013). Cette étude fait état d'une inhibition de la méthanogenèse (génération de méthane) et de la production de biogaz à partir de résidus solides urbains, du fait de la présence de nano-argent à une concentration de 10 mg/kg, impact qui n'était pas observé à des concentrations plus basses. Dans une autre étude conduite à l'Université de Floride centrale, les résultats suggèrent que les nanoparticules d'oxyde de zinc (ZnO) et de dioxyde de titane (TiO<sub>2</sub>) n'avaient pas d'effet inhibiteur sur les processus anaérobies ou aérobies lorsqu'elles étaient exposées à un lixiviat mature ou d'âge moyen, du fait de la faible concentration de zinc dissous/soluble (Bolyard *et al.*, 2012).

D'autres sources expriment la crainte que les propriétés antibactériennes de nombreux NMM métalliques n'affectent considérablement le fonctionnement des stations d'épuration des eaux usées, en permettant potentiellement le passage de contaminants chimiques et biologiques classiques non traités, les fonctionnalités microbiennes étant compromises par la présence de NMM (DiSalvo *et al.*, 2008 ; Health Council of the Netherlands, 2011 ; Klaine *et al.*, 2008 ; Musee, 2011). Cependant, ce phénomène pourrait ne se produire qu'à des concentrations élevées de NMM. Selon les résultats d'une étude conduite par Hou *et al.* (2012), jusqu'à une concentration de 0.5 mg.L<sup>-1</sup>, le nano-argent (désigné par l'abréviation AgNP dans cette étude) n'aurait pas d'impact très important sur l'efficacité de l'élimination du NH<sub>4</sub> (ammonium) lors du procédé à boues activées. Yang *et al.* (2013) suggèrent que le rejet d'ions argent (Ag<sup>+</sup>) issus de nano-argent dans les eaux usées pourrait inhiber la nitrification (conversion de l'ammoniaque (NH<sub>3</sub>) en nitrate (NO<sub>3</sub>) par les bactéries) et que le nano-oxyde de zinc (ZnO) et le nano-dioxyde de titane (TiO<sub>2</sub>) pourraient réduire l'efficacité d'élimination de l'azote et du phosphore, à des concentrations élevées. La nitrification est également une composante importante du traitement du lixiviat des décharges par les systèmes de traitement biologique sur site, qui sont utilisés pour éliminer la pollution organique soluble à l'aide de micro-organismes (bactéries) (WSP Canada, 2014).

D'après ces données, certains NMM, en particulier les nanoparticules de métal et d'oxyde métallique auraient le pouvoir d'inhiber les processus de traitement microbien dans les systèmes de traitement des lixiviats de décharge (et des eaux usées) lorsqu'ils sont présents à concentrations élevées, bien que plusieurs variables puissent intervenir dans le fait que les fonctions microbiennes soient ou non affectées. Cela peut dépendre en particulier de la façon dont les constituants variables du lixiviat interagissent avec les NMM, de leur concentration, de la présence de conditions aérobies ou anaérobies, et des propriétés antibactériennes des NMM avant et après transformation. Ce point devra faire l'objet d'investigations complémentaires.

### **3.4 Les nanomatériaux traversent-ils les membranes d'étanchéité des décharges ?**

Les membranes d'étanchéité des décharges sont des membranes synthétiques utilisées dans les centres d'enfouissement pour isoler de l'environnement le contenu des décharges. De l'argile compactée a aussi été utilisée seule pour réaliser une barrière physique, et on en utilise encore actuellement en association avec des membranes synthétiques pour réaliser une seconde barrière. La capacité des NMM de pénétrer dans ces membranes ou de migrer à travers elles est en cours d'étude ; on manque aujourd'hui de données concluantes (Ganzleben *et al.*, 2011). Des recherches sont entreprises actuellement par des organismes universitaires tels que l'Université d'État de l'Est du Tennessee et l'Environmental Research and Education Foundation (États-Unis).

Des travaux récents de Siddique (2013) laissent à penser que des décharges bien conçues et réalisées seront capables de limiter durablement (une centaine d'années environ) le transport des nanoparticules dans l'environnement. Dans une expérience conduite par NanoHouse (Nanowaste Management), les propriétés barrières des géomembranes vis-à-vis de suspensions de nanoparticules utilisées dans des peintures ont été évaluées. Le test de diffusion a montré que les nanoparticules ne traversaient pas la membrane, ce qui correspondrait, en conditions réelles, à une efficacité des géomembranes d'une durée de 12 ans.

Cependant, selon une autre étude, les NMM situés à proximité du fond des décharges recevant des résidus solides urbains sont préoccupants car ils peuvent être transportés ou se diffuser à travers les membranes d'étanchéité (Lozano et Berge, 2012). Dans la mesure où le lixiviat, qui est une phase aqueuse mobile, pourrait être rejeté dans l'environnement proche, des risques pour la santé humaine pourraient en résulter (Boylard *et al.*, 2013).

Des membranes d'étanchéité synthétiques devraient permettre de confiner les NMM, et des travaux de recherche leur sont actuellement consacrés. Cependant, des recherches complémentaires sont nécessaires, en particulier pour déterminer le risque potentiel d'infiltration des NMM, que ce soit à travers les barrières d'argile des décharges anciennes ou dans les décharges non contrôlées qui dépendent, pour le traitement, de l'atténuation naturelle.

## **4. Nanomatériaux et traitement du lixiviat**

Le traitement du lixiviat peut faire appel à un ou plusieurs systèmes différents tels que l'aération, la sédimentation, le lagunage, la filtration, le traitement aux ultraviolets (UV) et les traitements biologiques et/ou chimiques. Ces traitements ont pour objet de faire sédimenter les solides, d'ajuster le pH, d'accroître l'oxygénation et de décomposer ou traiter les contaminants. L'efficacité des systèmes de traitement du lixiviat pour la gestion des risques liés aux NMM sera influencée par les propriétés particulières des NMM et leur comportement dans l'environnement des décharges. Il convient de tenir compte : 1) de la façon dont les NMM interagissent avec le lixiviat et de la capacité de ce dernier d'accroître (ou de réduire) leur mobilité et/ou leur toxicité ; 2) de l'intégrité et de la nature des membranes d'étanchéité et de leur aptitude à contenir les NMM et 3) de l'impact des NMM sur l'efficacité des techniques de traitement elles-mêmes.

### **4.1 Les techniques de traitement actuelles captent-elles les nanomatériaux ?**

Il n'y a pas suffisamment de recherches consacrées spécifiquement aux systèmes de traitement sur site du lixiviat des décharges et à leur aptitude à contenir et/ou éliminer les NMM, bien qu'il existe des études sur l'efficacité des techniques de traitement des eaux usées pour l'élimination des NMM. On les citera ici brièvement, pour en tirer d'éventuels enseignements relatifs aux systèmes de traitement du lixiviat des décharges. D'une manière générale, selon les études sur les NMM dans les installations de traitement des eaux usées, les nanoparticules se lient à la matière organique qui est finalement sédimentée ; certaines

s'agrègent naturellement entre elles, ce qui améliore la sédimentation ; certaines se lient à des contaminants organiques et certaines adhèrent à des surfaces sélectives (DiSalvo *et al.*, 2008).

Des chercheurs ont observé que les installations classiques de traitement des eaux usées peuvent éliminer efficacement des eaux usées des NMM tels que l'oxyde d'argent, l'oxyde de zinc, l'oxyde de cérium et le dioxyde de titane nanométriques (Ag, ZnO, CeO<sub>2</sub> et TiO<sub>2</sub>) ; cependant, les NMM tendent à s'accumuler (> 90%) dans les boues ou les biosolides (Westerhoff *et al.*, 2013). En outre, à l'exception du dioxyde de titane nanométrique (TiO<sub>2</sub>), la minéralogie initiale de l'argent, du zinc et du cérium (Ag, Zn et Ce) est transformée par oxydation, réduction et dissolution. Cela se traduit par une transformation des NMM, qui ne présentent pas les mêmes propriétés que les NMM d'origine (Bottero, 2014). Kaegi *et al.* (2011) ont établi que le nano-argent est sorbé sur les biosolides des eaux usées et chimiquement transformé, dans une large mesure, en sulfure d'argent (Ag<sub>2</sub>S), beaucoup moins toxique que les autres formes d'argent (Ag). Kaegi *et al.* (2011) précisent que d'autres recherches seront nécessaires pour évaluer si d'autres types de revêtements de surface des NMM peuvent stabiliser le nano-argent ou d'autres NMM dans les eaux usées. Selon Nguyen M.D. (2013), l'oxyde de zinc nanométrique (ZnO) et l'oxyde de cérium nanométrique (CeO<sub>2</sub>) influent sur la digestion anaérobie en inhibant la production de biogaz, et la toxicité des NMM dans les biosolides persiste, ce qui pourrait inhiber la viabilité bactérienne, la germination des graines et la croissance des racines des végétaux. Toutefois, Barton L. *et al.* (2014) ont récemment étudié l'affinité des NMM pour les floccs bactériens des boues, en suivant une démarche expérimentale. Les NMM initiaux étaient transformés en de nouveaux matériaux tels que l'oxalate de cérium, le sulfure d'argent (Ag<sub>2</sub>S) ou le phosphate monohydrogéné de zinc (ZnHPO<sub>4</sub>), qui n'auraient pas la même activité biologique que les NMM initiaux (Barton L. *et al.*, 2014).

Il est difficile d'établir une relation directe entre l'efficacité d'épuration des NMM dans les installations de traitement des eaux usées et le lixiviat des décharges, qui est avant tout un effluent aqueux. Cependant, il y a lieu de penser que les NMM se lieraient également aux matières organiques et aux bactéries dans le lixiviat. Des NMM pourraient être présents dans les boues résiduelles, du fait de l'accumulation de solides sédimentés durant le traitement biologique du lixiviat. De récentes études ont fait état de l'élimination réussie et de la séquestration des NMM dans des biosolides et, dans certains cas, de leur transformation. Cependant, les NMM restant dans les boues pourraient être à l'origine de rejets dans l'environnement si les boues sont épandues sur les sols ou envoyées à la décharge (DiSalvo *et al.*, 2008 ; Lui *et al.*, 2014 ; Westerhoff *et al.*, 2013). Il importe d'identifier les risques que peuvent présenter les biosolides (contenant des NMM) pour déterminer leur mode de gestion approprié (traitement complémentaire comme déchets ou élimination). Ce point doit être pris en compte et requiert des recherches complémentaires visant notamment à établir l'impact de l'élimination de biosolides contenant des NMM dans des décharges.

#### **4.2 Quelles sont les meilleures techniques disponibles pour traiter les nanomatériaux ?**

Les meilleures techniques disponibles pour traiter les NMM restent à identifier pour le traitement sur site, mais des technologies émergent. Bien que tous les NMM ne soient pas toxiques et que tous ne nécessitent pas un traitement spécialisé, il importe de prévenir le rejet des NMM considérés comme dangereux. Il faut d'abord pour cela identifier le traitement optimal en classant ces NMM par classes de danger, ou au cas par cas. Toute approche du traitement des nanodéchets nécessite de comprendre toutes leurs propriétés – non seulement chimiques, mais aussi physiques et biologiques (Bystrzejewska-Piotrowska *et al.*, 2009). Des stratégies d'élimination des NMM ont été proposées et des systèmes de traitement des effluents industriels contenant des NMM sont actuellement à l'étude. On pourrait en retirer des informations utiles sur les techniques susceptibles d'être efficacement appliquées, adaptées ou combinées aux systèmes de traitement sur site des décharges.

Un projet récent de l'ANR (Agence nationale de la recherche), le projet NANOSEP (France), a montré que les techniques de traitement telles que la coagulation-floculation, la filtration sur membrane et la flottation sont très efficaces pour éliminer les NMM. Ce projet a montré que la combinaison de la floculation et de la séparation sur membrane était très efficace. Lui *et al.* (2014) ont également identifié et évalué plusieurs techniques de traitement qui se sont révélées inégalement efficaces pour éliminer les NMM des eaux résiduelles, et notamment : 1) le traitement par coagulation et électrocoagulation (CE) ; 2) le traitement par flottation ; 3) le traitement par filtration ; 4) le traitement biologique, et 5) d'autres procédés de séparation des NMM. Selon Lui *et al.* (2014), il peut être difficile de traiter la matrice complexe contenant les NMM par une seule méthode, et différentes techniques doivent habituellement être utilisées conjointement pour une meilleure efficacité. Westerhoff *et al.* (2013) analysent les résultats et l'efficacité de : 1) la séparation des nanomatériaux au moyen d'une membrane ; 2) la transformation biologique des nanomatériaux durant le traitement biologique ; et 3) l'élimination des nanomatériaux dans les systèmes de traitement des eaux usées en flux continu. DiSalvo *et al.* (2008) suggèrent que l'élimination des nanoparticules des flux (ou effluents) aqueux tels que le lixiviat pourrait être réalisée par nanofiltration ou osmose inverse.

Le projet européen NANOFLOC travaille actuellement à la mise au point d'une nouvelle technologie basée sur la nano-suspension, la déstabilisation et l'agglomération de nanoparticules chargées par électrofloculation. NANOFLOC explore également d'autres méthodes possibles comprenant la coagulation et la sédimentation, la flottation, la séparation magnétique (uniquement pour les particules magnétiques) ou la mise en œuvre de fer à la valence zéro. Aucune de ces options n'est universellement applicable ou efficace à elle seule pour l'instant.

Pour que le traitement de nanodéchets solides dangereux soit efficace, il faut qu'il parvienne soit à lier fortement les NMM à une matrice solide, soit à les enfermer dans un contenant rigide imperméable (Harford *et al.*, 2007). D'autres méthodes, comme la vitrification utilisée pour immobiliser des déchets hautement dangereux, ont été abondamment étudiées pour divers types de déchets nucléaires et industriels (Kavouras *et al.*, 2003) et ce type de démarche pourrait être exploré pour les nanodéchets hautement dangereux (Allan *et al.*, 2009). Selon Bystrzejewska-Piotrowska *et al.* (2009), les déchets contenant des nanoparticules devraient être stockés de façon à prévenir l'interaction des nanoparticules avec l'eau (afin de diminuer éventuellement leur mobilité). Pour ce qui est de la contamination particulaire du sol ou de l'eau, de nouvelles techniques de dépollution biologique, telles que la mycoremédiation (consistant à utiliser des champignons pour éliminer les contaminants), voient actuellement le jour (Jakubiak *et al.*, 2014).

Les meilleures techniques disponibles peuvent être efficaces si elles sont accompagnées des meilleures pratiques de gestion incluant notamment la classification des dangers, l'étiquetage et la ségrégation en vue d'une gestion appropriée de l'élimination en fin de vie des NMM jugés dangereux. Pour le traitement des NMM dans une phase aqueuse comme le lixiviat (qui peut contenir des NMM dangereux et non dangereux), une suite de technologies semble pouvoir éliminer efficacement les NMM des eaux usées. Les approches actuellement à l'essai à des fins industrielles (ou autres) peuvent être applicables au secteur des déchets, bien qu'il faille peut-être une combinaison de systèmes de traitement avancé pour éliminer les NMM du lixiviat.

## 5. Réglementation et gestion des nanomatériaux dans les déchets

En 2013, l'OCDE a adopté une recommandation sur les essais et évaluations de sécurité des nanomatériaux manufacturés (OCDE, 2013). Elle y reconnaît « que les approches élaborées pour les essais et l'évaluation des produits chimiques sont dans l'ensemble adéquates pour les nanomatériaux mais peuvent devoir être adaptées pour tenir compte de leurs spécificités » (OCDE, 2013). En conséquence, des textes réglementaires tels que la législation européenne REACH devraient être applicables à l'étude des



dangers potentiels des NMM dans bien des cas, en particulier une fois adaptés aux nanomatériaux. De même, Breggin et Pendergrass (2007) ont émis l'idée que la législation actuelle des États-Unis pouvait couvrir les NMM. Cependant, la littérature suggère aussi que pour certains NMM, le système actuel d'expression de la toxicité pourrait être d'application limitée et nécessiter d'apporter des ajustements aux modes de contrôle et de gestion des déchets. Jusqu'à présent, la législation et la réglementation relatives à l'environnement étaient axées sur les produits chimiques à l'échelle macrométrique, le risque étant fonction de l'exposition et du danger ou de la toxicité exprimés sous la forme d'une masse par un volume. Selon diverses études, la toxicité de certains NMM serait fonction de la forme, de la taille, de la réactivité de surface et de la surface spécifique des matériaux (Breggin et Pendergrass, 2007 ; Musee, 2011 ; RCEP, 2008).

Les lacunes dans les connaissances pourraient limiter les possibilités d'application des contrôles réglementaires dans la gestion des produits. Ces lacunes portent principalement sur la caractérisation des dangers des NMM, la compréhension de leur comportement dans l'environnement des décharges et l'évaluation quantitative de la toxicité des NMM. Ainsi, il est possible que des sous-produits nanométriques issus de la fabrication requièrent des règles d'élimination plus strictes que les produits parents. Il existe des risques que les sous-produits toxiques générés par les nano-industries soient pris en charge de façon inappropriée en raison de l'insuffisance de données quantitatives sur la toxicité, d'un défaut de transmission de l'information ou de l'absence de techniques de traitement adaptées (Musee, 2011). Il importe que certains NMM soient reconnus comme des matériaux dangereux et que l'étiquetage ou le marquage de ces nanoproduits soit introduit pour faciliter leur séparation et leur récupération par des méthodes adéquates afin d'empêcher leur introduction dans les décharges municipales (Bystrzejewska-Piotrowska *et al.*, 2009). Cependant, une définition officielle et une classification appropriée des nanomatériaux sont indispensables pour que l'étiquetage des produits puisse devenir effectif.

Pour les nanoproduits destinés aux consommateurs et pouvant présenter des dangers au stade de leur élimination, un étiquetage (ou des notices d'information jointes aux produits) et des conseils d'élimination pourraient contribuer à une gestion appropriée de ces produits en fin de vie. Les nanoproduits courants nécessitant des procédures spéciales d'élimination pourraient alors être gérés de façon similaire aux autres déchets ménagers dangereux. Un nanoproduit, comme un écran solaire, peut ne pas présenter de risques pour le consommateur, mais présenter divers types de dangers lors de son élimination (Musee, 2011) du fait de la dégradation potentielle du produit ou de ses interactions potentielles avec d'autres matériaux présents dans le flux de déchets ou dans l'environnement de la décharge. Ce domaine devra être pris en compte et faire l'objet de recherches complémentaires.

Sans savoir comment les entreprises prévoient d'utiliser et de stocker les NMM recyclés et non recyclables, il pourrait être difficile de définir des mesures de prévention, des règles et des protocoles de gestion des déchets appropriés. Pour permettre d'évaluer correctement le risque potentiel lié à l'utilisation de NMM, les entreprises pourraient être tenues de fournir des informations de base sur les quantités et les caractéristiques des NMM produits, utilisés et mis au rebut, ainsi que sur la durée de vie estimée des produits contenant des nanoparticules (Powell *et al.*, 2008). Cependant, il se peut que les entreprises générant des nanodéchets ne disposent pas d'éléments suffisants pour fournir aux propriétaires ou aux exploitants d'installations de traitement, de stockage et d'élimination des informations suffisantes pour qu'ils puissent gérer les déchets comme il convient (Breggin et Pendergrass, 2007).

Pour réduire le risque potentiel de rejet de NMM dans l'environnement à partir des décharges, il pourrait être nécessaire de combiner des mesures visant à améliorer la ségrégation et la récupération/le recyclage, la conception et l'exploitation des décharges, les techniques de traitement du lixiviat et l'accès à des installations spécialisées lorsque c'est nécessaire. L'identification, la classification et l'étiquetage contribueront à la mise en œuvre de méthodes améliorées et appropriées pour la gestion des déchets, ainsi qu'à l'application de technologies adaptées pour gérer les risques potentiels liés à certains NMM.

L'adaptation et la clarification des cadres législatifs existants et des approches actuelles de gestion des déchets pourraient être nécessaires pour réduire le flux de NMM dangereux entrant dans les décharges municipales.

## 6. Conclusions et déficits de connaissances

Il ressort de ce qui précède que les connaissances scientifiques relatives aux NMM, à leur devenir et à leur comportement dans les décharges progressent et doivent être approfondies de façon à renforcer l'efficacité des approches de la gestion des déchets relatives aux divers flux de déchets contenant des nanomatériaux. Toutefois, des recherches récentes dans ce domaine soulèvent des questions complexes qu'il convient de prendre en compte. Il est établi que certains NMM sont rejetés dans l'environnement des décharges à partir de produits contenant des nanomatériaux et d'autres sources de nanodéchets. On peut donc raisonnablement affirmer que les décharges contiennent actuellement des NMM et peuvent constituer une voie d'introduction dans l'environnement si les NMM arrivent à traverser la membrane étanche (en particulier dans les décharges non contrôlées) et à passer dans les systèmes de traitement du lixiviat. La migration via les gaz de décharge fait partie des autres voies secondaires qu'il convient d'étudier.

Les décharges recevront, avec le temps, des quantités croissantes de NMM, du fait du développement des nano-industries et de l'utilisation de plus en plus large de ces matériaux. Le rejet de NMM provenant de ces produits est probable, dans les conditions habituelles des décharges, en particulier à partir de déchets liquides incluant des NMM ou d'autres déchets contenant des nanoparticules en suspension libre. Les décharges sont des environnements uniques et complexes dans lesquels le comportement des NMM et leur rejet éventuel sont influencés par le pH, les conditions anaérobies, la composition du lixiviat et un grand nombre d'autres facteurs. Ainsi, la matière organique du lixiviat peut renforcer la mobilité des NMM, en faisant obstacle à leur agrégation et à leur précipitation. Les contraintes physiques exercées notamment par l'abrasion et la compaction peuvent aussi contribuer au rejet de NMM dans les décharges.

Les NMM diffèrent des autres types de contaminants connus du fait de leurs propriétés physicochimiques uniques et de leurs caractéristiques de taille, de forme, de surface spécifique et de réactivité chimique. Les différents types de flux de nanodéchets présentent des niveaux de danger variables, allant de très faible à extrêmement élevé. Du fait des propriétés liantes et adsorbantes de certains NMM, ils peuvent également renforcer la toxicité et la mobilité d'autres polluants. Ces propriétés uniques pourraient être hautement problématiques lorsqu'elles sont combinées au lixiviat des décharges. Dans le scénario le plus défavorable, le lixiviat, qui contient déjà une série de polluants, peut devenir plus toxique, plus biodisponible et entraîner d'autres polluants à l'extérieur des décharges, les transportant jusqu'à des écosystèmes distants. Cependant, les NMM peuvent subir des transformations dans les décharges et l'environnement, et perdre leurs caractéristiques d'origine. Ces transformations affecteront à leur tour le transport, le devenir et la toxicité des NMM dans l'environnement.

Les effets antimicrobiens des NMM dans les décharges n'ont pas été bien étudiés ; cependant, les NMM pourraient compromettre l'efficacité du traitement du lixiviat, à hautes concentrations, lorsque des populations bactériennes sont utilisées pour provoquer la décomposition des polluants. Il n'est pas certain que les NMM puissent traverser les barrières synthétiques des décharges, mais ce point est actuellement à l'étude. La principale préoccupation a trait aux NMM présents dans le lixiviat collecté, lorsqu'il quitte la décharge pour être traité dans des installations de traitement des eaux usées ou est rejeté directement dans l'environnement avec ou sans traitement sur site.

Bien que l'on ne dispose pas d'informations spécifiques sur les meilleures techniques disponibles pour éliminer les NMM des systèmes de traitement du lixiviat des décharges, certaines technologies utilisées ou étudiées dans les applications industrielles et présentant des degrés de réussite variables dans l'élimination de certains NMM des eaux usées pourraient être adaptées aux technolo54. Les propriétés

uniques des NMM pourraient compromettre l'aptitude des systèmes de gestion et des dispositifs réglementaires actuels à prendre en charge les NMM, compte tenu notamment des risques variables qu'ils peuvent présenter et qui diffèrent des risques liés aux formes non nanométriques des produits. Les NMM peuvent être pris en charge dans le cadre de la réglementation existante ; cependant, des clarifications et des adaptations peuvent être nécessaires pour donner des directives claires à l'industrie et aux organismes de réglementation, de façon à éviter que le secteur public, les entreprises, les assureurs et les investisseurs ne soient confrontés à terme à d'importantes demandes de réparation.

## **6.1 Synthèse des déficits de connaissances et des besoins de recherche**

Si les connaissances scientifiques récentes apportent quelques éclaircissements sur la question des NMM dans les décharges, des recherches sont nécessaires dans les domaines suivants pour améliorer notre compréhension du problème et élaborer des solutions pratiques :

- a) *Mise au point de méthodes d'analyse chimique permettant d'identifier les NMM dans les milieux environnementaux et de les distinguer des produits chimiques non nanométriques qu'ils peuvent contenir.*
- b) *Caractérisation et quantification du problème et compréhension des processus chimiques et environnementaux dans les décharges :*
  - i. identifier les types et quantités de NMM et les niveaux de danger et d'exposition potentielle de chacun d'eux pour évaluer le risque lié aux produits contenant des NMM lors de leur élimination et dans les nanodéchets ;
  - ii. identifier et appliquer les méthodes d'analyse modernes existant pour d'autres matrices (eau, eaux usées, gaz, par exemple) et en examiner l'applicabilité à l'étude des concentrations de NMM dans le lixiviat et les gaz de décharge, ainsi que du devenir et du transport des NMM dans les décharges ;
  - iii. comprendre les impacts synergiques des NMM et des contaminants classiques dans le lixiviat des décharges, en déterminant spécifiquement les principaux contaminants présents dans le lixiviat et en étudiant l'impact des NMM sur la toxicité, la biodisponibilité et le transport de ces contaminants ;
  - iv. comprendre le processus de dégradation et de transformation des NMM dans l'environnement des décharges (dans le lixiviat) et l'impact des produits de dégradation ; l'impact ou le rejet de NMM provenant des nanoproduits et des nanodéchets ;
  - v. déterminer si des NMM sont rejetés dans l'atmosphère à la surface des décharges ou via les gaz de décharge.
- c) *Comprendre l'efficacité et les contraintes des méthodes et techniques mises en œuvre actuellement dans les décharges :*
  - i. comprendre l'impact des propriétés microbiennes des NMM sur les systèmes de traitement sur site des décharges, et les autres impacts potentiels des NMM sur les systèmes de traitement du lixiviat ;
  - ii. identifier les principaux NMM qui traversent la membrane d'étanchéité des décharges et passent dans les systèmes de traitement du lixiviat, et établir dans quelle mesure ils sont « traités » (démarche similaire à l'étude des NMM dans les stations d'épuration des eaux usées) par les méthodes classiques ou d'autres techniques ;

- iii. déterminer l'applicabilité des meilleures technologies disponibles utilisées actuellement dans d'autres applications de traitement des eaux usées pour traiter ou éliminer les NMM présents dans le lixiviat des décharges ;
  - iv. développer des méthodes efficaces pour écarter les NMM dangereux des décharges municipales et traiter les déchets contenant des NMM dangereux (en prenant en charge de façon appropriée les déchets résiduels contenant des NMM, tels que les biosolides ou les cendres, au lieu de les transférer simplement à la décharge).
- d) *Étudier l'applicabilité d'un futur système de classification des NMM à la gestion des déchets :*
- i. Examiner l'intérêt potentiel d'une classification, d'un étiquetage et d'une ségrégation des nanodéchets dangereux et des déchets contenant des NMM dangereux pour gérer efficacement leur élimination via des décharges spécialisées pour déchets dangereux (ou d'autres processus de traitement) et assurer leur élimination de façon appropriée et sûre.

## RÉFÉRENCES

- Allan *et al.* (2009), Comparison of Methods Used to Treat Nanowaste from Research and Manufacturing Facilities, University of Western Sydney et University of Queensland
- Asmatulu *et al.* (2012), Life cycle and nano-products: end-of-life assessment, *Journal of Nanoparticle Research* (2012) 14:720
- Auffan, M. *et al.* (2012), Is There a Trojan-Horse Effect during Magnetic Nanoparticles and Metalloid Cocontamination of Human Dermal Fibroblasts? *Environmental Science and Technology* 46(19), 10789-10796
- Barton, L.E. (2014), Theory and Methodology for determining Nanoparticle Affinity for Heteroaggregation in Environmental Matrices Using Batch Measurements. *Environmental Engineering Science* 31(7), 421-427
- Bolyard, S. (2011), Fate of Nanomaterials in Municipal Solid Waste Landfills, <https://nees.org/resources/2105>
- Bolyard *et al.* (2012), The Fate and Transport of Nanoparticles in Municipal Solid Waste Landfills, University of Central Florida, [http://pure.ltu.se/portal/files/36938608/TR.Anders\\_Lagerkvist.Komplett.pdf](http://pure.ltu.se/portal/files/36938608/TR.Anders_Lagerkvist.Komplett.pdf)
- Botta *et al.* (2011), TiO<sub>2</sub>-based nanoparticles released in water from commercialised sunscreens in a life-cycle perspective: structures and quantities, *Environmental Pollution*, 159 (6),1543–1550
- Bottero, J-Y *et al.* (2014), Nanotechnology, Global Development in the frame of Environmental Risk Forecasting. A necessity of interdisciplinary researches, *Comptes Rendus Geosciences*, Académie des sciences (France) (soumis)
- Breggin et Pendergrass (2007), Where Does The Nano Go? End-of-Life Regulation of Nanotechnologies, Woodrow Wilson International Center for Scholars, Project on Emerging Nanotechnologies, PEN 10
- BSI (British Standards) (2007), Nanotechnologies-Part 2: Guide to safe handling and disposal of manufactured nanomaterials, PD 6699-2:2007
- Bystrzejewska-Piotrowska *et al.* (2009), Nanoparticles: Their potential toxicity, waste and environmental management, *Waste Management* 29 (2009) 2587-2595
- Cheng *et al.* (2004), Naphthalene adsorption and desorption from aqueous C-60 fullerene, *Journal of Chemical Engineering and Data*, 2004(49)675–83
- Conestoga-Rovers & Associates (2013), Landfill Monitoring Data- Correlation, Trends, and Perspectives (pour Environnement Canada)
- DiSalvo *et al.* (2008), Evaluating the Impact of Nanoparticles on Wastewater Collection and Treatment Systems in Virginia, Draper Aden Associates Inc.
- Edouk *et al.* (2013), Evaluation of Engineered nanoparticle toxic effect on wastewater microorganisms: Current status and challenges, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 95 (2013) 1-9
- Eggen T. *et al.* (2010), Municipal landfill leachates: A significant source for new and emerging pollutants, *Science of the Total Environment* (2010), doi:10.1016/j.scitotenv.2010.07.049

- Farré *et al.* (2009), Ecotoxicity and analysis of nanomaterials in the aquatic environment, *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 393 (1), 81-95
- Ganzleben *et al.* (2011), Review of Environmental Legislation for the Regulatory Control of Nanomaterials, Milieu Ltd. et AMEC Environment & Infrastructure UK Ltd.  
[http://ec.europa.eu/environment/chemicals/nanotech/pdf/review\\_legislation.pdf](http://ec.europa.eu/environment/chemicals/nanotech/pdf/review_legislation.pdf)
- Gao *et al.* (2008), Nanowastes and the Environment: Using Mercury as an Example Pollutant to Assess the Environmental Fate of Chemicals Adsorbed onto Manufactured Nanomaterials, *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol.27, n° 4, pp. 808-810
- Gomez-Rivera, F. (2011), Exploration of Biological Treatment Systems for the Removal of Persistent Landfill Leachate Contaminants and Nanoparticles, thèse de doctorat – University of Arizona
- Hansen, S.F. *et al.* (2008), Categorization framework to aid exposure assessment of nanomaterials in consumer products (2008), *Ecotoxicology* 2008:17:438-47  
<http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10646-008-0210-4>
- Hansen, S. F. (2009), Regulation and Risk Assessment of Nanomaterials: too little too late? Thèse de doctorat, Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark
- Harford *et al.* (2007), Current OHS best practices for the Australian nanotechnology industry, document d'orientation du NanoSafe Australia Network
- He, F. *et al.* (2012), Rapid Removal of Hg(II) from Aqueous Solutions Using Thiol-Functionalised Zn-Doped Biomagnetite Particles, *ACS Applied Materials and Interfaces*, 2012, 4, 4373–4379
- Health Council of the Netherlands (2011), Nanomaterials in Waste,  
[www.gezondheidsraad.nl/sites/default/files/Nano\\_waste\\_201114E.pdf](http://www.gezondheidsraad.nl/sites/default/files/Nano_waste_201114E.pdf)
- Hennebert, P. *et al.* (2013), Experimental evidence of colloids and nanaoparticles presence from 25 waste leachates, *Waste Management* 33(2013) 1870-1881
- Holden, P. *et al.* (2014), Five reasons to use bacteria when assessing manufactured nanomaterial environmental hazards and fates, *Current Opinion in Biotechnology* 2014, 27:73-78
- Hou *et al.* (2012), Removal of silver nanoparticles in simulated wastewater treatment processes and its impact on COD and NH4 reduction, *Chemosphere* 87 (2012) 248-252
- Hyung et Kim (2008), Natural organic matter (NOM) adsorption to multiwalled carbon nanotubes: Effect of NOM characteristics and water quality parameters, *Environmental Science and Technology* 42 (12), 4416–4421
- Jaisi *et al.* (2008), Transport of single-walled carbon nanotubes in porous media: filtration mechanisms and reversibility, *Environmental Science and Technology* 42 (22), 8317–8323
- Kaegi *et al.* (2011), Behavior of Metallic Silver Nanoparticles in a Pilot Wastewater Treatment Plant, *Environmental Science and Technology* 45, 3902–3908
- Kavouras *et al.* (2003), Microstructural changes of processed vitrified solid waste products, *Journal of European Ceramic Society* 2003(23)1305–11
- Keller, A.A. *et al.* (2013), Global life cycle releases of engineered nanomaterials, *Journal of Nanoparticle Research*, volume 15, n° 6
- Kim Y. (2014), Nanowastes treatment in environmental media, *Environmental Health and Toxicology*, vol. 29: 2233-6567
- Klaine *et al.* (2008), Nanomaterials in the environment: behavior, fate, bioavailability, and effects. *Environmental Toxicology and Chemistry* 2008;27(9):1825–51

- Krammer *et al.* (2014), Spot the Difference: Engineered and Natural Nanoparticles in the Environment-Release, Behavior, and Fate, *Angewandte Chemie* 2014, 53, 12398-12419
- Kurniawan *et al.* (2006), Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate, *Journal of Hazardous Materials* B129, 80–100
- Labille J. *et al.* (2010), Aging of TiO<sub>2</sub> nanocomposites used in sunscreen. Dispersion and fate of the degradation products in aqueous environment, *Environmental Pollution* 158 (12) 3482-3489
- Lecoanet H.F. *et al.* (2004), Laboratory assessment of the mobility of nanomaterials in porous media, *Environmental Science and Technology* 38(19) 5164-5169
- Leppard *et al.* (2003), Electron-optical characterization of nano- and micro-particles in raw and treated waters: an overview, *Water Science and Technology* 2003. p. 1–8
- Limbach *et al.* (2007), Exposure of Engineered Nanoparticles to Human Lung Epithelial Cells: Influence of Chemical Composition and Catalytic Activity on Oxidative Stress, *Environmental Science and Technology* 41 (11), 4158–4163
- Lin *et al.* (2008), Tannic acid adsorption and its role for stabilizing carbon nanotube suspensions, *Environmental Science and Technology* 42 (16), 5917–5923
- Lin *et al.* (2010), Fate and Transport of Engineered Nanomaterials in the Environment, *Journal of Environmental Quality*, 39, 1-13
- Lozano et Berge (2012), Single-walled carbon nanotube behavior in representative mature leachate, *Waste Management* 32 (2012) 1699-1711
- Lowry G.V. *et al.* (2012), Transformations of Nanomaterials in the Environment, *Environmental Science and Technology* (46), 6893–6899
- Lui Y. *et al.* (2014), Nanoparticles in wastewaters: Hazards, fate and remediation, *Powder Technology* 255 (2014) 149-156
- Marcoux M.A. *et al.* (2013), Review and prospect of emerging contaminants in waste – Key issues and challenges linked to their presence in waste treatment schemes: General aspects and focus on nanoparticles, *Waste Management* 33(11) 2147-2156
- Maurer-Jones M. *et al.* (2013), Toxicity of Engineered Nanoparticles in the Environment, *Analytical Chemistry* 2013 (85), 3036-3049
- Mueller et Nowack (2008), Exposure Modeling of Engineered Nanoparticles in the Environment, *Environmental Science and Technology* 2008 42, 4447-4453
- Mueller *et al.* 2012, Nanomaterials in waste incineration and landfill, Internal Empa-report, [www.empa.ch/plugin/template/empa/\\*/124595](http://www.empa.ch/plugin/template/empa/*/124595)
- Musee, Ndeke 2010, Nanotechnology risk assessment from a waste management perspective: Are the current tools adequate? *Human and Experimental Toxicology* 30(8) 820-835
- Musee, N. 2011, Nanowastes and the environment: Potential new waste management paradigm, *Environment International* 37 (2011) 112-128
- NanoHouse Dissemination Report n° 2013-05, 5. ‘Nanowaste’ Management, [http://www-nanohouse.cea.fr/home/liblocal/docs/Dissemination Reports/NanoHouse D R5.pdf](http://www-nanohouse.cea.fr/home/liblocal/docs/Dissemination%20Reports/NanoHouse%20D%20R5.pdf)
- NanoRelease Project, [www.ilsil.org/ResearchFoundation/RSIA/Pages/NanoRelease1.aspx](http://www.ilsil.org/ResearchFoundation/RSIA/Pages/NanoRelease1.aspx)
- Nowack *et al.* (2013), Potential release scenarios for carbon nanotubes used in composites, *Environment International* 59 (2013) 1-1

- Nguyen, M.D. (2013), Effects of CeO<sub>2</sub> and ZnO nanoparticles on Anaerobic Digestion and Toxicity of Digested Sludge, mémoire de master – Université de Dalat (Vietnam)
- OCDE (2013), Recommandation du Conseil sur les essais et évaluations de sécurité des nanomatériaux manufacturés,  
<http://acts.oecd.org/Instruments/ShowInstrumentView.aspx?InstrumentID=298&Lang=fr&Book=False>
- Pal *et al.* (2007), Does the antibacterial activity of silver nanoparticles depend on the shape of the nanoparticle? A study of the gram-negative bacterium *Escherichia coli*, *Applied and Environmental Microbiology* 2007; 73:1712–20
- Petosa *et al.* (2010), Aggregation and deposition of engineered nanomaterials in aquatic environments: role of physicochemical interactions, *Environmental Science and Technology* 44 (17), 6532–6549
- Powell *et al.* (2008), Bottom-up risk regulation? How nanotechnology risk knowledge gaps challenge federal and state environmental agencies, *Environmental Management* 42, 426–443
- The Project on Emerging Nanotechnologies (2014), Consumer Inventory; [www.nanotechproject.org/cpi](http://www.nanotechproject.org/cpi) et [www.nanotechproject.org/cpi/about/analysis](http://www.nanotechproject.org/cpi/about/analysis) (consulté en mai 2014)
- Project NANOFLOC – « Electro-agglomeration and separation of Engineered NanoParticles from process and waste water in the coating industry to minimise health and environmental risks », [www.asio.cz/en/nanofloc](http://www.asio.cz/en/nanofloc)
- RCEP (Royal Commission on Environmental Pollution) (2008), Novel Materials in the Environment: The case of nanotechnology ; [http://eeac.hscglab.nl/files/UK-RCEP\\_NovelMaterials\\_Summary\\_Nov08.pdf](http://eeac.hscglab.nl/files/UK-RCEP_NovelMaterials_Summary_Nov08.pdf)
- Reinhart *et al.* (2010), Emerging contaminants: nanomaterial fate in landfills, *Waste Management* 30 (11), 2020-2021
- Saleh *et al.* (2010), Influence of biomacromolecules and humic acid on the aggregation kinetics of single-walled carbon nanotubes, *Environmental Science and Technology* 44 (7), 2412–2418
- Siddique, S.N. (2013), Simulation of Fate of Nanoparticles in Landfill Barrier Systems, Dissertation-University of Western Ontario
- Templeton *et al.* (2006), Life-cycle effects of single-walled carbon nanotubes (SWNTs) on an estuarine meiobenthic copepod, *Environmental Science and Technology* 2006;40(23):7387–93
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) 2014, Technical Factsheet- Nanomaterials, janvier 2014
- Walser *et al.* (2012), Persistence of engineered nanoparticles in a municipal solid-waste incineration plant, *Nature Nanotechnology* 7, 520-524 (2012)
- Westerhoff *et al.* (2013), Nanomaterial Removal and Transformation During Biological Wastewater Treatment, *Environmental Engineering Science*, vol. 30, n° 3, 2013
- WSP Canada 2014, Effectiveness of Conventional and Advanced in Situ Leachate Treatment (pour Environnement Canada)
- Yang *et al.* (2013), Nanosilver impact on methanogenesis and biogas production from municipal solid waste, *Waste Management* 32 (2012) 816–825
- Yang *et al.* (2006), Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons by carbon nanomaterials, *Environmental Science and Technology* 2006; 40(6):1855–61
- Zhang *et al.* (2008), Stability of commercial metal oxide nanoparticles in water, *Water Research* 2008 ; 42:2204–12