

CETE de l'Est

département  
Aménagement et  
Développement  
Durables



Réseau  
Scientifique et  
Technique

# **Utilisation des Pneus Usagés Non Réutilisables (PUNR) dans les ouvrages de stockage d'eaux pluviales : Impacts environnementaux**

*Synthèse bibliographique*

Septembre 2011

Présent  
pour  
l'avenir



Centre d'Études Techniques de l'Équipement de l'Est  
Laboratoire Régional des Ponts et Chaussées de Nancy

## Historique des versions du document

Version	Auteurs	Commentaires
1	M. TRIDON M./B. BILLARD	Stage encadré par G. DEROMBISE
2	G. DEROMBISE	

## Affaire suivie par

Guillaume DEROMBISE et Julie SCHWAGER, LRPC de Nancy
Tél. 03 83 18 41 37 / fax 03 83 18 41 00
Mél. <a href="mailto:guillaume.derombise@developpement.durable.gouv.fr">guillaume.derombise@developpement.durable.gouv.fr</a>

# Sommaire

---

<b>Préambule.....</b>	<b>4</b>
<b>1 Introduction.....</b>	<b>5</b>
<b>2 Problématique des PUNR en France.....</b>	<b>6</b>
<b>3 Bassins de rétention en PUNR.....</b>	<b>7</b>
3.1 Caractéristiques des bassins de rétention.....	7
3.2 Problématique environnementale.....	8
<b>4 Qualité physico-chimique des lixiviats de PUNR.....</b>	<b>8</b>
4.1 Cadre réglementaire.....	8
4.2 Lixiviation des pneus en laboratoire.....	9
4.2.1 Influence du pH.....	9
4.2.2 Influence de la durée de saturation.....	13
4.2.3 Influence des cycles de saturation-drainage.....	17
4.2.4 Conclusions.....	19
4.3 Lixiviation des pneus sur site.....	22
4.3.1 Bassins de rétention.....	22
4.3.2 Couches et fossés drainants.....	22
4.3.3 Remblais.....	26
4.3.4 Systèmes d'infiltration des eaux usées.....	29
4.3.5 Conclusions.....	29
<b>5 Écotoxicologie.....</b>	<b>31</b>
5.1 Cadre réglementaire.....	31
5.2 Impacts sur les végétaux et les organismes aquatiques.....	31
5.3 Conclusions.....	32
<b>6 Impacts sur la santé.....</b>	<b>33</b>
<b>7 Conclusion générale.....</b>	<b>34</b>
<b>8 Perspectives de recherche.....</b>	<b>35</b>
<b>9 Références bibliographiques.....</b>	<b>36</b>
<b>10 Annexes.....</b>	<b>38</b>

## Préambule

*Le groupe de travail « PUNR » constitué de la DEB, de la DGPR, du CETE de l'Est et du CERTU a convenu de la nécessité d'encadrer l'utilisation de broyats de pneus dans les bassins de gestion d'eaux pluviales afin de limiter les impacts de ces ouvrages sur le milieu récepteur. Un comité de normalisation AFNOR a engagé un travail dans ce sens.*

*Lors de la réunion du 23 juin 2011 à laquelle la DEB, la DGPR, le CETE de l'Est et la société Aliapur ont participé, il est apparu qu'aucune étude probante et représentative des conditions d'application ne permettait de conclure à l'acceptabilité environnementale des bassins constitués de PUNR. Une étude bibliographique a donc été demandée au CETE de l'Est. L'objectif de ce travail est d'évaluer les impacts environnementaux réels des lixiviats de pneus, et le cas échéant de donner des perspectives de recherche qui permettront de répondre aux problématiques posées.*

# 1 Introduction

Cette étude bibliographique recense les résultats de différentes études portant sur la lixiviation des broyats de pneus. Après avoir rappelé la problématique de la valorisation des PUNR en France, la problématique des impacts environnementaux liés à l'utilisation des PUNR dans les bassins de rétention/d'infiltration sera abordée.

Dans une première partie, le recensement des résultats d'études réalisées en laboratoire permettra de déterminer l'influence de différents paramètres (pH, durée de saturation, cycles de saturation-drainage, etc.) sur la lixiviation des broyats de pneus. Une liste non-exhaustive de substances susceptibles d'être relarguées dans différentes conditions pourra ainsi être définie.

La seconde partie s'attachera à rapporter les résultats d'analyses de prélèvements d'eaux issues de différents ouvrages à base de PUNR (bassins de rétention, couches et fossés drainants, remblais, etc.). De même, une liste de substances susceptibles d'être relarguées dans les conditions d'application sera dressée.

Une troisième partie traitera de l'écotoxicité des lixiviats de PUNR en rapportant les conclusions de quelques études représentatives relevées dans la littérature.

Enfin, quelques éléments sur l'impact des PUNR sur la santé humaine seront présentés.

La conclusion de cette synthèse rappellera les impacts avérés des lixiviats de PUNR sur l'environnement et identifiera des perspectives de recherche.

## 2 Problématique des PUNR en France

Depuis le développement de l'industrie automobile à partir du début du XX<sup>ème</sup> siècle, une quantité importante de pneumatiques usagés est générée chaque année. D'abord stockés sur des terrains en friche sans véritable encadrement, ils ont ensuite été placés dans des décharges agréées.

Aujourd'hui, 300 000 à 400 000 tonnes de pneus usagés sont collectés en France chaque année [ADEME, 10]. S'ils sont réutilisables, ces pneus sont vendus d'occasion ou rechapés, mais un grand nombre de Pneus Usagés sont Non Réutilisables (PUNR). Le décret n° 2002-1563 du 24 décembre 2002 relatif à l'élimination des pneumatiques usagés encadre la collecte, le stockage et la valorisation des pneus. Il est dorénavant « interdit d'abandonner, de déposer dans le milieu naturel ou de brûler à l'air libre les pneumatiques ». Le décret distingue quatre types de personnes liées à la commercialisation des pneumatiques et leur attribue à chacun des responsabilités résumées dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Les différents "acteurs" des pneumatiques et leurs responsabilités selon le décret relatif à l'élimination des pneumatiques usagés [1]

	Fonction	Responsabilités
<b>Producteurs</b>	<i>Fabriquent, importent ou introduisent des pneumatiques en France</i>	<i>Collecter ou faire collecter, à leur frais, dans la limite des tonnages qu'ils ont mis sur le marché l'année précédente, les pneumatiques usagés détenus par les distributeurs et détenteurs en vue de les détruire ou de les valoriser</i>
<b>Distributeurs</b>	<i>Vendent des pneumatiques ou des engins équipés de pneumatiques</i>	<i>Remettre les pneumatiques à des collecteurs agréés ou des personnes qui exploitent des installations agréées ou qui les utilisent pour des travaux publics, de génie civil ou d'ensilage</i>
<b>Détenteurs</b>	<i>Possèdent dans leur propre entreprise des pneumatiques usagés</i>	
<b>Collecteurs</b>	<i>Récupèrent les pneus usagés des distributeurs et des détenteurs</i>	<i>Assurer le ramassage, le regroupement, le tri ou le transport jusqu'aux installations d'élimination</i>

Outre leur mise en place dans des installations de stockage de déchets, les PUNR ainsi collectés peuvent être introduits dans des filières de valorisation, parmi lesquelles :

- l'incinération avec récupération d'énergie (dans les fours de cimenterie notamment),
- les travaux publics : utilisation de pneumatiques entiers ou en morceaux dans les remblais légers, dans les **bassins de rétention** ou les décharges, dans les murs de soutènement, dans les enrobés routiers, ou en tant que matériaux drainants ou isolants pour les routes,
- le recyclage du carbone et des aciers contenus dans les pneumatiques,
- la tenue des bâches d'ensilage<sup>1</sup>,
- la fabrication de sols amortissants (aires de jeux) ou souples (terrains de sport) à partir de pneumatiques broyés, etc.

Ce rapport traite exclusivement de la valorisation des PUNR en génie civil comme matériau drainant, en particulier dans les bassins de rétention et d'infiltration des eaux pluviales.

<sup>1</sup> L'ensilage est une méthode de conservation du fourrage par voie humide passant par la fermentation lactique anaérobie.

### 3 Bassins de rétention en PUNR

Les premiers retours d'expérience sur les ouvrages de stockage des eaux pluviales (ou bassins de rétention) constitués de PUNR datent des années 1980. Depuis cette période, cette application s'est largement développée aux États-Unis puis en France quelques années plus tard.

La partie suivante présente les fonctions et les caractéristiques des bassins de rétention, ainsi que l'intérêt d'utiliser les PUNR dans ce type d'application.

#### 3.1 Caractéristiques des bassins de rétention

Les bassins de rétention sont des ouvrages permettant la régulation du débit des eaux pluviales *via* leur stockage dans une structure ou matériau dont l'indice de vide est élevé, avant rejet dans le réseau d'assainissement ou directement dans le milieu (par infiltration dans le sol ou le sous-sol ou rejet dans les eaux superficielles). Les matériaux utilisés peuvent être naturels (granulats, etc.) ou synthétiques (« Structures Alvéolaires Ultra-Légères », SAUL).

Les bassins de rétention en PUNR ont de multiples emplois : privés ou collectifs, ils peuvent être utilisés pour drainer les eaux de ruissellement des routes ou de terrains agricoles, supporter des parkings ou des espaces verts, ou encore constituer des réserves d'eau pour les incendies, etc. Leur volume varie de 40 m<sup>3</sup> pour des bassins privés à plusieurs centaines (voire milliers) de m<sup>3</sup> pour des bassins d'orage ou des bassins sous parking. Leur profondeur est généralement comprise entre 1,5 m et 5 m. Les pneus peuvent être mis en œuvre sous forme de broyats ou entiers.

L'étanchéité des bassins en PUNR est assurée par une géomembrane disposée à la base de l'ouvrage (Figure 1). Ils sont généralement recouverts d'un géotextile et d'une couche en remblai granulaire avant d'être revêtus (enrobés, revêtement, couche végétale, etc.). Un schéma descriptif d'un bassin de rétention à base de pneus entiers est proposé en Figure 2 [CLA, 08].



Figure 1 : Bassin de rétention du parc industriel ALSTOM près de Tarbes (à gauche : déchargement des broyats de pneus sur la géomembrane ; à droite : détail des broyats de pneus) [source : www.legrandtarbes.fr]

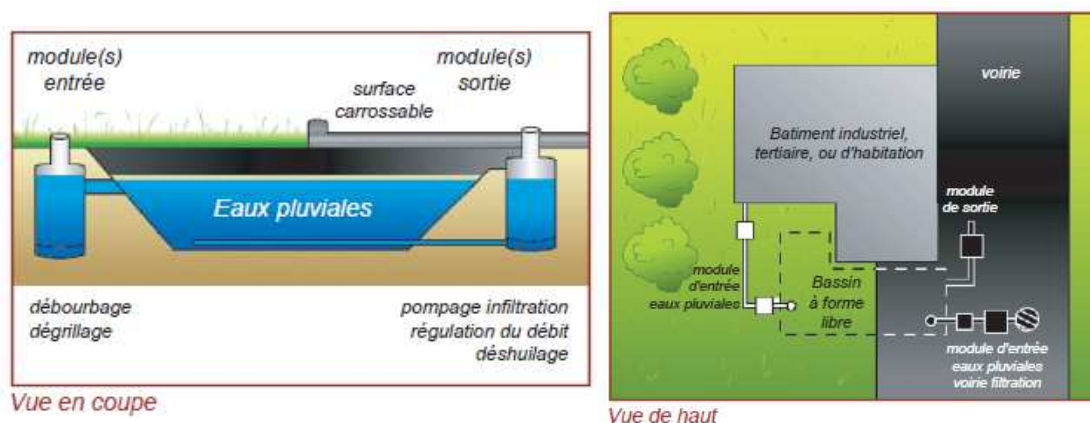


Figure 2 : Vue en coupe et vue de haut d'un bassin de rétention à base de pneus entiers.

Les bassins de rétention constitués de PUNR sont caractérisés par une capacité de stockage (ou indice de vide<sup>2</sup>) variant de 50 à 75% suivant si les pneus sont utilisés entiers ou sous forme de broyats [Hydrogom ; CLA, 08] ; par comparaison, la capacité de stockage est presque de 100% pour les bassins en béton armé ou les citernes, supérieure à 70% pour les SAUL, faible pour les matériaux granulaires [CLA, 07]. De plus, avec un compactage adapté, on peut atteindre avec des pneus usagés des caractéristiques géotechniques satisfaisantes pour supporter un parking ou une route.

Par ailleurs, leur coût est de l'ordre de 2 fois plus faible que celui des matériaux drainants actuellement utilisés, pour une même capacité de stockage [MAR, 05].

## 3.2 Problématique environnementale

L'utilisation des PUNR dans les bassins de rétention soulève d'importantes questions en termes d'impacts des lixiviats de pneus sur la qualité de l'eau. Ces mêmes questions se posent quant à l'utilisation des PUNR dans les couches drainantes situées dans la structure des chaussées (également appelées « chaussées réservoir ») et dans les tranchées drainantes en bordure de chaussées. Ces problématiques seront traitées ensemble dans ce rapport.

En effet, l'immersion prolongée de broyats de pneus implique un relargage de substances chimiques, dont certaines, entrant dans la composition des pneus (Annexe 1 [Ineddy]) sont jugées « prioritaires » au sens de la directive 2008/105/CE. A noter également que les pneumatiques sont susceptibles de relarguer des polluants d'origine routière, dont des hydrocarbures et des métaux lourds [SETRA, 11].

Aujourd'hui, la question est de savoir si ces rejets sont acceptables au sens du cadre réglementaire en vigueur en France.

# 4 Qualité physico-chimique des lixiviats de PUNR

Cette partie recense les résultats d'études sur la qualité physico-chimique des lixiviats de PUNR prélevés en laboratoire et sur site.

Différentes valeurs seuils sont considérées par les auteurs pour juger qu'une substance est en concentration acceptable ou non dans l'eau. L'Annexe 3 recense les limites considérées dans chaque étude ainsi que les seuils réglementaires imposés aujourd'hui par la Directive Cadre sur l'Eau.

## 4.1 Cadre réglementaire

En Europe, la **Directive Cadre sur l'Eau** du 23 octobre 2000 (directive 2000/60) vise à donner une cohérence à l'ensemble de la législation avec une politique communautaire globale dans le domaine de l'eau. Elle définit un cadre pour la gestion et la protection des eaux par grand bassin hydrographique au plan européen avec une perspective de développement durable. Elle fixe pour objectif d'atteindre le bon état des eaux souterraines (bon état chimique et quantitatif), superficielles (bon état chimique et écologique) et côtières en Europe en 2015.

La **directive fille 2008/105/CE du 16 décembre 2008** établit des normes de qualité environnementale (NQE) dans le domaine de l'eau. Cette directive fixe des seuils d'acceptabilité dans les eaux de surface pour 33 substances prioritaires.

L'**arrêté du 25 janvier 2010** relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface définit les méthodes et critères visant à caractériser les différentes classes d'état écologique, d'état chimique et de potentiel écologique des eaux de surface uniquement. Les annexes du texte recensent les indicateurs biologiques, hydromorphologiques et physico-chimiques à prendre en compte pour évaluer l'état des eaux de surface.

En annexe de l'**arrêté du 17 juillet 2009** relatif aux mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines, est dressée une liste de substances dangereuses pour les eaux souterraines, sans qu'aucun seuil d'acceptabilité n'y soit précisé.

Le **décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001** relatif aux eaux destinées à la consommation humaine [...] fixe des critères de potabilité pour l'eau en France.

<sup>2</sup> = volume de vides/volume des grains solides



A l'étranger d'autres seuils d'acceptabilité sont considérés. Aux États-Unis, l'USEPA (United-States Environmental Protection Agency) a dressé une liste de substances jugées « prioritaires » et « secondaires » pour la qualité de l'eau, ainsi que les limites d'acceptabilité associées. Les standards primaires présentent des risques avérés pour la santé alors que les standards secondaires ont principalement une influence esthétique (goût, couleur, etc.).

## 4.2 Lixiviation<sup>3</sup> des pneus en laboratoire

Les résultats d'études visant à établir l'influence de différentes conditions (pH, durée de saturation, cycles de saturation-drainage, etc.) sur la lixiviation des pneus sont rapportés dans la partie suivante.

### 4.2.1 Influence du pH

Sengupta et Miller [SEN, 99] ont étudié l'influence du pH sur les concentrations en substances relarguées dans les lixiviats de broyats de pneus. Deux expériences ont été réalisées : (a) des broyats de longueur moyenne de 2 cm ont été immergés dans de l'eau à pH 3,5 et à pH 6,4 sous agitation pendant 18 heures, (b) des broyats de pneus ont été immergés successivement à pH 6,4 pendant 4 jours puis à pH 3 pendant 26 heures. Un prélèvement d'eau a été réalisé à l'issue de chaque expérience. Des contrôles ont également été effectués sur des échantillons sans broyats de pneus. La masse des échantillons immergés et le volume des solutions ne sont pas précisés par les auteurs.

A l'issue de l'expérience (a), les principaux résultats sont les suivantes :

- A pH acide (3,5) : le **cuivre** dépasse la limite primaire admissible aux États-Unis (USEPA) avec une concentration de 2360 µg/L. Le **fer** dépasse la limite secondaire avec une concentration de 7030 µg/L. L'**aluminium**, le **manganèse**, le **zinc** et les **chlorures** sont également relargués mais restent en-dessous des seuils réglementaires avec des concentrations respectives de 180 µg/L, 20 µg/L, 500 µg/L et 49,63 mg/L.
- A pH neutre (6,4) : l'**aluminium** est relargué en quantité plus importante qu'à pH acide ; il dépasse la limite secondaire (USEPA) avec une concentration de 470 µg/L. Les **chlorures** dépassent également la limite secondaire avec environ 273 mg/L (soit plus qu'à pH acide). De même, le **fer** dépasse la limite secondaire, mais moins qu'à pH acide, avec une concentration de 950 µg/L. Le **zinc** et le **chrome** sont également relargués mais restent en-dessous des seuils réglementaires avec des concentrations respectives de 370 µg/L et 80 µg/L.
- A noter que l'échantillon sans pneus présente également une concentration anormalement élevée en **fer** de 780 µg/L mais ne contient pas ou peu de chlorures.

Commentaires :

- Seuls les éléments dont la concentration dans la solution finale est plus importante que dans la solution initiale ont été rapportés ici. Les concentrations des solutions initiales n'ont pas été soustraites aux concentrations finales.
- A pH acide, le cuivre, le zinc et le chrome dépassent les limites fixées par l'arrêté du 25 janvier 2010. Le fer dépasse le seuil fixé par le décret n°2001-1220 ; le manganèse, l'aluminium et les chlorures restent en-dessous des limites réglementaires en vigueur en France.
- A pH neutre, le chrome et le zinc dépassent les limites fixées par l'arrêté du 25 janvier 2010. L'aluminium, le fer et les chlorures dépassent le seuil fixé par le décret n°2001-1220.

<sup>3</sup> Lixiviation : Opération qui consiste à épuiser une substance de ses principes solubles en la faisant passer à travers un liquide susceptible de les dissoudre.

L'expérience (b) donne des tendances similaires à l'expérience (a) :

- *Après 4 jours d'immersion à pH 6,4, l'aluminium, le fer et le manganèse dépassent les seuils secondaires (USEPA) avec des concentrations maximales respectives de 480 µg/L, 7420 µg/L et 780 µg/L. Le chrome excède la limite primaire avec une concentration maximale de 190 µg/L. Le cuivre, le zinc, les chlorures et les sulfates sont également relargués mais restent en-dessous des seuils réglementaires avec des concentrations maximales respectives de 270 µg/L, 1130 µg/L, 18,74 mg/L et 17 mg/L. A noter que le pH de l'effluent n'a pas varié.*
- *Après les 26 heures d'immersion à pH 3 consécutives à l'immersion à pH 6,4, l'aluminium, le fer et le manganèse dépassent les seuils secondaires (USEPA) avec des concentrations maximales respectives de 790 µg/L, 18260 µg/L et 640 µg/L. Le cuivre, le zinc, les chlorures et les sulfates sont également relargués mais restent en-dessous des seuils réglementaires avec des concentrations maximales respectives de 400 µg/L, 1580 µg/L, 8,5 mg/L et 0,83 mg/L. A noter que le pH de l'effluent est passé à 6, à l'issue de cette seconde immersion.*

Commentaires :

- Après 4 jours d'immersion à pH 6,4, le cuivre, le zinc et le chrome dépassent les limites fixées par l'arrêté du 25 janvier 2010. Le fer, l'aluminium et le manganèse dépassent les seuils fixés par le décret n°2001-1220; les chlorures et les sulfates restent en-dessous des limites réglementaires en vigueur en France.
- Après les 26 heures d'immersion à pH 3 consécutives à l'immersion à pH 6,4, le cuivre et le zinc dépassent les limites fixées par l'arrêté du 25 janvier 2010. Le fer, l'aluminium et le manganèse dépassent les seuils fixés par le décret n°2001-1220; les chlorures et les sulfates restent en-dessous des limites réglementaires en vigueur en France.

Ealding [EAL, 92] a également évalué l'influence du pH sur la qualité d'une eau mise en contact avec des pneus usagés. 500 g de broyats de pneus ont été immergés dans 2 à 3 L d'eaux à différents pH (4, 7 et 8) et maintenus à une température comprise entre 21 et 27 °C à l'obscurité, pendant un an. Des prélèvements réguliers (1h, 2h, 1 jour, 2 jours, 1 semaine, 2 semaines, 1 mois, 2 mois, 6 mois et un an) ont été effectués.

L'auteur a choisi de normaliser les concentrations afin de prendre en compte les différences de masse des échantillons et de volume des solutions. Les concentrations en zinc, fer, calcium et magnésium sont exprimées en mg/kg ; les concentrations des autres éléments sont exprimées en µg/kg (sans préciser néanmoins s'il s'agit de « kg de pneus »<sup>4</sup>).

Les principales conclusions de cette étude sont :

- Les éléments inorganiques sont extraits plus facilement à pH 4 que dans les autres conditions. A pH acide, les éléments relargués en plus grandes quantités sont le **fer** (qui atteint un palier à environ 31 g/kg entre 2 semaines et 6 mois) et le **zinc** (qui atteint une concentration maximale de 150 mg/kg après 2 mois). Le relargage des autres éléments analysés (**calcium, magnésium, cadmium, chrome, nickel, plomb, cuivre, aluminium, baryum, argent, étain, sélénium, arsenic, mercure, sélénium**) est moins important, en particulier à pH neutre et basique.
- Pour des pH plus élevés, en particulier à pH 8, les auteurs ont observé qu'une quantité importante de **noir de carbone** et d'une **substance « huileuse »** est extraite des pneus.
- Après 2 semaines de lixiviation à pH 4, les auteurs ont constaté un dégagement gazeux (vraisemblablement de **l'acétate de dioxyde de carbone**), attribué à une activité bactérienne.

L'influence du pH sur la lixiviation de pneus récupérés dans une décharge a été étudiée [TCT, 90]. Les pneus considérés comme « récents » sont âgés de 5 à 10 ans ; les pneus considérés comme « anciens » sont âgés de 15 à 20 ans. Une masse de pneus découpés comprise entre 107 et 644 g a été immergée dans 4 solutions de volumes variant de 1244 à 3176 mL : une solution à pH 3,5, à pH 5, à pH 8, ainsi qu'une solution à 0,9% en NaCl<sup>5</sup>. Les tests de lixiviation sont réalisés selon la méthode SW-846 1310. Les auteurs ne précisent ni la durée de lixiviation, ni la température des essais.

Le Tableau 2 rapporte les concentrations des éléments relargués à l'issue de tests de lixiviation.

4 Cette ambiguïté ne permet pas de transposer les concentrations massiques en concentrations volumiques avec certitude, et donc de comparer les concentrations obtenues aux valeurs limites de la réglementation. Il semble cependant plus plausible que l'unité « g/kg de pneus » ait été choisie pour exprimer les concentrations dans cette étude.

5 le but étant de reproduire les conditions du salage hivernal.

Tableau 2 : Concentration des éléments relargués à l'issue de tests de lixiviation de pneus récents et anciens (exprimé en µg/L de lixiviat).

	Pneus récents				Pneus anciens				Valeurs seuils en vigueur	
	pH 3,5	pH 5	pH 7, 0,9% NaCl	pH 8	pH 3,5	pH 5	pH 7, 0,9% NaCl	pH 8	Aux Etats-Unis	En France
Ag	< 5 (LD*)	< 5 (LD)	< 5 (LD)	< 5 (LD)	< 5 (LD)	< 5 (LD)	< 5 (LD)	< 5 (LD)	-	-
Al	1 020	213	< 18 (LD)	< 54 (LD)	934	351	36	< 54 (LD)	50 à 2 000	200
As	< 83 (LD)	34	< 28 (LD)	< 53 (LD)	< 83 (LD)	< 11 (LD)	< 28 (LD)	< 53 (LD)	10	4,2
Ba	488	205	48	265	205	62	174	107	2 000	1 000
Ca	27 600	4 560	1 950	1 712	10 900	5 290	1 820	2 405	-	-
Cd	110	7	< 5 (LD)	< 5 (LD)	125	< 6 (LD)	< 5 (LD)	< 5 (LD)	5	0,45-1,5
Cr	142	2	< 5 (LD)	< 2 (LD)	235	< 2 (LD)	< 5 (LD)	< 2 (LD)	100	3,4
Fe	346 000	41 200	80	25	500 000	23 300	531	718	300	200
Hg	< 0,5 (LD)	< 0,5 (LD)	< 0,5 (LD)	< 0,5 (LD)	< 0,5 (LD)	< 0,5 (LD)	< 0,5 (LD)	< 0,5 (LD)	20	0,07
Mg	3 530	1 190	288	202	1 320	817	295	288	-	-
Pb	417	< 51 (LD)	< 38 (LD)	< 39 (LD)	< 47 (LD)	< 51 (LD)	< 38 (LD)	< 39 (LD)	15	50
S	2 440	2 800	1 630	1 630	3 540	4 390	1 990	2 710	-	-
Se	106	< 54 (LD)	< 45 (LD)	< 28 (LD)	203	< 54 (LD)	< 45 (LD)	< 28 (LD)	-	10
Sn	< 630 (LD)	73	115	< 330 (LD)	< 630 (LD)	31	32	< 330 (LD)	-	-
Zn	18 600	8525	824	< 5 (LD)	23 500	17 500	3 380	< 5 (LD)	5 000	3,1-7,8

\*LD : Limite de détection analytique

Les résultats de cette étude sont les suivants :

- Les concentrations en éléments extraits sont plus élevées à pH acide que dans les autres conditions. Les concentrations les plus élevées ont été relevées à pH 3,5 pour le **calcium**, le **magnésium** et le **fer**.
- D'après les auteurs, les limites réglementaires sont dépassées dans les conditions suivantes :
  - A pH 3,5 : pour le **cadmium** (pneus récents et anciens), pour le **chrome** (pneus récents et anciens), pour le **sélénium** (pneus récents et anciens), pour le **zinc** (pneus récents et anciens)
  - A pH 5 : pour l'**arsenic** (pneus récents), pour le **cadmium** (pneus récents), pour le **plomb** (pneus récents), pour le **zinc** (pneus récents et anciens)
  - Dans la solution à pH 7 à 0,9% en NaCl : pour le **zinc** (pneus anciens)
- Des concentrations élevées en **fer** sont relevées quel que soit le pH mais celles-ci concernent davantage un aspect esthétique qu'un danger pour la santé.
- Aucune trace de **mercure** et d'**argent** ne dépasse les limites de détection analytiques (5 µg/L pour l'argent, 0,5 µg/L pour le mercure).
- Les concentrations en **HAP** (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) relevées dépassent les limites réglementaires dans toutes les conditions.
- Les concentrations les plus élevées en **HAP** et **HcT** (Hydrocarbures totaux) ont été relevées à pH 8. Les HAP ont tendance à être extraits en plus grande quantité pour les pneus récents que pour les pneus anciens.

Commentaires :

- Les limites de détection analytiques sont inférieures aux seuils réglementaires en vigueur aux États-Unis et/ou en France pour l'arsenic, le cadmium, le mercure, le plomb, le sélénium et le zinc.
- D'après le Tableau 1, il apparaît que les limites réglementaires en vigueur aux États-Unis sont dépassées pour l'aluminium (à pH 3,5 et pH 5), pour l'arsenic (pour les pneus récents à pH 5), pour le cadmium (à pH 3,5 et pH 5 pour les pneus récents ; à pH 3,5 uniquement pour les pneus anciens), pour le chrome (à pH 3,5), pour le fer (dans toutes les conditions pour les pneus anciens ; uniquement à pH 3,5 et pH 5 pour les pneus récents), pour le plomb (à pH 3,5 pour les pneus récents), pour le sélénium (à pH 3,5) et pour le zinc (à pH 3,5 et pH 5). Les concentrations dépassent également les limites réglementaires en vigueur en France pour l'arsenic, le cadmium, le chrome, le plomb, le sélénium, le fer,

l'aluminium et le zinc dans les mêmes conditions. La concentration en zinc dépasse également la limite réglementaire fixée par l'arrêté du 25 janvier 2010 à pH 7.

- Des concentrations importantes en calcium sont relarguées quelles que soient les conditions.

Amoozegar et Robarge [AMO, 99] ont effectué des tests de lixiviation en utilisant notamment de l'eau distillée, de l'eau acide (pH 3,1) et de l'eau basique provenant du réseau d'assainissement (pH 12,1). La première expérience a consisté d'une part à immerger 350 g de broyats de pneus dans 600 mL de solution pendant 160 jours (expérience (a)), et 17 kg de broyats de pneus dans 28 L de solution pendant une durée comprise entre 102 et 180 jours (expérience (b)).

Les principaux résultats de l'expérience (a) sont les suivants :

- *A pH acide (3,1) :*

A l'issue de l'expérience (a), le **benzène** est le seul composé organique détecté à des concentrations supérieures à celles de la solution initiale avec une concentration moyenne de  $59,75 \pm 10,0$  µg/L. De nombreux éléments inorganiques sont également relargués : le **baryum** avec une concentration moyenne de  $0,06 \pm 0,01$  mg/L, le **calcium** avec  $12,13 \pm 1,03$  mg/L, le fer avec  $0,53 \pm 0,33$  mg/L, le **magnésium** avec  $1,68 \pm 0,13$  mg/L, le **manganèse** avec  $1,14 \pm 0,04$  mg/L, le **potassium** avec  $15,4 \pm 1,2$  mg/L, le **sodium** avec  $10,4 \pm 0,57$  mg/L, le **soufre** avec  $8,28 \pm 0,4$  mg/L et le **zinc** avec  $6,96 \pm 0,97$  mg/L. Un autre laboratoire a trouvé des concentrations de  $29,5 \pm 17,0$  mg/L pour le **fer**,  $2,2 \pm 0,14$  mg/L pour le **magnésium**,  $1,3 \pm 0,0$  mg/L pour le **manganèse** et  $16,8 \pm 2,5$  mg/L pour le **zinc**.

Après 180 jours de saturation à pH 3,1 (expérience (b)), les éléments suivants ont été relargués : l'**arsenic** avec une concentration de 0,26 mg/L, le **baryum** avec 0,3 mg/L, le **calcium** avec 38,2 mg/L, le **cadmium** avec 0,166 mg/L, le **cobalt** avec 0,32 mg/L, le **cuivre** avec 0,4 mg/L, le **fer** avec > 350 mg/L, le **plomb** avec 0,12 mg/L, le **magnésium** avec 1,9 mg/L, le **manganèse** avec 27,6 mg/L, le **nickel** avec 0,83 mg/L, le **phosphore** avec 4,8 mg/L, le **potassium** avec 19,9 mg/L, le **sodium** avec 10,4 mg/L, le **soufre** avec 3,9 mg/L, le **thallium** avec 0,35 mg/L, le **vanadium** avec 0,6 mg/L et le **zinc** avec 37,9 mg/L.

- *A pH neutre (eau distillée) :*

A l'issue de l'expérience (a), le **benzène** est le seul composé organique détecté à des concentrations supérieures à celles des solutions initiales avec une concentration moyenne de  $13,2 \pm 10,7$  µg/L (cette concentration est inférieure à celle relevée à pH acide). De nombreux éléments inorganiques sont également relargués : le **baryum** avec une concentration moyenne de  $0,06 \pm 0,02$  mg/L, le **calcium** avec  $8,77 \pm 0,19$  mg/L, le **fer** avec  $4,3 \pm 4,57$  mg/L, le **magnésium** avec  $0,98 \pm 0,17$  mg/L, le **manganèse** avec  $0,73 \pm 0,13$  mg/L, le **potassium** avec  $14,0 \pm 2,75$  mg/L, le **sodium** avec  $9,11 \pm 0,82$  mg/L, le **soufre** avec  $10,6 \pm 4,18$  mg/L et le **zinc** avec  $4,82 \pm 3,68$  mg/L. Un autre laboratoire a trouvé des concentrations de  $28,5 \pm 18,0$  mg/L pour le **fer**,  $1,35 \pm 0,21$  mg/L pour le **magnésium**,  $0,85 \pm 0,22$  mg/L pour le **manganèse** et  $12,0 \pm 2,2$  mg/L pour le **zinc**.

Après 102 jours de saturation à pH neutre (expérience (b)), ces éléments inorganiques ont été relargués : le **calcium** avec une concentration de 12,8 mg/L, le **fer** avec 1,6 mg/L, le **magnésium** avec 0,86 mg/L, le **manganèse** avec 1,03 mg/L, le **nickel** avec 0,83 mg/L, le **potassium** avec 19,2 mg/L, le **sodium** avec 11,4 mg/L, le **soufre** avec 3,9 mg/L et le **zinc** avec 1,48 mg/L.

Globalement, il y a plus d'éléments inorganiques relargués à pH acide qu'à pH neutre, et ils sont relargués à plus forte concentration à pH acide.

- *A pH basique (12,1) :*

A l'issue de l'expérience (a), un plus grand nombre de composés organiques est relargué : le **bromoforme** avec une concentration moyenne de  $209,2 \pm 101,4$  µg/L, le **1,1-dichloroéthène** avec  $2,75 \pm 2,22$  µg/L, le **chloroforme** avec  $1026,2 \pm 152,3$  µg/L, le **bromochlorométhane** avec  $887,8 \pm 71,5$  µg/L, le **4-méthyl-2-pentanone** avec  $168,2 \pm 47,0$  µg/L, le **dibromochlorométhane** avec  $803,0 \pm 170,5$  µg/L, le **chlorobenzène** avec  $22,2 \pm 3,0$  µg/L et le **styrène** avec  $7,25 \pm 1,5$  µg/L. De nombreux éléments inorganiques sont également relargués : le **baryum** avec une concentration moyenne de  $0,04 \pm 0,0$  mg/L, le **calcium** avec  $4,2 \pm 2,27$  mg/L, le **cobalt** avec  $0,02 \pm 0,0$  mg/L, le **fer** avec  $8,8 \pm 0,55$  mg/L, le **plomb** avec  $0,1 \pm 0,11$  mg/L, le **magnésium** avec  $0,58 \pm 0,11$  mg/L, le **manganèse** avec  $0,21 \pm 0,04$  mg/L, le **potassium** avec  $24,4 \pm 3,34$  mg/L, le **sodium** avec  $1031 \pm 745$  mg/L, le **soufre** avec  $31,7 \pm 0,42$  mg/L et le **zinc** avec  $9,8 \pm 1,4$  mg/L. Un autre laboratoire a trouvé des concentrations de  $17,8 \pm 1,0$  mg/L pour le **fer** et  $12,8 \pm 1,5$  mg/L pour le **zinc**.

Après 170 jours de saturation à pH 12,1 (expérience (b)), ces éléments inorganiques ont été relargués : le **calcium** avec 1,15 mg/L, le **cuivre** avec 0,37 mg/L, le **fer** avec 0,7 mg/L, le **phosphore** avec 6,6 mg/L, le **potassium** avec 30,8 mg/L, le **soufre** avec 51,3 mg/L et le **zinc** avec 0,59 mg/L.

Commentaire : les substances qui ont dépassé les limites réglementaires en vigueur aux États-Unis et/ou en France au cours des différentes expériences sont :

- A pH acide : le benzène<sup>6</sup>, l'arsenic, le cadmium, le plomb, le fer, le manganèse, le thallium et le zinc.
- A pH neutre : le benzène, le fer, le manganèse et le zinc,
- A pH basique : le fer, le plomb, le manganèse, le sodium et le zinc,

## 4.2.2 Influence de la durée de saturation

Brown et Turner [BRO] ont étudié l'influence de la durée de saturation<sup>7</sup> en immergeant des broyats de pneus dans un réservoir de 0,93 m<sup>3</sup> rempli d'eau douce (Figure 3).

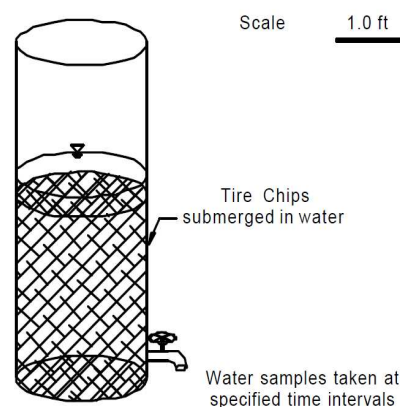


Figure 3 : Schéma du réservoir rempli de pneumatiques et d'eau

Des échantillons d'eau ont été prélevés à intervalles réguliers : toutes les 30 minutes pendant 3 heures pour les métaux dissous et à 30 minutes, 1 heure, 2 heures et 4 heures pour les composés organiques.

Les résultats rapportés sont les suivants :

- Le **baryum**, le **chrome**, le **cuivre** et le **plomb** présentent des variations similaires : la concentration augmente dans la première demie heure, diminue jusqu'à 1h30 puis augmente de nouveau. Seul le **plomb** dépasse le seuil réglementaire primaire (USEPA) au bout de 3 heures avec 16 µg/L (Figure 4).
- La concentration en **fer** dépasse la limite secondaire (USEPA) dès le premier prélèvement à 30 minutes avec 1 800 µg/L. Elle augmente ensuite jusqu'à atteindre 14 000 µg/L au bout de 3 heures (Figure 4).
- Le **manganèse** voit également sa concentration augmenter régulièrement au cours de l'expérience. Celle-ci dépasse la limite secondaire à partir d'une heure et demie avec 120 µg/L pour atteindre 240 µg/L après 3 heures (Figure 4).
- L'**aluminium**, non détecté au départ, atteint une concentration de 700 µg/L après 3 heures, dépassant ainsi le standard secondaire (Figure 4).
- Plusieurs composés organiques sont relargués au cours de l'essai : le **diméthyl phtalate** avec une concentration maximale de 10 µg/L après 2 heures, le **di-n-butyl phtalate** avec une concentration maximale de 1 µg/L après 1 heure, le **1,2-dichloropropane** avec une concentration maximale de 2,4 µg/L après 2 heures, le **benzène** avec une concentration maximale de 0,7 µg/L après 4 heures, le **bromodichlorométhane** avec une concentration maximale de 7,6 µg/L dès le début de l'immersion, le **bromoforme** avec une concentration maximale de 0,6 µg/L dès le début de l'immersion, le **chlorodibromométhane** avec une concentration maximale de 3,8 µg/L dès le début de l'immersion, le **chloroforme** avec une concentration maximale de 12 µg/L dès le début de l'immersion et le **méthyl éthyl cétone** avec une concentration maximale de 18 µg/L après 4 heures.

<sup>6</sup> A priori, il n'existe pas de valeur limite réglementaire pour le benzène en France. Cette substance est néanmoins considérée comme dangereuse au sens de l'arrêté du 17 juillet 2009.

<sup>7</sup> Durée pendant laquelle les pneumatiques ont été immergés dans l'eau.

- Le **pH** est constant tout au long de l'essai (~7,5). La **conductivité à 25°C** augmente légèrement au cours de l'essai. Elle passe de 385  $\mu\Omega/\text{cm}$  à 401  $\mu\Omega/\text{cm}$  au bout d'une demi-heure.

Commentaires :

- Le zinc et le cuivre dépassent également valeurs seuils fixées par l'arrêté du 25 janvier 2010.
- Le 1,2-dichloropropane dépasse la valeur seuil fixées par la directive 2008/105/CE.
- Le benzène, le bromoforme, le dibromochlorométhane et le chloroforme sont considérés comme dangereux pour les eaux souterraines au sens de l'arrêté du 17 juillet 2009.

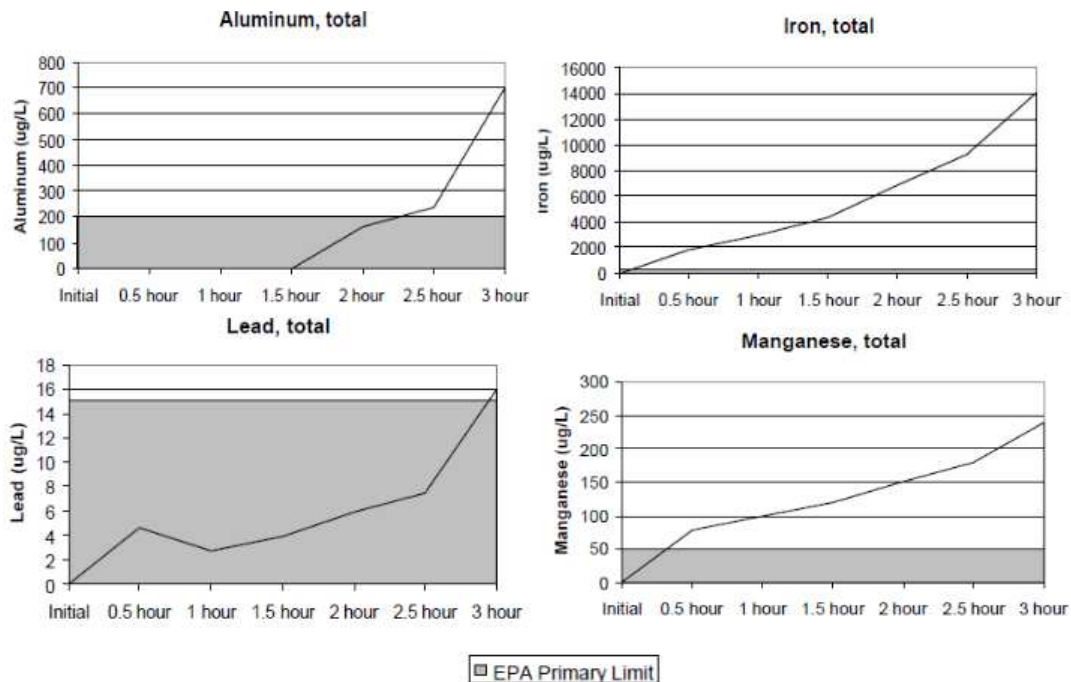


Figure 4 : Variations au cours du temps des concentrations en aluminium, fer, plomb et manganèse

Ealding [EAL, 92] a également étudié l'influence du temps de saturation sur les cinétiques de relargage. 500 g de broyats de pneus ont été immergés dans 2 à 3 L d'eaux à différents pH (4, 7 et 8) et maintenus à une température comprise entre 21 et 27 °C à l'obscurité, pendant un an. Des prélèvements de lixiviat réguliers (1h, 2h, 1 jour, 2 jours, 1 semaine, 2 semaines, 1 mois, 2 mois, 6 mois et un an) ont été effectués.

Les tendances mises en évidence sont les suivantes :

- A pH 4 :
  - Le **cadmium** voit sa concentration augmenter et atteindre un palier entre 1 jour et 1 semaine ; sa concentration diminue ensuite jusqu'à un an.
  - Le **cuivre** et l'**aluminium** voient leur concentration augmenter jusqu'à 1 semaine, puis diminuer jusqu'à un an.
  - Le **nickel** voit sa concentration augmenter et atteindre un palier entre 1 semaine et 1 mois ; sa concentration diminue ensuite jusqu'à un an.
  - Le **fer** voit sa concentration augmenter et atteindre un palier entre 2 semaines et 6 mois ; sa concentration diminue ensuite jusqu'à un an.
  - Le **zinc** voit sa concentration augmenter jusqu'à 2 mois, puis diminuer légèrement jusqu'à un an.
  - Le **baryum** voit sa concentration augmenter jusqu'à 6 mois, puis diminuer légèrement jusqu'à un an.
  - Le **calcium**, le **magnésium**, le **plomb**, l'**argent** et le **chrome** atteignent leur concentration maximale après un an.

- A pH 7 :
  - Le **zinc** voit sa concentration augmenter et atteindre un palier entre 1 heure et un jour ; sa concentration est presque nulle après un an.
  - Le **cadmium** voit sa concentration augmenter jusqu'à 1 jour ; sa concentration est presque nulle après un an.
  - Le **cuivre et le nickel** voit leur concentration augmenter jusqu'à 1 jour, puis diminuer jusqu'à un an.
  - Le **fer** voit sa concentration augmenter et atteindre un palier entre 1 jour et un an.
  - L'**aluminium** voit sa concentration augmenter jusqu'à 1 semaine, puis diminuer légèrement jusqu'à un an.
  - Le **plomb** n'est détecté qu'après un mois.
  - Le **baryum** et le **magnésium** voit leur concentration augmenter jusqu'à 6 mois, puis diminuer légèrement jusqu'à un an.
  - Le **calcium** voit sa concentration augmenter jusqu'à 6 mois, puis diminuer jusqu'à un an.
  - Le **chrome** atteint sa concentration maximale après un an.
  
- A pH 8 :
  - Le **zinc**, le **chrome**, le **cuivre** et l'**argent** voient leur concentration augmenter jusqu'à 1 jour, puis diminuer jusqu'à un an.
  - L'**aluminium** voit sa concentration augmenter jusqu'à 1 semaine, puis diminuer jusqu'à un an.
  - Le **fer** voit sa concentration augmenter jusqu'à 6 mois, puis diminuer jusqu'à un an.
  - Le **calcium**, le **magnésium**, le **cadmium**, le **nickel** et le **baryum** atteignent leur concentration maximale après un an.

Commentaire : L'auteur ne précise pas clairement si les solutions sont renouvelées à chaque prélèvement. Les diminutions de concentrations observées ne peuvent être expliquées qu'en considérant que les solutions sont effectivement renouvelées régulièrement.

Drouer [DRO, 06] a également étudié l'influence de la durée de saturation grâce aux prélèvements successifs à 6 heures, 1 jour, 2 jours, 5 jours, 12 jours, 22 jours et 36 jours, en suivant le protocole de la norme EA NEN 7375 sur les tests de lixiviation. Le test doit être réalisé à température ambiante et sous air, avec de l'eau déminéralisée (pH neutre) et avec un volume d'eau dont la masse est cinq fois supérieur à celle des pneumatiques. La solution est analysée et renouvelée à chaque prélèvement. Dans le but de définir si les substances relarguées proviennent de dépôts surfaciques ou s'ils sont dus à la composition même du pneu, des pneus propres et bruts ont été lixiviés.

Les principaux résultats de cette étude sont les suivants :

- Le **pH** des lixiviats prélevés varie de 5,8 à 7,2. La durée de lixiviation n'a aucune influence sur le pH.
- La **conductivité** mesurée est comprise entre 4,4 et 20,4  $\mu\text{S}/\text{cm}$  pour les lixiviats, et 1,7  $\mu\text{S}/\text{cm}$  pour la solution de référence (avant lixiviation des pneus). La lixiviation augmente donc considérablement la conductivité. Les échantillons constitués de pneus bruts ont une conductivité légèrement plus élevée que celle des échantillons constitués de pneus propres.
- Pour les pneus bruts, la somme des 4 **HAP**, **benzo(3,4)(b)fluoranthène**, **benzo(11,12)(k)fluoranthène**, **dibenzo(ah)anthracène**, **benzo(1,12)(ghi)pérylène** est inférieure à 50 ng/L après 6 heures et 12 jours de lixiviation; les concentrations de **fluoranthène** et de **benzo(3,4)(a)pyrène** sont respectivement inférieures à 4 et 5 ng/L après 6 heures et 12 jours de lixiviation.
- Les concentrations en **chlorures**, **sulfates** et **nitrate**s sont inférieures aux limites de détection analytiques (LD = 1 mg/L).
- Les concentrations en **Carbone Organique Total (COT)** mesurées pour chaque échantillon sont au minimum deux fois supérieures à celles du blanc et varient de 2 à 7,8 mg/L selon la durée de lixiviation et la nature du pneu. Ces concentrations sont supérieures à la valeur limite imposée par le décret n°2001-1220. Les concentrations en COT sont plus importantes pour les échantillons de pneus

bruts. Elles augmentent significativement à partir de 12 jours de lixiviation, que le pneu soit propre ou brut.

- Les concentrations en **cadmium** et en **aluminium** sont systématiquement inférieures aux limites de détection analytiques (respectivement 0,1 µg/L et 100 µg/L).
- Le **plomb** atteint une concentration de 4 µg/L pour les pneus bruts après 18 jours de lixiviation, valeur qui reste inférieure aux limites fixées par le décret n°2001-1220. Dans les autres conditions, les concentrations en plomb sont systématiquement inférieures aux limites de détection analytiques (1 µg/L).
- Pour les pneus propres, la concentration en **chrome** est maximale après 1 jour de lixiviation avec  $12 \pm 2,7$  µg/L. Pour les pneus bruts, la concentration en chrome est maximale après 18 jours de lixiviation avec 2 µg/L. Dans les autres conditions, les concentrations sont généralement inférieures aux limites de détection analytiques (0,5 µg/L). Ces concentrations sont inférieures aux limites fixées par le décret n°2001-1220.
- Aucune trace de **nickel** n'est détectée après 12 jours de lixiviation (LD = 2 µg/L). Cependant, une concentration maximale de 22 µg/L est relevée pour les pneus bruts, après 18 jours de lixiviation. Cette valeur dépasse la limite fixée par le décret n°2001-1220.
- Pour les pneus bruts, le **cuivre** est détecté dès 6 heures de lixiviation avec une concentration maximale de 17 µg/L. La concentration diminue ensuite jusqu'à atteindre une valeur inférieure aux limites de détection analytiques (2 µg/L) à partir de 2 jours de lixiviation. Pour les pneus propres, une concentration maximale de 3 µg/L est relevée dès 6 heures de lixiviation ; le cuivre n'est plus détecté à partir d'1 jour de lixiviation. Ces concentrations sont inférieures aux limites fixées par le décret n°2001-1220.
- Le **fer** est détecté pour les pneus bruts après 6 heures et 1 jour de lixiviation. Aucune trace n'est détectée pour les pneus propres aux temps courts (LD = 100 µg/L). Le fer atteint sa concentration maximale après 18 et 36 jours de lixiviation avec 1114 µg/L pour les pneus bruts et 1563 µg/L pour les pneus propres. Ces valeurs maximales dépassent les limites fixées par le décret n°2001-1220.
- Les concentrations en **zinc** relarguées augmentent avec la durée de lixiviation. Pour les pneus bruts, une concentration maximale de 1173 µg/L après 36 jours de lixiviation a été relevée ; pour les pneus propres, une concentration maximale de 1082 µg/L après 18 jours de lixiviation a été relevée. En moyenne, 21 mg de zinc/kg de pneus ont été relargués après 36 jours de lixiviation.
- Pour les pneus bruts, la concentration en **manganèse** augmente constamment jusqu'à atteindre un maximum de 1563 µg/L après 36 jours de lixiviation ; la limite fixée par le décret n°2001-1220 est dépassée à partir de 2 jours de lixiviation. Pour les pneus propres, la concentration augmente constamment jusqu'à atteindre un maximum de 102 µg/L après 36 jours de lixiviation ; la limite fixée par le décret n°2001-1220 est dépassée à partir de 18 jours de lixiviation.
- En conclusion, l'auteur affirme que la lixiviation des pneus a un impact négligeable sur la qualité de l'eau.

#### Commentaires :

- La concentration maximale en chrome relevée pour les pneus propres dépasse la limite fixée par l'arrêté du 25 janvier 2010.
- Les concentrations maximales en cuivre relevées pour les pneus propres et bruts dépassent la limite fixée par l'arrêté du 25 janvier 2010.
- Les concentrations en zinc dépassent la limite fixée par l'arrêté du 25 janvier 2010 dès 6 heures de lixiviation.
- Au vu de ces résultats, il apparaît que les pneus récents relarguent globalement plus de baryum, de magnésium (à pH acide), de calcium (à pH 3,5) et de plomb (à pH 3,5) que les pneus anciens. Par contre, les pneus anciens relarguent plus de soufre, de zinc, de sélénium (à pH 3,5), de fer (à pH 3,5) et de chrome (à pH 3,5) que les pneus récents.
- Il s'avère qu'un nettoyage préalable des pneus permet de limiter le relargage de nickel, de cuivre, de fer, de plomb et de manganèse, ou au moins permet de retarder le relargage de ces polluants. Ces éléments proviendraient donc de dépôts surfaciques notamment.



### 4.2.3 Influence des cycles de saturation-drainage

Les travaux d'Amoozegar et Robarge [AMO, 99] ont permis d'évaluer l'influence de cycles de saturation sur la concentration des substances extraites, à pH neutre, à pH 3,1 et à pH 12,1 notamment. Pour cela, 2,25 kg de broyats de pneus ont donc subi une succession de 3 cycles de saturation (3,1 L de solution) et de drainage, comprenant une période de saturation comprise entre 14 et 18 jours suivie d'une période de drainage comprise entre 8 et 14 jours.

Les principaux résultats de cette étude sont les suivants :

- *A pH neutre :*
  - La concentration en **baryum** est maximale à l'issue de la 2<sup>ème</sup> période de saturation avec 0,4 mg/L. A l'issue du 3<sup>ème</sup> cycle, le baryum n'est plus relargué.
  - La concentration en **calcium** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 9,0 mg/L.
  - La concentration en **fer** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 6,1 mg/L. Elle diminue brutalement à l'issue des deux cycles suivants.
  - La concentration en **magnésium** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 0,9 mg/L.
  - La concentration en **manganèse** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 1,0 mg/L.
  - La concentration en **potassium** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 15,9 mg/L. Elle diminue brutalement à l'issue des deux cycles suivants.
  - La concentration en **sodium** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 12,2 mg/L. Elle diminue brutalement à l'issue des deux cycles suivants.
  - La concentration en **soufre** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 8,9 mg/L.
  - La concentration en **thallium** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 0,1. Elle est stable à l'issue des deux cycles suivants.
  - La concentration en **zinc** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 2,1 mg/L.
  
- *A pH acide :*
  - La concentration en **baryum** est maximale à l'issue de la 2<sup>ème</sup> période de saturation avec 0,9 mg/L.
  - La concentration en **calcium** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 19,5 mg/L. Elle diminue brutalement à l'issue des deux cycles suivants.
  - La concentration en **fer** est maximale à l'issue de la 2<sup>ème</sup> période de saturation avec 3,3 mg/L.
  - La concentration en **magnésium** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 1,4 mg/L.
  - La concentration en **manganèse** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 2,8 mg/L.
  - La concentration en **potassium** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 14,5 mg/L. Elle diminue brutalement à l'issue des deux cycles suivants.
  - La concentration en **sodium** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 6,1 mg/L.
  - La concentration en **soufre** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 8,2 mg/L.
  - La concentration en **zinc** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 17,5 mg/L.
  
- *A pH basique :*
  - La concentration en **baryum** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 0,3 mg/L.
  - La concentration en **calcium** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 1,8 mg/L.

- La concentration en **fer** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 10,1 mg/L.
- La concentration en **manganèse** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 0,3 mg/L.
- La concentration en **phosphore** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 4,2 mg/L.
- La concentration en **potassium** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 52,3 mg/L.
- La concentration en **sodium** est maximale à l'issue de la 3<sup>ème</sup> période de saturation avec 1377 mg/L. La concentration est stable à l'issue des deux cycles suivants.
- La concentration en **soufre** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 31,4 mg/L.
- La concentration en **zinc** est maximale à l'issue de la 1<sup>ère</sup> période de saturation avec 9,0 mg/L.

Commentaires :

- D'après ces résultats, il apparaît que l'essentiel des substances analysées a une concentration maximale à l'issue du premier cycle de saturation, à l'exception du baryum à pH acide et neutre, du fer à pH acide et du sodium à pH basique.
- L'influence de cycles de saturation-drainage sur la concentration massique des substances relarguées pourrait être établie en comparant les résultats d'une saturation permanente à ceux de cycles successifs dont les durées d'immersion cumulées seraient équivalentes à la durée de saturation permanente. Cette comparaison ne peut être réalisée à partir des résultats de cette étude.

De même, la Société Aliapur [CLA, 09] a mis au point un dispositif expérimental visant à évaluer la qualité physico-chimique des eaux issues des bassins de rétention en PUNR. Trois lots de 500 kg de broyats de pneus ont subi des cycles de saturation-drainage pendant 7 mois. 4 à 5 prélèvements d'eau/mois ont été réalisés au moment de la vidange des caissons. De l'eau du robinet a été utilisée. Aucun détail n'est donné sur les conditions de conservation des échantillons.

Les conclusions de cette étude sont les suivantes :

- Sur 122 substances analysées, 73,8% ont des concentrations inférieures aux seuils de détection analytique. Les seuils de détection des appareils ne sont pas précisés par les auteurs.
- Le relargage est maximum durant le premier mois d'expérimentation, puis les concentrations baissent jusqu'à atteindre des valeurs faibles ou nulles. Les auteurs ne précisent pas quelles sont les substances qui suivent cette cinétique de relargage.
- Les concentrations mesurées sont inférieures aux valeurs limites fixées par le décret n°2001-1220 pour quasiment toutes les substances détectées. Les auteurs ne précisent pas quelles sont les substances qui dépassent ces seuils.

Les auteurs considèrent que la répétition des cycles successifs de saturation-drainage permet de reproduire l'effet du cycle naturel (orage, remplissage du bassin, évacuation, sécheresse) sur le long terme.

Commentaires :

- Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau du robinet sont significativement différentes de celles des eaux de ruissellement et des eaux pluviales. La représentativité des résultats est donc discutable.
- Les auteurs considèrent que la multiplication des cycles de saturation-drainage permet d'extrapoler à l'usage à long terme. A notre connaissance, ce postulat ne s'appuie sur aucun argumentaire scientifique. Par ailleurs, il est probable que les couches inférieures des bassins de rétention puissent être immergées en permanence ; cet aspect n'est pas pris en considération par les auteurs.
- Les limites fixées par l'arrêté du 25 janvier 2010 ne sont pas prises comme valeurs seuils de références.

## 4.2.4 Conclusions

Les études portant sur la lixiviation des pneus en laboratoire ont permis de mettre en évidence l'influence des conditions expérimentales sur les concentrations en substances relarguées :

- L'influence du pH de l'eau a été largement étudié. Globalement, les tendances mises en évidence sont les suivantes :
  - Les éléments inorganiques et le benzène sont relargués en plus fortes concentrations à pH acide qu'à pH neutre et basique. La lixiviation des pneus à pH acide est donc particulièrement préoccupante, puisque qu'un grand nombre de substances est relargué à des concentrations très élevées (souvent au moins cent fois plus élevées que la limite admissible en France). Une grande partie de ces polluants est considérée dangereuse pour les eaux souterraines au sens de l'arrêté du 17 juillet 2009, parmi lesquelles le plomb, le zinc, l'arsenic, le chrome et le manganèse.  
Par conséquent, l'eau de pluie (pH 4,9 [COL, 99]) aura donc tendance à accélérer le relargage des éléments inorganiques et du benzène.
  - Les HAP et les HcT sont relargués en plus fortes concentrations à pH basique qu'à pH neutre et acide. A pH neutre et basique, de nombreux éléments inorganiques sont également relargués, parmi lesquels le chrome, le cadmium, le nickel, le plomb et le zinc, considérés comme dangereux pour les eaux souterraines au sens de l'arrêté du 17 juillet 2009.
- De même, l'influence de la durée de saturation sur les cinétiques de relargage a été examinée. Il apparaît que les éléments inorganiques ont des cinétiques de relargage qui dépendent du pH. On peut distinguer deux catégories d'éléments suivant leurs cinétiques de relargage :
  - les éléments dont la concentration augmente rapidement (dans les premiers jours ou semaines) puis se stabilise ou diminue. C'est le cas du cadmium, du fer, du cuivre, de l'aluminium et du nickel à pH 4, du zinc, du cadmium, du cuivre, du plomb, du nickel, du fer et de l'aluminium à pH 7 et du zinc, du chrome, du cuivre, de l'argent et de l'aluminium à pH 8.
  - les éléments dont la concentration est maximale après un ou plusieurs mois de lixiviation. C'est le cas du baryum, du calcium, du magnésium, du plomb, de l'argent et du chrome à pH 4, du baryum, du magnésium, du calcium, du chrome à pH 7 et du fer, du calcium, du magnésium, du calcium et du nickel à pH 8.

Cet aspect devra être pris en considération dans l'élaboration d'une stratégie d'échantillonnage pour le suivi d'un ouvrage en place.
- Enfin, une étude visant à étudier l'influence de cycles de saturation-drainage a permis de mettre en évidence que l'essentiel des substances analysées a une concentration maximale à l'issue du premier cycle de saturation. A notre connaissance, aucune comparaison entre une lixiviation par immersion prolongée et une lixiviation avec cycles de saturation-drainage n'a été réalisée.
- Par ailleurs, les études ont révélé l'influence d'autres facteurs sur le nombre et la concentration des substances relarguées :
  - la propreté des pneumatiques : il a été montré qu'un nettoyage préalable des pneus permet de limiter le relargage de nickel, de cuivre, de fer, de plomb et de manganèse, ou au moins permet de ralentir le relargage de ces éléments.
  - l'âge des pneumatiques : il apparaît que les pneus récents relarguent globalement plus de baryum, de magnésium (à pH acide), de calcium (à pH 3,5) et de plomb (à pH 3,5) que les pneus anciens. Par contre, les pneus anciens relarguent globalement plus de soufre, de zinc, de sélénium (à pH 3,5), de fer (à pH 3,5) et de chrome (à pH 3,5) que les pneus récents.

Le Tableau 3 recense les substances relarguées dans les différentes conditions de lixiviation étudiées.

Tableau 3 : Récapitulatif des substances relarguées, d'après les résultats des différentes études.

	pH acide (3-5)	pH neutre (6,4-7,5)	pH basique (8-12,1)
Substances qui peuvent dépasser les valeurs seuils réglementaires en France	Substances inorganiques : Cu, Fe, Zn, Al, Mn, As, Ba, Cd, Cr, Pb, Ni, Se  Substances organiques : benzène	Substances inorganiques : Cu, Cr, Mn, Zn, Al, Fe, Ba, Pb, Cd, Ni, Se, Cl <sup>-</sup>  Substances organiques : benzène	Substances inorganiques : Fe, Pb, Mn, Na, Zn
Substances systématiquement en-dessous des valeurs seuils réglementaires en France	Substances inorganiques : SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Na <sup>+</sup> , Cl <sup>-</sup>	Substances inorganiques : SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Al, Na  Substances organiques : HAP	
Substances relarguées ne faisant l'objet d'aucune réglementation en France (pas de valeurs seuils)	Substances inorganiques : Ca, Mg, S, Sn, K, Co, P, Th, V, Ag	Substances inorganiques : Ca, Mg, S, Sn, K, Th  Substances organiques : benzène, diméthyl phtalate, bromodichlorométhane, bromoforme, chlorodibromométhane, chloroforme, méthyl éthyl cétone, 1,2-dichloropropane	Substances inorganiques : Ca, Mg, S, Co, K, S, P,  Substances organiques : bromoforme, 1,1-dichloroéthène, chloroforme, bromochlorométhane, 4-méthyl-2-pentanone, dibromochlorométhane, chlorobenzène, styrène
Substances relarguées mais dont les concentrations (exprimées en g/kg de pneus) n'ont pu être comparées aux valeurs seuils réglementaires			Substances inorganiques : Cd, Cr, Ni, Cu, Al, Ba, Ag,  Noir de carbone, substance « huileuse »

Notons que certaines études ont évalué les capacités épuratoires des pneus. Par exemple, Gunasekara *et al.* [GUN, 00] ont mis en évidence la propriété des pneus usés à absorber des polluants organiques, du naphthalène, du toluène, du mercure ainsi que d'autres polluants inorganiques des eaux usées. Les mécanismes d'absorption concernés n'ont cependant pas été identifiés. Lisi *et al.* [LIS, 04] ont mis en évidence l'absorption des nitrates par les pneus usagés. Les lixiviats étudiés ont révélé une diminution de 58,6% de la concentration en nitrates après filtration par une couche de pneus usagés.

Quelques remarques générales méritent d'être formulées concernant les études relevées :

- Les durées de lixiviation varient de quelques heures à 1 an maximum. Aucun vieillissement accéléré des pneus dans des conditions d'immersion prolongées n'a été entrepris. Par conséquent, aucune extrapolation des concentrations relarguées sur le long-terme n'est possible.
- Les solutions utilisées pour lixivier les pneus (eau du robinet, eau distillée, etc.) ne sont pas représentatives des conditions de lixiviation sur site (eau de pluie, eau de ruissellement de chaussées, etc.). La qualité moyenne des eaux de pluie et des eaux de ruissellement de chaussées est donnée à titre indicatif dans l'Annexe 2.
- Les cinétiques de dégradation des pneus n'ont pas été étudiées. Aucune tentative d'explication des cinétiques de relargage n'a été entreprise. Cette approche permettrait d'améliorer la compréhension des mécanismes mis en jeu dans les conditions d'application et d'identifier les produits de dégradation susceptibles d'être relargués sur le long terme.
- L'influence de cycles successifs de drainage-saturation sur les cinétiques de relargage (en comparaison à une immersion prolongée) n'a pas été déterminée. Cette question mérite d'être traitée dans la mesure où les broyats de PUNR d'un bassin de rétention/d'infiltration sont susceptibles de connaître ces deux modes de lixiviation suivant leur positionnement dans l'ouvrage.
- Toutes les substances susceptibles d'être relarguées par les pneus, dont certaines sont jugées « dangereuses » pour les eaux souterraines, ne sont pas systématiquement analysées.
- Les valeurs limites de concentration prises comme référence sont généralement moins exigeantes que les seuils fixés par la réglementation en vigueur en France.

- Les limites de détection analytiques sont parfois au-dessus des seuils fixés par la réglementation en vigueur en France.
- Les essais réalisés ne sont pas systématiquement rattachés à une norme. Les résultats des différentes études ne sont donc pas comparables entre eux.
- La différence de concentration entre les eaux entrantes et les eaux sortantes n'est pas systématiquement réalisée. Ainsi, on ne peut pas toujours attribuer la présence d'un polluant dans les lixiviats au relargage des pneus.

Ces essais en laboratoire permettent seulement d'avoir une idée des substances relarguées par les PUNR dans les bassins de rétention. En effet, les conditions réelles d'application (intensité des précipitations, temps de séjour des eaux dans l'ouvrage, caractéristiques des eaux pluviales, température, etc.) sont difficilement reproductibles en laboratoire. C'est pourquoi un recensement des études de suivi d'ouvrages en place a été réalisé.

## 4.3 Lixiviation des pneus sur site

Le suivi de la qualité des eaux issues de bassins de rétention à base de PUNR en fonctionnement ou de « bassins tests » a fait l'objet de nombreux retours d'expérience. Cette partie présente les résultats d'analyses des lixiviats prélevés sur site. Des études portant sur des couches et des tranchées drainantes, dont la fonction est similaire à celle des bassins de rétention, ainsi que sur d'autres structures constituées de PUNR (remblais, fonds de casier de décharge et réservoirs septiques) seront également présentées.

### 4.3.1 Bassins de rétention

L'entreprise SGS [SGS, 09] a effectué des prélèvements sur un bassin de rétention en broyats de pneus situé dans le département des Bouches du Rhône. Un écoulement artificiel d'eau de ville dans le bassin a été effectué afin reproduire des conditions de pluie. Deux prélèvements ont été réalisés en amont et en aval du bassin, à quatre mois d'intervalle.

Les résultats d'une première campagne de prélèvement<sup>8</sup> amènent les auteurs à conclure qu'il n'y a aucun impact significatif du bassin de rétention sur la qualité physico-chimique des eaux. Les valeurs limites réglementaires fixées par l'arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau sont respectées.

Commentaires :

- Les limites de détection analytiques sont systématiquement en-dessous des valeurs limites fixées par l'arrêté du 25 janvier 2010 et le décret n°2001-1220 pour l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le plomb, le zinc, le baryum, l'antimoine et le sélénium.
- Certains éléments comme le fer et le manganèse n'ont pas été analysés.
- Les eaux de ville utilisées par SGS pour simuler un écoulement pluvial naturel présentent des concentrations en éléments supérieures aux limites admissibles. Elles sont donc déjà polluées avant leur circulation dans les pneus, ce qui rend les résultats difficilement exploitables.
- Par ailleurs, la nature physico-chimique des eaux de ville diffère de celle de eaux pluviales et des eaux de ruissellement. Les conditions de l'essai réalisé ici sont donc peu représentatives des conditions réelles d'application.

### 4.3.2 Couches et fossés drainants

Humphrey et Katz [HUM, 00] ont suivi un ouvrage constitué de 4 sections de couche drainante en PUNR sous une route. Ces couches drainantes sont composées d'une couche d'environ 60 cm de broyats de pneus recouverte d'une couche d'environ un mètre de granulats. La Figure 5 donne la coupe transversale de cette couche drainante. Trois bassins d'infiltration de 3 m<sup>2</sup> localisés sous la couche drainante ont également été construits, deux étant constitués de broyats de pneus et le troisième, dit de contrôle, de granulats. L'étude a été poursuivie sur 5 ans (de 1994 à 1999) et a totalisé 22 prélèvements effectués dans les bassins d'infiltration tous les 4 mois.

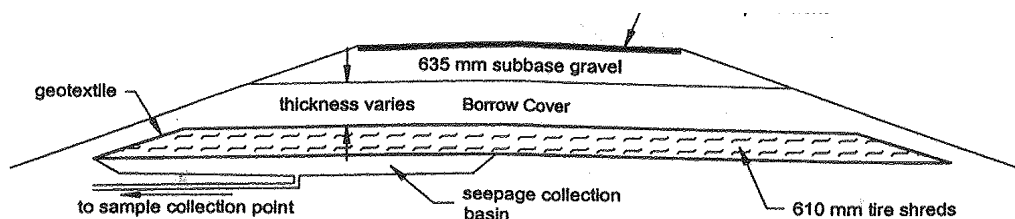


Figure 5 : Coupe transversale d'une section de couche drainante reliée à un bassin de rétention

<sup>8</sup> La date de mise en service de l'ouvrage n'est pas précisée. Par conséquent, on ne peut estimer combien de temps après la mise en service de l'ouvrage le prélèvement a été réalisé.

Les principaux résultats de cette étude sont les suivants :

- Le **pH** des eaux de collecte des bassins varie de 6 à 8.
- La **DBO<sup>5</sup>** (Demande Biologique en Oxygène, mesurée au bout de 5 jours) est très faible et varie entre 0,5 et 3,0 mg/L.
- La **DCO<sup>10</sup>** (Demande Chimique en Oxygène) est similaire dans les bassins constitués de pneus et de granulats.
- Aucun relargage de **chrome**, de **baryum**, de **plomb**, de **cuivre**, d'**aluminium**, de **zinc**, de **chlorures**, de **sulfates**, de **magnésium** et de **sodium** attribué aux PUNR n'a été mis en évidence. Les concentrations en **cadmium**, **cuivre**, **plomb** et **sélénium** sont généralement sous les limites de détection analytiques (0,0005 mg/L pour le cadmium, 0,009 mg/L pour le cuivre, 0,009 mg/L pour le plomb, 0,00017 mg/L pour le sélénium).
- Seuls le **fer** et le **manganèse** sont relargués par les PUNR. L'évolution des concentrations respectives est donnée en Figure 6. La concentration en fer augmente dès la mise en service pour un prélèvement filtré réalisé dans un des bassins d'infiltration. Pour ce même bassin, la concentration augmente de nouveau brutalement après plus d'un an de service, que le prélèvement soit filtré ou non. La concentration en manganèse augmente brutalement dans un des bassins après 2 ans et trois mois de mise en service.
- Plus de 5 ans après la mise en service, des traces de **1,1-dichloroéthane** et de **4-méthyl-2-pentane** (< 0,005 mg/L) attribuées au relargage des PUNR ont été détectée dans un des bassins.

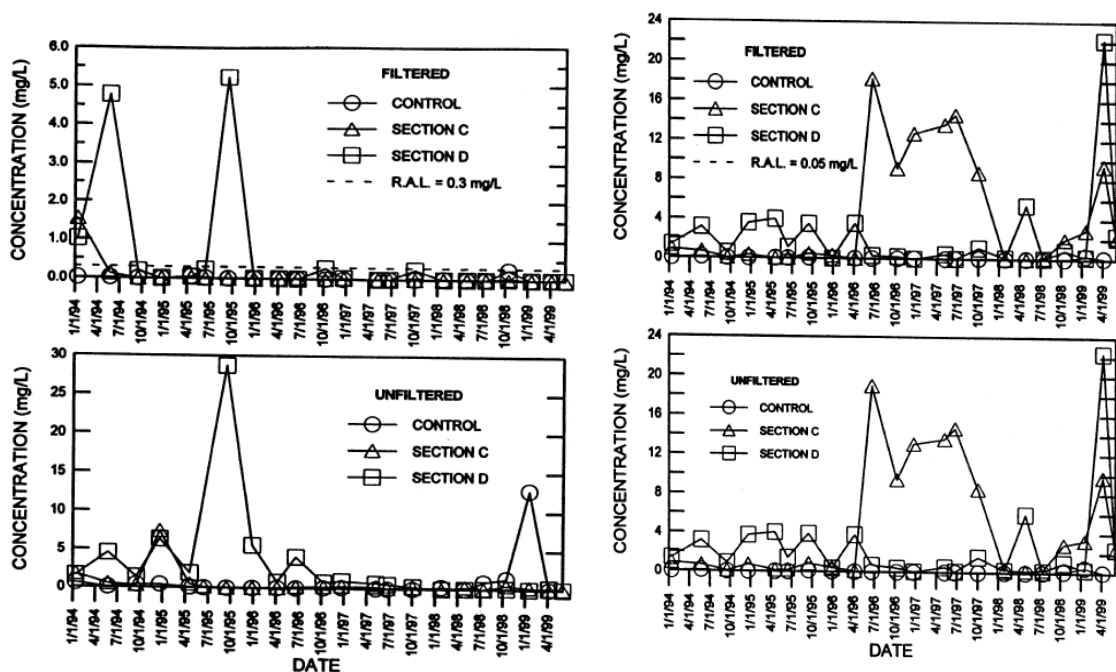


Figure 6 : Évolution des concentrations en fer (à gauche) et en manganèse (à droite) dans les prélèvements filtrés et non-filtrés

Commentaires :

- Les concentrations maximales en fer et en manganèse relevées dépassent les limites fixées par le décret n°2001-1220.
- La limite de détection analytique est au-dessus de la limite fixée par l'arrêté du 25 janvier 2010 pour le cuivre .

9 Quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les matières organiques (biodégradables) par voie biologique (oxydation des matières organiques biodégradables par des bactéries). Elle permet d'évaluer la fraction biodégradable de la charge polluante carbonée des eaux usées.

10 Consommation en dioxygène par les oxydants chimiques forts pour oxyder les substances organiques et minérales de l'eau. Elle permet d'évaluer la charge polluante des eaux usées.

Humphrey [HUM, 99] a rapporté les résultats d'une étude visant à évaluer les propriétés isolantes et drainantes d'une couche de pneus. La planche d'essai comportait 6 portions de couche drainante de 12,2 mètres de long associées à des tranchées drainantes, comme illustré en Figure 7. Trois portions ont été construites avec des broyats de pneus, deux portions avec un mélange de pneus et de granulats et la dernière, dite de contrôle, avec des granulats uniquement. L'auteur ne précise pas à quel moment les prélèvements ont été réalisés.

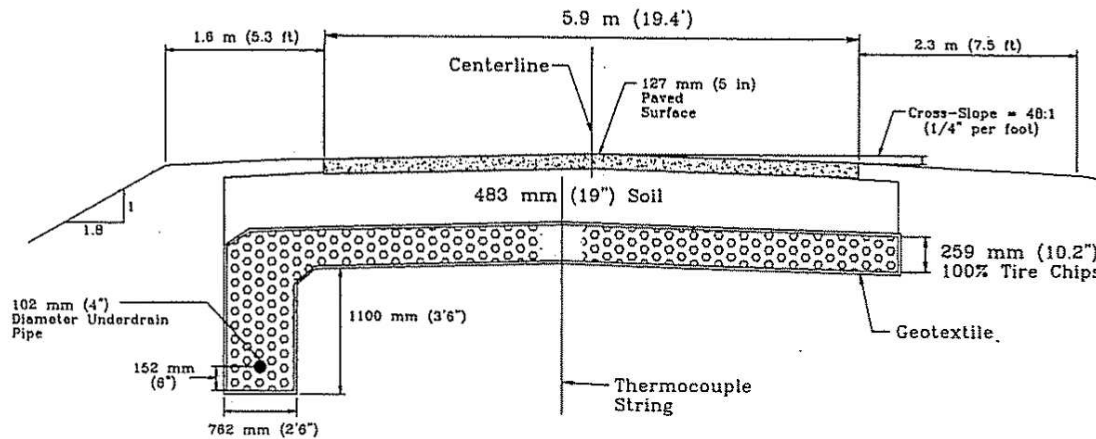


Figure 7 : Coupe transversale d'une section

D'après les résultats d'analyse, les substances dépassant les limites secondaires (USEPA) sont le **fer** (avec une concentration maximale de 22 300 µg/L) et le **manganèse** (avec 2 530 µg/L).

L'auteur conclut qu'aucune substance ne dépasse la limite admissible primaire. Il atteste donc que les pneus placés au-dessus de la nappe phréatique ont un impact négligeable sur la qualité des eaux.

Commentaires :

- Les concentrations en fer et en manganèse dépassent les limites fixées par le décret n°2001-1220. La concentration en zinc dépasse la limite fixée par l'arrêté du 25 janvier 2010.
- La limite de détection analytique est au-dessus de la limite fixée par l'arrêté du 25 janvier 2010 pour le cuivre et le chrome.

Humphrey et Katz [HUM, 01] ont également conduit une expérimentation sur site de trois tranchées drainantes contenant chacune 1,4 tonne de PUNR, situées sous le niveau de la nappe phréatique. Pour chacun des sites, des prélèvements d'eau ont été réalisés une à trois fois par an en amont (fond géochimique), dans la tranchée drainante et de 0,6 à 3 m en aval, sur une période de 4 ans (de 1993 à 1997). A noter que les tranchées drainantes ont été creusées perpendiculairement au sens d'écoulement de la nappe.

Les principaux résultats obtenus sont les suivants :

- Les concentrations en **arsenic**, **cadmium** et **plomb** sont sous les limites de détection analytiques (respectivement 15, 5 et 15 µg/L).
- Les tranchées drainantes en PUNR ne relargueraient pas de **cuivre**. En effet, les concentrations mesurées dans les tranchées sont inférieures au fond géochimique.
- Les concentrations en **baryum** dans les tranchées varient de 7 à 57 µg/L, alors que les concentrations mesurées en amont varient de 6 à 33 µg/L. A 0,6 m en aval, les concentrations varient de 5 à 39 µg/L. Les auteurs concluent donc que les tranchées drainantes relarguent du baryum, mais celui-ci ne migre pas en aval des tranchées. De plus, les niveaux de concentration mesurés sont sous la limite primaire (USEPA).
- Les concentrations en **argent**, **aluminium** et **sodium** dans les tranchées sont en général similaires au fond géochimique.
- Le **fer** atteint une concentration maximale de 86 900 µg/L dans les tranchées alors que le fond géochimique varie de 22 à 3160 µg/L ; la concentration en fer atteint 3660 µg/L à 0,6 m en aval.
- Les concentrations en **manganèse** dans les tranchées varient de 376 à 3340 µg/L, alors que le fond géochimique varie de 27 à 666 µg/L. Le manganèse atteint une concentration maximale de 13 500 µg/L à 0,6 mètre en aval ; cette concentration diminue dans le temps.



- La concentration en **zinc** dans les tranchées atteint 123 µg/L, alors que le fond géochimique atteint 9 µg/L ; cette concentration diminue dans le temps. Les concentrations mesurées en aval de la tranchée sont similaires au fond géochimique. Le zinc ne migrerait donc pas en aval.
- Les composés organiques détectés dans les tranchées drainantes sont les suivants :
  - Le **cis-1,2-dichloroéthène** avec une concentration maximale de 85,5 µg/L ; une concentration maximale de 9,8 µg/L, ne dépassant pas la limite réglementaire (USEPA), a été mesurée en aval.
  - Le **benzène** avec une concentration maximale de 21 µg/L ; on retrouve des concentrations < 5 µg/L en aval.
  - Le **1,1-dichloroéthane** avec une concentration maximale de 19 µg/L, les concentrations relevées en aval sont sous la limite de détection analytique.
  - Le **4-méthyl-2-pentanone** (MIBK) avec une concentration maximale de 140 µg/L ; une concentration maximale de 31 µg/L à 0,6 m en aval a été mesurée.
  - L'**acétone** avec une concentration maximale de 54 µg/L ; une concentration maximale de 10 µg/L a été mesurée à 3 m en aval.
  - Le **1,1,1-trichloroéthane**, le **1,1-dichloroéthène**, les **xylènes**, le **toluène**, le **trichloroéthène**, le **2-butanone** et le **chloroéthane** à l'état de trace (< 10 µg/L en général) ; les concentrations mesurées en amont et en aval sont sous les limites de détection analytiques.
  - L'**aniline** avec des concentrations variant de 20 à 200 µg/L ; les concentrations mesurées en amont et en aval sont sous la limite de détection analytique.
  - Le **phénol** avec des concentrations variant de 16 à 55 µg/L ; les concentrations mesurées en amont et en aval sont sous la limite de détection analytique.
  - Le **m&p cresol** avec des concentrations variant de 13 à 86 µg/L ; les concentrations mesurées en amont et en aval sont sous la limite de détection analytique.
  - L'**acide benzoïque** avec des concentrations variant de <10 à 86 µg/L ; ce composé n'a été détecté qu'une seule fois en aval.
  - Le **N-nitrosodiphenylamine** avec des concentrations variant de <10 à 11,2 µg/L ; ce composé n'a été détecté qu'une seule fois en aval.
  - **Benzothiazole, 2(3H)-benzothiazolone, 3-méthylbenzenamine, di-n-butyl-phtalate, cyclohexanol, 2,6-bis-(1,1-diméthyléthyl)-2, 5-cyclohexadiène-1,4-dione, 1H-isoindole-1,3(2H)-dione, 4-(2-benzothiazolythio)-morpholine, N-(1,1-diméthyléthyl)-formamide, acide butanoïque, isothiocyanato cyclohexane, benzothiazole, et 2(3H)-benzothiazolone et diéthyltoluamide** ont également été détectés. D'après les auteurs, ces composés semi-volatils sont susceptibles d'être relargués ponctuellement à de faibles concentrations dans la nappe.

#### Commentaires :

- Les limites de détection analytiques sont au-dessus des limites réglementaires en vigueur en France pour l'arsenic, le cadmium et le plomb.
- Les concentrations maximales en fer, manganèse et zinc dépassent les limites réglementaires en vigueur en France.

Brown et Turner [BRO, 03] ont rapporté les résultats d'un suivi de la qualité de l'eau issue d'une couche de chaussée drainante à base de PUNR (Figure 8). Chacune des trois sections de couches drainantes est composée de deux couches de broyats de pneus superposées, avec une géogrille et un puits d'évacuation situé entre les deux couches. Un seul prélèvement a été effectué à l'exutoire un an après la construction de l'ouvrage.



Figure 8 : Mise en place des broyats de pneus (humidification avant compactage)

Les principaux résultats de cette étude sont les suivants :

- L'**aluminium** dépasse la limite admissible secondaire (USEPA) avec 7 100 µg/L.
- Le **fer** dépasse la limite secondaire avec 33 000 µg/L.
- Le **manganèse** dépasse la limite secondaire avec 2 400 µg/L.
- Les **sulfates** dépassent la limite secondaire avec 790 mg/L.

Commentaire :

- Les concentrations maximales en sulfates, aluminium, baryum, cadmium, chrome, cuivre, fer, manganèse, sélénium et zinc dépassent les valeurs limites réglementaires en vigueur en France.
- Ces résultats sont difficilement exploitables du fait que l'eau entrante n'a pas été analysée. On ne peut donc pas attribuer la présence de ces substances dans l'eau au relargage des pneus uniquement.

### 4.3.3 Remblais

Edil *et al.* [EDI, 92] ont réalisé un suivi de la qualité de l'eau après infiltration dans un remblai expérimental constitué de couches de broyats de pneus d'origines différentes. Les eaux infiltrées ont été collectées grâce à deux lysimètres implantés à la base de l'ouvrage. Les prélèvements réalisés proviennent de l'infiltration d'eau dans l'ouvrage 3 à 5 mois environ après sa construction.

Les principaux résultats de cette étude sont les suivants :

- Le **pH** de l'eau infiltrée varie de 7,5 à 7,7.
- La **conductivité** est de 3880 µΩ/cm.
- La **DBO** varie de 14 à 41 mg/L.
- La **DCO** varie de 110 à 280 mg/L.
- La concentration en **calcium** est de 190 mg/L.
- La concentration en **magnésium** est de 190 mg/L.
- La concentration en **sodium** est de 330 mg/L.
- La concentration en **manganèse** est de 170 µg/L.
- La concentration en **zinc** est de 170 µg/L.
- La concentration en **fer** est de 0,05 mg/L.
- La concentration en **plomb** est inférieure à la limite de détection analytique (3 µg/L).

- Les **chlorures** présentent une concentration maximale de 770 mg/L.
- Les **sulfates** présentent une concentration maximale de 130 mg/L.
- Le **baryum** présente une concentration maximale de 240 µg/L.

Commentaire : Ces résultats sont difficilement exploitables du fait que l'eau n'a pas été analysée avant infiltration. On ne peut donc pas attribuer la présence de ces substances dans l'eau au relargage des pneus uniquement.

Hoppe et Mullen [HOP, 98] ont réalisé un suivi de la qualité de l'eau issue d'un remblai expérimental constitué d'un mélange broyés de pneus et de sol (Figure 9), pendant trois ans. Pour cela, deux puits ont été implantés en amont et en aval hydraulique du remblai (Figure 10). L'ouvrage a été suivi pendant quatre ans avec quatre prélèvements d'eaux la première année, deux la seconde année et un la troisième et la quatrième année.

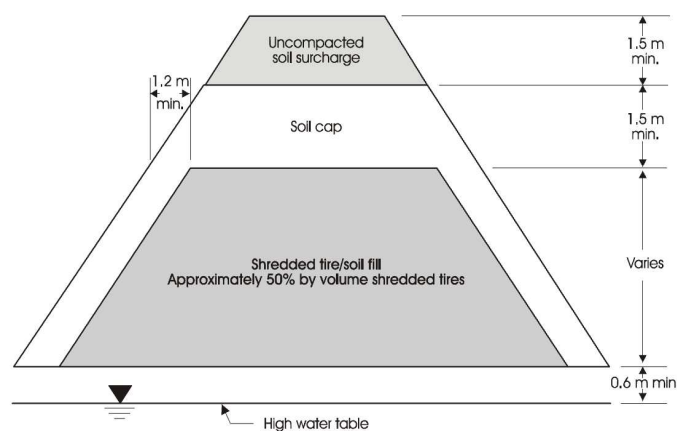


Figure 9 : Coupe transversale du remblai

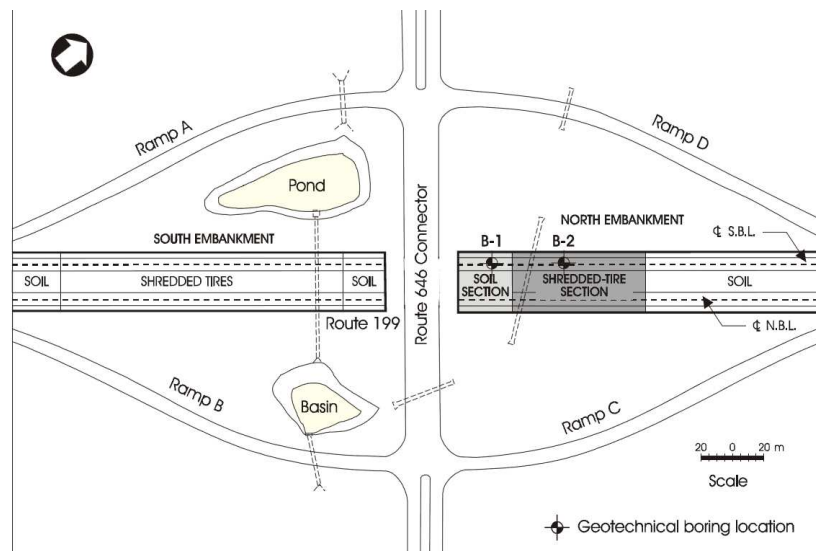


Figure 10 : Carte d'implantation de l'ouvrage en remblai

Les principaux résultats de cette étude sont les suivants :

- L'analyse statistique réalisée ne révèle aucune différence significative entre les concentrations relevées en amont et en aval du remblai pour le **calcium**, le **magnésium**, le **sodium**, le **fer** et les **chlorures**. Ces substances ne seraient donc pas relarguées.
- De même, le **pH**, la **conductivité** et la concentration totale en **ions halogénures** et en **carbone organique** ne sont statistiquement pas influencés par la présence du remblai.

## Commentaires :

- L'implantation des puits de prélèvement est discutable à plusieurs titres : (a) les puits sont situés à plus de 160 m en amont et en aval du remblai, ce qui favorise la dilution des substances retrouvées potentiellement en aval, (b) le sens d'écoulement de la nappe n'est pas indiqué sur la carte d'implantation et (c) la section du remblai constituée de pneus n'est pas rigoureusement dans l'axe de l'écoulement de la nappe. L'ensemble de ces considérations rend les résultats difficilement exploitables.
- Seuls les éléments suivants ont été analysés : calcium, magnésium, sodium, fer, chlorures, plomb et zinc. On peut déplorer que d'autres éléments, susceptibles d'être relargués par les pneus, n'aient pas été analysés.

Khan et Shalaby [KHA, 01] ont suivi un ouvrage composé d'une couche de pneu (1,5 mètre d'épaisseur sur une longueur de 300 mètres) destiné à supporter un chemin d'accès à une exploitation minière. Cet ouvrage est présenté en Figure 11. Les auteurs ne donnent aucune indication sur la méthode de prélèvement d'eau (combien de temps après la construction de l'ouvrage, distance des puits à l'ouvrage, lieu des prélèvements, etc.). De même, ils ne précisent pas si une différence amont-aval est réalisée pour conclure à un éventuel relargage de substances par l'ouvrage.

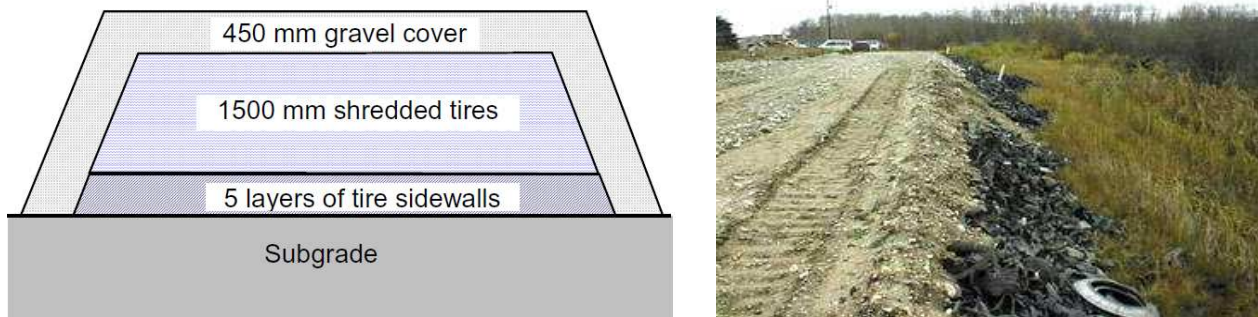


Figure 11 : A gauche, coupe schématique du site ; à droite, photographie du site en cours de travaux

Les principaux résultats de cette étude sont les suivants :

- L'**aluminium** atteint une concentration de 1,53 mg/L.
- Le **baryum** atteint une concentration de 78 µg/L.
- Le **calcium** atteint une concentration de 120 mg/L.
- Le **chrome** atteint une concentration de 2,4 µg/L.
- Le **fer** atteint une concentration de 5,75 mg/L.
- Le **magnésium** atteint une concentration de 54,7 mg/L.
- Le **manganèse** atteint une concentration de 0,714 mg/L.
- Le **sodium** atteint une concentration de 11,5 mg/L.
- Le **zinc** atteint une concentration de 86,8 µg/L.
- Les composés organiques analysés (**benzène, toluène, éthyl benzène, xylènes**) sont sous la limite de détection analytique (0,001 mg/L).

Commentaire : Les concentrations en aluminium, en fer, en manganèse et en zinc dépassent les limites réglementaires en vigueur en France.

La société Twin City Testing [TCT, 90] a réalisé un suivi de la qualité de l'eau infiltrée au travers de deux routes constituées de broyats de pneus. Ces routes ont été construites en 1986 et dans les années 70 dans une zone humide. Les prélèvements d'eaux souterraines ont été réalisés sous les fondations de la route et en amont hydraulique de la chaussée.

D'après les auteurs, le **baryum**, le **cadmium**, le **chrome**, le **plomb** et les **HAP** dépassent les limites réglementaires (USEPA).

### 4.3.4 Systèmes d'infiltration des eaux usées

Kaup-Fett *et al.* [KAU, XX] ont évalué l'impact de systèmes septiques constitués de tranchées remplies de broyats de pneus sur la qualité des eaux infiltrées. Pour cela, quatre systèmes-tests ont été construits : deux sont constitués de tranchées d'infiltration remplies de granulats et deux sont constitués de tranchées d'infiltration remplies de broyats de pneus. Des prélèvements d'eaux souterraines *via* des piézomètres ont été réalisés à 15 cm en aval des tranchées d'infiltration. Les auteurs ne précisent pas au bout de combien de temps après l'installation du système les prélèvements ont été réalisés.

Les principaux résultats de cette étude sont les suivants :

- Le **pH** reste neutre quel que soit le type de tranchée.
- Le **fer** atteint une concentration de 2292 µg/L pour les tranchées remplies de pneus contre 13,7 µg/L pour les tranchées remplies de granulats.
- Le **manganèse** atteint une concentration de 1457 µg/L pour les tranchées remplies de pneus contre 0,375 µg/L pour les tranchées remplies de granulats.
- Le **cadmium** atteint une concentration de 2,4 µg/L pour les tranchées remplies de pneus alors qu'il n'est pas détecté pour les tranchées remplies de granulats.
- Les **nitrate**s atteignent une concentration maximale de 22,7 mg/L pour les tranchées remplies de pneus contre 7,07 mg/L pour les tranchées remplies de granulats.
- Les **sulfate**s atteignent une concentration maximale de 84,4 µg/L pour les tranchées remplies de pneus contre 20,4 µg/L pour les tranchées remplies de granulats.
- Les **phosphate**s atteignent une concentration maximale de 5,8 µg/L pour les tranchées remplies de pneus contre 2,1 µg/L pour les tranchées remplies de granulats.
- Le **zinc** atteint une concentration maximale de 2880 µg/L pour les tranchées remplies de pneus contre 0,156 µg/L pour les tranchées remplies de granulats.
- Les substances organiques détectées pour les tranchées remplies de pneus sont les suivantes : le **benzène** avec une concentration de 295 µg/L, le **1,2,4-triéthylbenzène** avec 84,9 µg/L, le **1,3,5-triéthylbenzène** avec 21,3 µg/L, l'**éthylbenzène** avec 110 µg/L, le **n-propylbenzène** avec 10,7 µg/L, le **naphthalène** avec 30,6 µg/L, le **toluène** avec 622 µg/L, les **xylènes** avec 579 µg/L. Aucun composé organique n'a été détecté pour les tranchées remplies de granulats.

Commentaire : On peut déplorer le manque d'informations quant à la méthode de prélèvement, et l'absence d'analyse sur les eaux entrantes.

### 4.3.5 Conclusions

Les études sur site confirment la propension de certains polluants à être relargués lors de la lixiviation des pneus.

Le Tableau 4 recense les substances relarguées dans différentes applications, d'après l'ensemble des études relevées.

Tableau 4 : Récapitulatif des substances relarguées, d'après les résultats des différentes études relevées

	Bassins de rétention	Couches et fossés drainants	Remblais	Systèmes d'infiltration des eaux usées
Substances qui peuvent dépasser les valeurs seuils réglementaires en France		Substances inorganiques : Fe, Mn, Zn, Al, $SO_4^{2-}$  Substances organiques : chloroalcanes (C10-C13)	Substances inorganiques : Ba, Cd, Cr, Pb, Fe, Al, Zn, Mn, $Na^+$ , $Cl^-$  Substances organiques : HAP	Substances inorganiques : Fe, Mn, Cd, Zn  Substances organiques : benzène
Substances systématiquement en-dessous des valeurs seuils réglementaires en France		Substances inorganiques : baryum  Substances organiques : Trichloroéthène		Substances inorganiques : $SO_4^{2-}$ , $NO_3^-$
Substances relarguées ne faisant l'objet d'aucune réglementation en France		Substances inorganiques : Ca, Mg  Substances organiques : cf. [HUM, 01]	Substances inorganiques : Ca, Mg	Substances inorganiques : $PO_4^{3-}$  Substances organiques : cf. [KAU, XX]

L'exploitabilité des résultats des différentes études rapportées ici est discutable à plusieurs titres :

- Les substances susceptibles d'être relarguées par les pneus ne sont pas toujours analysées en intégralité.
- Les limites de détection analytiques utilisées dépassent fréquemment les limites fixées par le cadre réglementaire français.
- La stratégie d'implantation des piézomètre ne permet pas toujours d'identifier les substances relarguées (piézomètres trop loin de l'ouvrage, etc.).
- Un manque d'informations récurrent sur la procédure de prélèvement a été constaté.
- Les eaux entrantes sont rarement analysées. De ce fait, il est impossible d'attribuer la présence de substances dans les eaux souterraines au relargage des pneus uniquement.
- Les conditions d'essais ne sont pas toujours représentatives des conditions réelles d'utilisation (emploi d'eau de ville de qualité physico-chimique significativement différente des eaux de ruissellement pour identifier les substances relarguées de bassins de rétention, etc.).

## 5 Écotoxicologie

L'écotoxicologie est une discipline visant à étudier le comportement ainsi que les effets d'agents dits « polluants » sur les écosystèmes. Ces composés peuvent être d'origine artificielle ou naturelle mais dont l'Homme a modifié la répartition (modifications de localisation géographique, modifications de concentrations, modifications de quantités, etc). Le but de cette pratique est de prévoir les effets et les risques liés à l'introduction de tels agents, dans le milieu naturel, sur les être vivants et les ressources vitales.

Cette partie recense les résultats d'études en lien avec l'écotoxicologie et l'écocompatibilité des PUNR comme composants structurels de bassins de rétention.

### 5.1 Cadre réglementaire

**La Directive Cadre sur l'Eau** du 23 octobre 2000 (directive 2000/60) fixe pour objectif d'atteindre le bon état des eaux souterraines (bon état chimique et quantitatif), superficielles (bon état chimique et écologique) et côtières en Europe en 2015.

**L'arrêté du 25 janvier 2010** relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface définit les méthodes et critères servant à caractériser les différentes classes d'état écologique, d'état chimique et de potentiel écologique des eaux de surface. Les annexes du texte recensent les indicateurs biologiques, hydromorphologiques et physico-chimiques à prendre en compte pour évaluer l'état des différentes eaux de surface.

### 5.2 Impacts sur les végétaux et les organismes aquatiques

La société SGS a réalisé une étude écotoxicologique sur un bassin de rétention comportant des PUNR broyés [SGS, 09]. Les eaux prélevées dans un bassin de rétention au cours d'un écoulement dynamique artificiel ont été soumises aux tests écotoxicologiques suivants :

- Inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* en 24h<sup>11</sup> (NF EN ISO 6341),
- Inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce *Pseudokirchneriella subcapitata* en 72h<sup>12</sup> (NF EN ISO 8692),
- Test d'évitement sur les vers de terre *Eisenia fetida* en 48h<sup>13</sup> (ISO 17 512-1),
- Inhibition de la germination de semences sur *Hordeum vulgare* en 7 jours<sup>14</sup> (NF X 31-201).

D'après les auteurs, les résultats démontrent que ces bassins ne sont pas nocifs pour l'environnement.

De même, la société Aliapur [CLA, 09] a mis au point un dispositif expérimental permettant d'évaluer le potentiel écotoxicologique des eaux issues des bassins de rétention en PUNR. Trois lots de 500 kg de broyats de pneus ont subi des cycles de saturation-drainage, pendant 7 mois. 4 à 5 prélèvements d'eau/mois ont été réalisés au moment de la vidange des caissons. De l'eau du robinet a été utilisée. Aucun détail n'est donné sur les conditions de conservation des échantillons, ni sur quels prélèvements ces tests ont été réalisés.

Les tests suivants ont été réalisés :

- Toxicité aiguë vis-à-vis de la daphnie,
- Toxicité chronique vis-à-vis de l'algue verte unicellulaire,
- Impact des arrosages sur les organismes terrestres,
- Inhibition de la germination de semences végétales en 7 jours,
- Impact des arrosages sur gazon pendant douze semaines.

11 Détermination de la concentration de l'échantillon qui, en 24 heures, immobilise 50% des daphnies mises en expérimentation

12 Détermination de la concentration de l'échantillon qui, en 72 heures, provoque une diminution de 10% ou de 50% du taux de croissance des cultures d'algues mises en présence avec la substance d'essai par rapport à un témoin.

13 Détermination de la concentration de l'échantillon qui, en 48 heures, provoque un évitement de 50% de la population de vers.

14 Détermination de l'inhibition de la germination de semences de végétaux supérieurs par l'échantillon.

Les auteurs rapportent qu'à l'issue de cette expérimentation, aucune écotoxicité n'a été observée, ni sur les organismes animaux, ni sur les organismes végétaux.

Commentaires :

- Le document ne précise pas à quelle référence normative ces tests sont rattachés. Un autre document [CLA, 08] réfère aux normes NF EN ISO 6341 (daphnies), NF EN ISO 17512-1 (vers de terre), NF T90-375 (algue d'eau douce) et NF X31-201 (semences d'orge).
- La qualité physico-chimique de l'eau du robinet est différente de celle des eaux de ruissellement et des eaux pluviales. La représentativité des résultats est donc discutable.
- Les auteurs considèrent que la multiplication des cycles de saturation-drainage permet d'extrapoler à l'usage à long terme. A notre connaissance, ce postulat ne s'appuie sur aucun argumentaire scientifique. Par ailleurs, il est probable que les couches inférieures des bassins de rétention puissent être immergées en permanence ; cet aspect n'est pas pris en considération par les auteurs.

Wik et Dave [WIK, 08] ont réalisé une critique bibliographique sur la toxicité des lixiviats de pneus notamment. Les études rapportées révèlent que les pneus forment des lixiviats toxiques, souvent sublétaux à des concentrations élevées, toutefois rarement atteintes dans la réalité. Cependant, les auteurs affirment que les pneus relarguent des substances ayant des effets tératogéniques<sup>15</sup>, mutagéniques<sup>16</sup> et estrogéniques<sup>17</sup>. Toujours d'après les auteurs, les antidégradants de types **phénylènediamine**, des accélérateurs **benzothiazoliques** et des **huiles de process** sont des sources de toxicité pour la *Daphnia magna*. De nombreuses études, dont certaines publiées par les auteurs eux-mêmes, indiquent que la toxicité des lixiviats de pneus est probablement due aux **composés organiques** et au **zinc**. Des tests sur des plantes telles que *Petunia* ont montré des inhibitions de la croissance lors d'une inclusion de 5% de broyats de pneus dans l'environnement de croissance. Les auteurs indiquent qu'une inclusion de 2% seulement aurait eu des effets similaires, pour des tailles de broyats supérieures à 2 mm. Les mêmes tests ont conduits à des résultats encore plus nocifs pour *Chrysanthemum*. Cette toxicité, toujours d'après les auteurs, est attribuée à la présence de zinc dans l'environnement de croissance.

Une étude réalisée par Camponelli *et al.* [CAM, 08] porte sur l'impact de broyats de pneus sur le développement de larves de *Rana sylvatica* (grenouille des bois). Les auteurs ont conduit des tests de développement de cette espèce dans différents milieux, en y insérant différents composés de **zinc** et des morceaux de pneus usés. Leurs conclusions sont que le développement des larves de cette espèce est d'autant plus long que la concentration en ces éléments est élevée. Bien qu'aucun effet léthal n'ait été démontré sur cette espèce, les auteurs ont retrouvé les composés de zinc ajoutés pour les tests dans les organismes des larves arrivées à maturité.

Gualtieri *et al.* [GUA, 05] ont étudié la toxicité des lixiviats des broyats de pneus. D'après les auteurs, le **zinc** est responsable de la toxicité la plus aiguë détectée dans les milieux aquatiques en lien avec des constructions contenant des pneus. Cependant, ils indiquent qu'il ne s'agit pas là de la seule source de toxicité et que d'autres **composés organiques** ont révélé être dangereux pour l'environnement. Les lixiviats obtenus en reproduisant la succession de couches d'un ouvrage contenant des pneus ont été testés sur des *Raphidocelis subcapitata*, *Daphnia magna* et sur des embryons de grenouilles *Xenopus laevis*. Les résultats indiquent une toxicité importante des eaux sur ces espèces. Les auteurs indiquent que la quantité de débris de pneus n'est pas proportionnelle à la toxicité engendrée : leurs essais révèlent que 50 g/L de particules de pneus sont plus nocifs que 100 g/L. Ils expliquent que c'est la surface totale exposée à l'eau qui tient un rôle important dans la contamination et non la quantité de débris de pneus. Dans leur conclusion, les auteurs rappellent que de nombreuses études ont mis en évidence la toxicité engendrée par les particules relarguées par les pneus dans les milieux aquatiques.

Norquay, dans une étude sur la gestion des pneus usés pour le Ministère de l'Environnement Néo-Zélandais [NOR, 04], rappelle les différents dangers des lixiviats de pneus usés pour l'environnement, notamment leur toxicité pour les milieux aquatiques.

## 5.3 Conclusions

En conclusion, aux vues des différentes études exploitées ici, il est indubitable que les bassins de stockage d'eau utilisant des pneus entiers ou broyés produisent des lixiviats nocifs pour l'environnement. En effet, les espèces couramment utilisées pour tester l'écotoxicologie des substances ont souvent révélé des résultats positifs. Le zinc, issu du procédé de vulcanisation des pneus, serait le principal responsable de cette toxicité.

<sup>15</sup> Qui a rapport à la tératogénie, à la production des monstruosités.

<sup>16</sup> Qui cause des mutations génétiques.

<sup>17</sup> Terme qualifiant les hormones qui provoquent la période de l'ovulation, favorable à la fécondation, chez la femme et les femelles des animaux.



## 6 Impacts sur la santé

Une étude, réalisée par Chien *et al.* [CHI, 03], s'est concentrée sur la première étape de la constitution de nombreux bassins de rétentions utilisant des PUNR : les usines de broyage des pneus usés. Leur étude s'est fondée sur deux usines situées dans le centre de Taïwan. Les principaux problèmes révélés par les auteurs proviennent du fait que la production de broyats de pneus génère des poussières, des gaz et du bruit, néfastes pour la santé humaine. Les résultats de l'étude indiquent, en effet, que quelques composants mutagènes pouvaient provoquer des cancers de la peau, des poumons, du larynx ou encore des leucémies, en s'appuyant sur d'autres études.

L'étude bibliographique réalisée par Evans [EVA, 97] fait part de problèmes sanitaires liés aux PUNR. L'auteur remet d'abord en cause la non-volatilité, affirmée par plusieurs auteurs, de composants contenus dans les lixiviats de pneus, pouvant causer des troubles neurologiques et des troubles du système nerveux. Un rappel est également présenté sur la toxicité du zinc pour les êtres vivants de toute sorte. Il signale aussi que certaines études n'ont révélé aucun trouble sanitaire significatif lié à l'utilisation de pneus usagés. Celui-ci termine par une discussion sur la nécessité de mieux surveiller les eaux, en analysant plus de substances jugées dangereuses, afin de prévenir les contaminations de l'environnement par des agents cancérigènes, mutagènes, etc.

Une autre étude, menée par Wik et Dave [WIK, 08], discute des problèmes sanitaires liés à différents types d'utilisation des PUNR. Les auteurs commencent par rappeler les débats entre différentes publications sur les problèmes allergènes et asthmogènes liés aux particules de pneus présentes dans l'air. Les auteurs expliquent ensuite que des tests conduits sur des rats et des cellules de poumons humains ont démontré des modifications morphologiques des cellules et de l'ADN, ainsi qu'un accroissement de la mortalité, causés par la toxicité de particules de pneus.

De la même manière, Horner [HOR, 96] énonce les problèmes sanitaires sur différentes espèces liés à la présence de zinc dans les pneus. Celui-ci rappelle aussi que des études sur la faune aquatique a montré l'importante mortalité d'espèces de poissons face aux lixiviats de pneus dans leur environnement.

## 7 Conclusion générale

**Cette analyse bibliographique a mis en évidence que l'impact des ouvrages de stockage d'eaux pluviales constitués de PUNR sur la qualité des eaux est indéniable.**

Des tests de lixiviation de broyats de pneus en laboratoire ont montré que de nombreuses substances, dont certaines sont jugées « prioritaires » au sens de la Directive 2008/105/CE ou « dangereuses pour les eaux souterraines » au sens de l'arrêté du 17 juillet 2009, sont détectées à des concentrations qui dépassent les seuils admissibles. Parmi les substances les plus « préoccupantes », on citera l'arsenic, le baryum, le cadmium, le chrome, le cuivre, le plomb, le nickel, le sélénium, le zinc, les HAP, le benzène, les chloroalcanes, etc.

Le statut même des pneus usagés, aujourd'hui considérés comme « déchet inerte » [ADEME, 08] peut être remis en cause. En effet, puisque les lixiviats de pneus sont riches en substances dangereuses, ceux-ci pourraient être qualifiés de « déchets dangereux » selon la directive relative aux déchets (Directive 2008/98/CE).

Les études en laboratoire ont mis en évidence l'importance des conditions de lixiviation (pH de l'eau, durée de saturation, cycles de saturation-drainage, etc.) et des propriétés des broyats de pneus (âge, propreté, provenance, etc.) sur la nature et les teneurs des substances relarguées. L'analyse des prélèvements d'eau en sortie de différents ouvrages en place (bassins de rétention, tranchées drainantes, remblais, systèmes d'assainissement des eaux usées) a confirmé qu'un certain nombre de substances pouvait être relargué dans le milieu. Même plusieurs années après leur installation, les broyats continuent de relarguer des substances toxiques.

Par ailleurs, des tests d'écotoxicologie ont démontré la toxicité des lixiviats de pneus vis-à-vis de différentes espèces. De même, les études sanitaires ont révélé que les poussières de pneus (issues de l'étape de broyage et remobilisées au cours de la mise en œuvre des bassins) ont des effets cancérigènes. D'autres études ont révélé la toxicité des eaux rejetées par ces bassins, pouvant provoquer des troubles aussi graves que ceux engendrés par les poussières.

Enfin, Humphrey [HUM, 96] a rapporté trois cas de remblais constitués de remblais de pneus ayant subi des réactions exothermiques conduisant à une augmentation brutale de la température et à un relargage d'hydrocarbures liquides. Ces réactions exothermiques ont été attribuées à l'oxydation des câbles d'acier combinée à une activité bactériologique qui accélère l'oxydation de l'acier. Des précautions particulières doivent être prises pour limiter les risques liés à ce phénomène.

**Par conséquent, en l'absence d'études complémentaires probantes, l'utilisation des PUNR dans les ouvrages de stockage d'eaux pluviales est à déconseiller fortement.**

Le cas échéant, la construction de tels ouvrages doit être strictement encadrée et respecter les consignes suivantes :

- Une étude de vulnérabilité vis-à-vis de la ressource en eau doit systématiquement être entreprise avant d'envisager tout projet de ce type.
- La taille des barbules doit être réduite au maximum afin de ralentir les cinétiques de relargage des métaux dans l'eau.
- Les broyats de pneus doivent être systématiquement lavés avec un traitement adapté.
- Un suivi de la qualité de l'eau en entrée et en sortie de ces ouvrages doit être réalisé tout au long de la vie de l'ouvrage.

## 8 Perspectives de recherche

Ce travail bibliographique a permis d'identifier les perspectives de recherche qui permettront de lever les principales interrogations quant à l'acceptabilité des ouvrages de stockage d'eaux pluviales constitués de PUNR.

Dans un premier temps, il conviendra de mettre en place un protocole de lixiviation accélérée de broyats de pneus en laboratoire, basé sur les normes et protocoles existants.

Ce protocole et les analyses devront respecter les conditions suivantes :

- Les solutions utilisées pour lixivier les pneus devront avoir des caractéristiques physico-chimiques proches de celles des eaux de pluie et des eaux de ruissellement de chaussées, afin de reproduire les conditions d'application réelles le plus fidèlement possible.
- Toutes les substances susceptibles d'être relarguées par les pneus devront systématiquement être analysées.
- Les limites de détection analytiques devront être systématiquement au-dessus des seuils fixés par la réglementation en vigueur en France.
- Les solutions initiales seront systématiquement analysées afin de quantifier les rejets attribuables à la lixiviation des pneus uniquement.

Ce vieillissement accéléré (probablement par élévation de la température de lixiviation [JLTC, 89]) permettra, par extrapolation, d'estimer les concentrations susceptibles d'être relarguées tout au long de la durée de vie de l'ouvrage. Une liste exhaustive des substance relarguées pourra également être dressée.

Un suivi des caractéristiques physico-chimiques, structurales et morphologique des broyats de pneus mené en parallèle permettra d'établir les cinétiques de dégradation. Cette approche permettra d'améliorer la compréhension des mécanismes mis en jeu dans les conditions d'application et d'identifier les produits de dégradation susceptibles d'être relargués sur le long terme.

Enfin, il apparaît indispensable d'étudier l'influence de cycles successifs de drainage-saturation sur les cinétiques de relargage (en comparaison à une immersion prolongée), dans la mesure où les broyats de pneus sont susceptibles de connaître ces deux modes de lixiviation suivant leur positionnement dans l'ouvrage.

## 9 Références bibliographiques

- [ADEME, 08] ADEME (2008) Synthèse Pneus – Collection Repères – Données 2008.
- [ADEME, 10] ADEME (2010) Observatoire de la Filière Pneumatiques Usagés : Rapport annuel de la mise en œuvre des dispositions réglementaires relatives aux pneumatiques usagés – situation en 2009.
- [AMO, 99] A. Amoozegar, W. P. Robarge (1999) Evaluation of Tire Chips as a Substitute for Gravel in the Trenches of Septic Systems. Final Report for the Division of Pollution Prevention and Environmental Assistance, Department of Environment and Natural Resources and Chatham County Board of Commissioners, 133 p.
- [BRO, 03] S. C. Brown, J. P. Turner (2003) Evaluation of tire chips for highway drainage applications, Wyoming Department of Transportation, Government document.
- [CAM, 09] K. M. Camponelli, R. E. Casey, J. W. Snodgrass, S. M. Lev, E. R. Landa (2008) Impacts of weathered tire debris on the development of *Rana Sylvatica* larvae ». *Chemosphere* 74, p. 717 – 722.
- [CHI, 03] Y-C. Chien, S. Ton, M-H. Lee, T. Chia, H-Y. Shu, Y-S. Wu (2003) Assessment of occupational health hazards in scrap tire shredding facilities. *The Science of the Total Environment* 309, p. 35 – 46.
- [CLA, 08] C. Clauzade, A. de Cazenove (2008) Les pneumatiques comme éléments de structure des bassins de rétention. Evaluation technique et environnementale d'un bassin expérimental. Plaquettes commerciale, société Aliapur.
- [CLA, 09] C. Clauzade (2009) Utilisation des broyats de pneus comme matériau drainant en bassins de rétention ou d'infiltration – Détermination d'un éventuel impact environnemental. Support de présentation au congrès Wascon, Lyon, 3-5 juin 2009.
- [DRO, 06] E. Drouer (2006) Évaluation du potentiel polluant de pneumatiques usagés. Rapport de stage de Master 1, Laboratoire des Ponts et Chaussées de Nantes.
- [EAL, 92] W. Ealding (1992) Final Report on Leachable Metals in Scrap Tires. Virginia Department of Transportation, 12p.
- [EDI, 92] T. B. Edil, P. J. Bosscher (1992) Development of engineering criteria for shredded waste tires in highway applications. Report 14-92, University of Wisconsin-Madison, Madison, Wisconsin.
- [EVA, 97] J. J. Evans (1997) Rubber Tire Leachates in the Aquatic Environment. Maryland Department of Natural resources, Cooperative Oxford Laboratory, USA. *Rev Environ Contam Toxicol* 151, p. 67 – 115.
- [GUA, 05] M. Gualtieri, M. Andrioletti, C. Vismara, M. Milani, M. Camatini (2004) Toxicity of tire debris leachates. University of Milano, Italy. *Environment International* 31, p. 723 – 730.
- [GUN, 00] A. S. Gunasekara, J. A. Donovan, B. Xing (1999) Ground discarded tires remove naphtalene, toluene, and mercury from water. *Chemosphere* 41, p. 1155 – 1160.
- [HOP, 98] E. J. Hoppe, W. G. Mullen (1998) Field Study of Shredded-Tire Embankment in Virginia. *Transportation Research Record* 1619, Transportation Research Board, Washington, D.C., p. 47 – 54.
- [HOR, 96] J. M. Horner (1996) Environmental Health Implications of Heavy Metal Pollution from Car Tires. Department of Environmental and Geographical Studies, Southlands College, Roehampton Institute London. *Reviews On Environmental Health*, Volume 11, No. 4, p. 175 – 178.
- [HUM, 96] D. N. Humphrey (1996) Investigation of exothermic reaction in tire shred fill located on SR 100 in Ilwaco, Washington. Rapport final rédigé pour la « Federal Highway Administration », Washington.
- [HUM, 99] D. N. Humphrey (1999) Water Quality Results for Whitter Farm Road Tire Shred Field Trial. Department of Civil and Environmental Engineering, University of Maine, Orono, Maine, 6 p.
- [HUM, 00] D. N. Humphrey, L. E. Katz (2000) Water quality effects of tire shreds placed above the water table: Five-year field study. *Transportation Research Record* 1714, p. 18 – 24.

- [HUM, 01] D. N. Humphrey, L. E. Katz (2001) Field Study of the Water Quality Effects of Tire Shreds Placed Below the Water Table. Proceedings of the International Conference on Beneficial Use of Recycled Materials in Transportation Applications, November 13, Arlington, VA, p. 699 – 708.
- [Hydrogom] Draingom, la solution pour bassin de rétention, stockage d'eau, drains. Plaquette commerciale, société Hydrogom.
- [Ineddy] <http://www.ineddy.ch/f/information/content.php>, société Ineddy
- [JLCT, 89] J&L Testing Company (1989) Laboratory Testing – Summary Report - Tire chip evaluation : permeability and leachability assessments.
- [KAU, XX] A. Kaup-Fett, R. Barry, L. Richmond (Année non précisée) Tire-derived chips as a replacement media for gravel aggregate in septic system leaching lines.
- [KHA, 01] R. Khan, A. Shalaby (2001) Recycling of Shredded Rubber Tires As Road Base in Manitoba : A Case Study. Proceedings of the Annual Conference of the Canadian Geotechnical Society, Calgary, AB.
- [LIS, 04] R. D. Lisi, J. K. Park, J. C. Stier (2004) Mitigating nutrient leaching with a sub-surface drainage layer of granulated tires. Waste Management 24, p. 831 – 839.
- [MAR, 05] K. Markewitz, F. Mairet, P. Naquin, J-F. Jaby, R. Moretto (2005) Utilisation des pneumatiques usagés entiers ou broyés, dans le contexte des centres de stockage de déchets et dans le domaine des bassins de rétention d'eaux pluviales. Rapport rédigé par l'EEDEMS et la société EOS pour le compte de l'ADEME et de la société Aliapur.
- [NOR, 04] K. Norquay (2004) End of Life Tyre Management : Storage Options. Final report for the Ministry for the Environment, MWH, p. 4 – 11.
- [SEN, 99] S. Sengupta, H. Miller (1999) Preliminary Investigation of Tire Shred for Use in Residential Subsurface Leaching Field Systems : A Field Scale Study. Technical Report #12, Chelsea Center for Recycling and Economic Development, University of Massachusetts, Lowell.,12 p.
- [SGS, 09] SGS Multilab (2009) Évaluation environnementale d'un bassin de rétention en Draingom : analyses physico-chimiques et étude toxicologique sur eaux pluviales. Étude réalisée par la société SGS pour la société Hydrogom.
- [TCT, 90] Twin City Testing corporation (1990) Environmental Study of the Use of Shredded Waste Tires for Roadway Sub-grade Support. Rapport rédigé pour la Minnesota Pollution Control Agency.
- [WIK, 08] A. Wik, G. Dave (2008) Occurrence and effects of tire wear particles in the environment – A critical review and an initial risk assessment. Department of Plant and Environment Sciences, University of Gothenburg, Sweden. Environmental Pollution 157 (2009), p. 1 – 11.

## 10 Annexes

### Annexe 1 : composition des pneumatiques [Ineddy]

Les pneumatiques sont majoritairement constitués de carbone (caoutchouc) et de fer (acier). D'autres éléments sont également présents en quantités réduites comme le zinc, le soufre, le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel et le plomb. Le tableau suivant présente les différents constituants des pneus usagés ainsi que la composition chimique des pneus :

Constituants des pneumatiques usagés	
Hydrocarbures polymérisés (caoutchouc synthétique et/ou naturel)	47%
Noir de carbone	21,5%
Acier	16,5%
Tissu	5,5%
Oxyde de zinc	1%
Soufre	1%
Autres	7,5%

Composition chimique des pneus	
Carbone	~70%
Fer	16%
Hydrogène	7%
Oxygène	4%
Oxyde de zinc	1%
Soufre	1%
Azote	0,5%
Acide stéarique	0,3%
Halogènes	0,1%
Liaisons cuprifères	200 mg/kg
Cadmium	10 mg/kg
Chrome	90 mg/kg
Nickel	80 mg/kg
Plomb	50 mg/kg

### Annexe 2 : qualité moyenne des eaux pluviales [COL, 99]<sup>18</sup>

Paramètres	Eau de pluie	Eau de ruissellement de chaussées
pH	4,9	6,4-7,5
CE (µS/cm)	32	108
MES (mg/L)	17,5	64-140
NO <sup>3-</sup> (mg N/L)	0,5-0,6	0,6-2,1
Cl <sup>-</sup> (mg/L)	0,9-1,6	6-125
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	3-4,8	16-62,2
Fe (µg/L)	160-223	4200-10400
Pb (µg/L)	5-76	128-311
Cd (µg/L)	0,6-3	1,9-6,4
Cu (µg/L)	1,5-12	62-108
Zn (µg/L)	5-80	220-603
HAP (ng/L)	86-145	240-3100

<sup>18</sup> Cité dans [DRO, 06]

### Annexe 3 : Seuils réglementaires liés à la qualité de l'eau

Substances	France				États-Unis		Canada		
	Directive 2008/105/CE établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau	Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthode et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface	Arrêté du 17 juillet 2009 relatif aux mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines	Décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine (Annexe 1 : Limites et références de qualité)  (1) <i>Limites de qualité des eaux destinées à la consommation humaine (paramètres chimiques)</i>  (2) <i>Références de qualité des eaux destinées à la consommation humaine (paramètres indicateurs de qualité témoins du fonctionnement des installations de production et de distribution d'eau)</i>  (3) <i>Limites de qualité des eaux douces superficielles utilisées ou destinées à être utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine</i>  (4) Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine	Arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation (Article 32)	National Drinking Water Regulations (USEPA)	Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada		
	NQE (normes de qualité environnementale) pour les 33 substances prioritaires  CMA : Concentrations maximales admissibles en µg/L  Eaux de surface intérieures et autres eaux de surface	NQE (normes de qualité environnementale)  CMA : Concentrations maximales admissibles en µg/L	X = Substance considérée comme dangereuse (aucun seuil n'est précisé)			Primary standards  Maximum Contaminant Level	Secondary standards  Maximum Contaminant Level	Concentrations maximales acceptables	Valeurs opérationnelles recommandées (considérations esthétiques)
<b>Éléments inorganiques/métaux</b>									
Aluminium				200 µg/L (2)	5 mg/L si le rejet dépasse 20 g/j		0,05 to 0,2 mg/L		0,1-0,2 mg/L
Antimoine			X	5,0 µg/L (1)		0,006 mg/L		0,006 mg/L	
Argent							0,10 mg/L		
Arsenic		4,2 µg/L	X	10 µg/L (1)		0,010 mg/L		0,010 mg/L	
Baryum			X	0,7 mg/L (1)		2 mg/L		1 mg/L	
Cadmium suivant les classes de dureté de l'eau*	≤0,45 µg/L (classe 1) 0,45 µg/L (classe 2) 0,6 µg/L (classe 3) 0,9 µg/L (classe 4) 1,5 µg/L (classe 5)		X	5,0 µg/L (1)	0,2 mg/L	0,005 mg/L		0,005 mg/L	
Chlorures				250 mg/L (2)			250 mg/L		≤ 250 mg/L
Chrome		3,4 µg/L	X	50 µg/L (1)	0,5 mg/L si le rejet dépasse 5 g/j	0,1 mg/L			
Cuivre		1,4 µg/L	X	2 mg/L (1) 1 mg/L (2)	0,5 mg/L si le rejet dépasse 5 g/j	1,3 mg/L			≤ 1,0 mg/L
Fer				200 µg/L (2)	5 mg/L si le rejet dépasse 20 g/j		0,3 mg/L		≤ 0,3 mg/L
Plomb	Sans objet		X	10 µg/L (1)	0,5 mg/L si le rejet dépasse 5 g/j	0,015 mg/L		0,010 mg/L	
Manganèse				50 µg/L (2)	1 mg/L si le rejet dépasse 10 g/j		0,05 mg/L		≤ 0,05 mg/L
Mercure	0,07 µg/L		X	1,0 µg/L (1)	0,05 mg/L	0,002 mg/L		0,001 mg/L	
Nickel	Sans objet		X	20 µg/L (1)	0,5 mg/L si le rejet dépasse 5 g/j				
Nitrates				50 mg/L (1)		10 mg/L		45 mg/L	
Sélénium			X	10 µg/L (1)				0,01 mg/L	
Sodium				200 mg/L (2)					≤ 200 mg/L
Sulfates				250 mg/L (2)			250 mg/L		≤ 500 mg/L
Thallium						0,002 mg/L			
Zinc (suivant la dureté de l'eau)		[CaCO <sub>3</sub> ] ≤ 24 mg/L : 3,1 µg/L [CaCO <sub>3</sub> ] > 24 mg/L : 7,8 µg/L	X		2 mg/L si le rejet dépasse 20 g/j		5 mg/L		≤ 5,0 mg/L

Composés organiques									
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	benzo(a)pyrène : 0,1 µg/L benzo(b)fluoranthène : sans objet benzo(k)fluoranthène : sans objet benzo(g,h,i)perylène : sans objet indeno(1,2,3-cd)pyrène : sans objet			0,1 µg/L (1)					
Hydrocarbures totaux (HcT)					10 mg/L si le rejet dépasse 100 g/j				
Benzène		50 µg/L	X	1 µg/L (1)		0,005 mg/L		0,005 mg/L	
Bromoforme			X						
Dibromochlorométhane			X						
Chloroforme			X		1 mg/L				
Chloroalcanes C10-13	1,4 µg/L		X						
1,2-dichloropropane						0,005 mg/L			
Trichloroéthylène		10 µg/L		10 µg/L (1)	0,5 mg/L 0,1 mg/L				
Indice phénols					0,3 mg/L si le rejet dépasse 3 g/j				
Composés organiques halogénés (en AOX ou EOX)					1 mg/L si le rejet dépasse 30 g/j				
Autres paramètres physico-chimiques									
pH				6,5-9 (4) 5,5-9 (3)			6,5-8,5		6,5-8,5
Conductivité				180-1000 µS/cm à 20°C (2)					
DBO5				< 7 mg/L O <sub>2</sub> (3)	100 mg/L (sur effluent non-décanté) si le flux journalier maximal autorisé ne dépasse pas 30 kg/j (ou 15 kg/j pour certaines eaux réceptrices)				
DCO				30 mg/L O <sub>2</sub> (3)	100 mg/L (sur effluent non-décanté) si le flux journalier maximal autorisé ne dépasse pas 100 kg/j (ou 15 kg/j pour certaines eaux)				

\* classe 1 : [CaCO<sub>3</sub>] < 40 mg/L ; classe 2 : 40 ≤ [CaCO<sub>3</sub>] < 50 mg/L ; classe 3 : 50 ≤ [CaCO<sub>3</sub>] < 100 mg/L ; classe 4 : 100 ≤ [CaCO<sub>3</sub>] < 200 mg/L ; classe 5 : [CaCO<sub>3</sub>] ≥ 200 mg/L