

Comparaison environnementale de couches de liaison de chaussées recyclées à différents taux par la méthode d'analyse de cycle de vie

Anne VENTURA
Chabane MAZRI
Pierre MONÉRON
Agnès JULLIEN

Laboratoire Central des Ponts et Chaussées

Yves GUIDOUX

Service d'études techniques des routes et autoroutes

Michel SCHEMID

Parc routier de Blois

Direction départementale de l'Équipement du Loir-et-Cher

RÉSUMÉ

Le recyclage impose certaines précautions concernant à la fois les aspects techniques, mais aussi environnementaux. La méthodologie de l'analyse du cycle de vie (ACV) a été appliquée à la construction d'une chaussée avec des granulats neufs et recyclés à différents taux, afin d'en évaluer les impacts sur l'environnement. Après une présentation des grands principes de la méthodologie d'ACV, cette étude suit la structure prescrite par la norme : objectifs et système étudié, résultats de l'inventaire de cycle de vie (ICV) et évaluation des impacts potentiels à l'aide d'indicateurs environnementaux. Cette dernière étape est précisément détaillée en explicitant le choix des catégories d'impacts, et le procédé d'affectation de chaque flux de l'inventaire dans chaque catégorie. Le calcul d'un indicateur est détaillé pour chaque catégorie et les résultats des calculs sont présentés et discutés. La conclusion rappelle les principaux résultats et hypothèses, ainsi que les limites d'interprétation de la méthode.

DOMAINE : *Environnement et génie urbain.*

ABSTRACT

ENVIRONMENTAL COMPARISON OF PAVEMENT BINDING COURSES RECYCLED AT VARYING RATES BY MEANS OF THE LIFE CYCLE ANALYSIS METHOD

Recycling necessitates certain precautions with respect to technical as well as environmental aspects. The Life Cycle Analysis methodology (LCA) has been applied to pavement building with either new aggregates or reclaimed asphalt pavement used to realise different recycling rates (to varying extents), in order to assess environmental impacts. After a presentation of the major themes involved in the LCA methodology, this study follows the lines of the standard layout that is, objectives and (targeted) studied system, results of the Life Cycle Inventory (LCI) and evaluation of potential impacts thanks to the use of environmental indicators. This latter step has been described in details, explaining the choice of impact categories, along with the process employed to assign each inventory flow into each category. Calculation of the given indicators has been specified for each category and pertinent findings are provided and then discussed. The conclusion of the article recalls the main results and hypotheses, in addition to the method interpretation limitations.

FIELD: *Environment and urban engineering.*

INTRODUCTION

Les enrobés constituent le matériau prépondérant constitutif des chaussées en France (construction et entretien). Ils sont composés de bitume et de granulats naturels aux caractéristiques mécaniques performantes et vérifiées, dont une partie peut être remplacée par des granulats recyclés (agrégats d'enrobés) issus notamment du fraisage des chaussées à entretenir. Cette pratique, déjà ancienne, est en plein développement aujourd'hui en raison de la nouvelle réglementation sur la gestion des déchets.

Dans le passé, le Laboratoire Central des Ponts et Chaussées (LCPC) s'est surtout intéressé aux aspects techniques des infrastructures routières, et a eu à cœur de faire progresser les différents

domaines d'étude (matériaux et structures), de façon relativement indépendante. De nombreuses études et expérimentations montrent que la fabrication des enrobés à base d'agrégats et leur mise en œuvre sont aujourd'hui maîtrisées sur le plan technique, jusqu'à des taux de recyclage élevés. Cependant, la fabrication et la mise en œuvre des enrobés n'ont pas été étudiées d'un point de vue global, en y intégrant les aspects économique et environnemental, depuis le prélèvement des différentes ressources jusqu'à la démolition de la chaussée, en passant par sa construction et son exploitation.

Sur proposition du LCPC, la Direction des Routes a demandé au Service d'études techniques des routes et autoroutes (SETRA) de monter une expérimentation permettant d'appliquer la méthodologie de l'analyse du cycle de vie (ACV) à la construction d'une chaussée avec des granulats neufs et recyclés à différents taux, afin d'en évaluer les impacts sur l'environnement. Ce travail de recherche a été piloté en 2001 par l'équipe « Développement durable » créée au LCPC avec comme objectif de parvenir à une approche plus globale des ouvrages, intégrant aux différents aspects techniques les dimensions environnementales, économiques et sociales, en commençant par la première de ces dimensions. La Direction des Routes a également souhaité que cette expérimentation prenne place dans la zone d'action de la centrale du Parc routier de Blois, contribuant ainsi à développer la spécificité de celle-ci comme outil de recherche. Fruit d'une étroite collaboration entre la Direction départementale de l'Équipement du Loir-et-Cher (DDE 41), le LCPC et le SETRA, le chantier de réhabilitation de la chaussée de la RN 76 à hauteur de Romorantin a été réalisé en septembre 2001 par le Parc routier de Blois, ce qui a permis de mettre en place un programme de suivi, parfois novateur, des différents impacts de la construction d'une chaussée sur l'environnement. La réalisation de l'ensemble a nécessité la collaboration de trois divisions du LCPC, du Parc routier de Blois (DDE 41), de la Station d'essais de matériels routiers (SEMR) de Blois, de la subdivision de Romorantin (DDE 41) et des Laboratoires des Ponts et Chaussées (LRPC) de Blois, de Saint-Brieuc, d'Angers, d'Autun et du Centre d'études techniques de l'Équipement (CETE) de Lyon. La présente étude a porté sur la quantification des rejets dans le milieu environnant (air et eau) et de la consommation énergétique, lors de la construction d'une chaussée hydrocarbonée neuve et recyclée à différents taux, aux étapes suivantes de son élaboration : déconstruction de la chaussée existante, stockage en dépôt, fabrication des différents enrobés à partir de granulats neufs et recyclés, transport des enrobés sur le chantier et, enfin, réalisation de la chaussée.

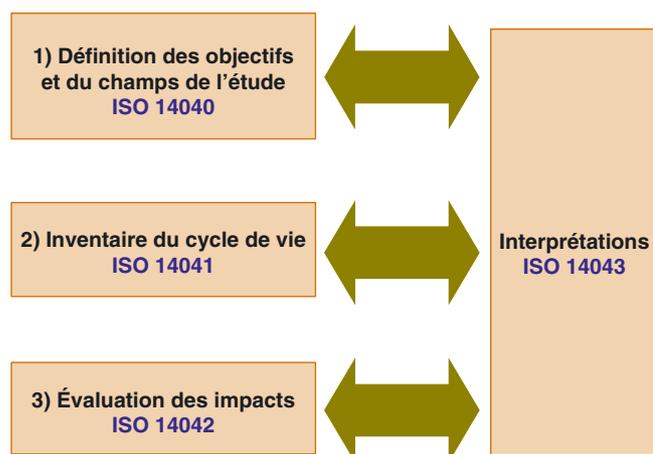
Cet article présente tout d'abord les grands principes de la méthodologie d'ACV, puis s'articule autour de la démarche prescrite par la norme en décrivant les objectifs et le système étudié, en présentant les résultats de l'inventaire de cycle de vie (ICV), puis en évaluant les impacts potentiels à l'aide d'indicateurs environnementaux, dans la perspective éventuelle d'une application plus large de la méthodologie d'ACV aux infrastructures routières.

MÉTHODOLOGIE D'ANALYSE DE CYCLE DE VIE (ACV)

La méthodologie d'analyse de cycle de vie (ACV), développée il y a plus de vingt ans dans le domaine des produits manufacturés, permet d'évaluer de façon approfondie les interactions entre les procédés technologiques et leurs effets sur l'environnement. Elle est essentiellement fondée sur l'évaluation de la circulation de flux de matières et d'énergie entre différents éléments d'un système, ainsi qu'entre l'intérieur et l'extérieur d'un système [Shneider *et al.*, 1998 ; Rousseaux, 1998 ; SETAC, 1993]. Le système étudié comprend *a priori* l'ensemble des activités associées à un produit ou à un service, depuis l'extraction des matières premières jusqu'à l'élimination des déchets. Il s'agit ensuite, à partir des flux, d'évaluer leurs impacts potentiels sur l'environnement. Cette méthode est décrite dans les normes ISO 14040 à 14043, et composée de quatre grandes étapes présentées sur la figure 1 et décrites ci-après.

❶ La **définition des objectifs et du champ d'étude** permet d'explicitier précisément les procédés et fonctions opérationnelles étudiés, en fixant notamment les frontières du système étudié. Cette partie permet aussi de définir l'unité fonctionnelle (UF) qui sert de base d'évaluation, en l'occurrence, pour le chantier RN 76, d'unité de comparaison entre les quatre taux de recyclage choisis (0, 10, 20 et 30 %). Cette étape a été définie *a priori*, avant le lancement de l'étude, et n'a pas été modifiée par la suite.

❷ L'**inventaire de cycle de vie (ICV)** consiste à répertorier et à quantifier les flux de consommations et de rejets, d'une part entre les différents sous-systèmes identifiés dans le cadre de l'étude, d'autre part entre l'intérieur et l'extérieur du système. La norme précise que la gamme des flux à prendre en compte n'est pas forcément exhaustive, mais que les choix doivent être le fruit d'un compromis entre une bonne représentativité environnementale et un coût économique raisonnable. Les



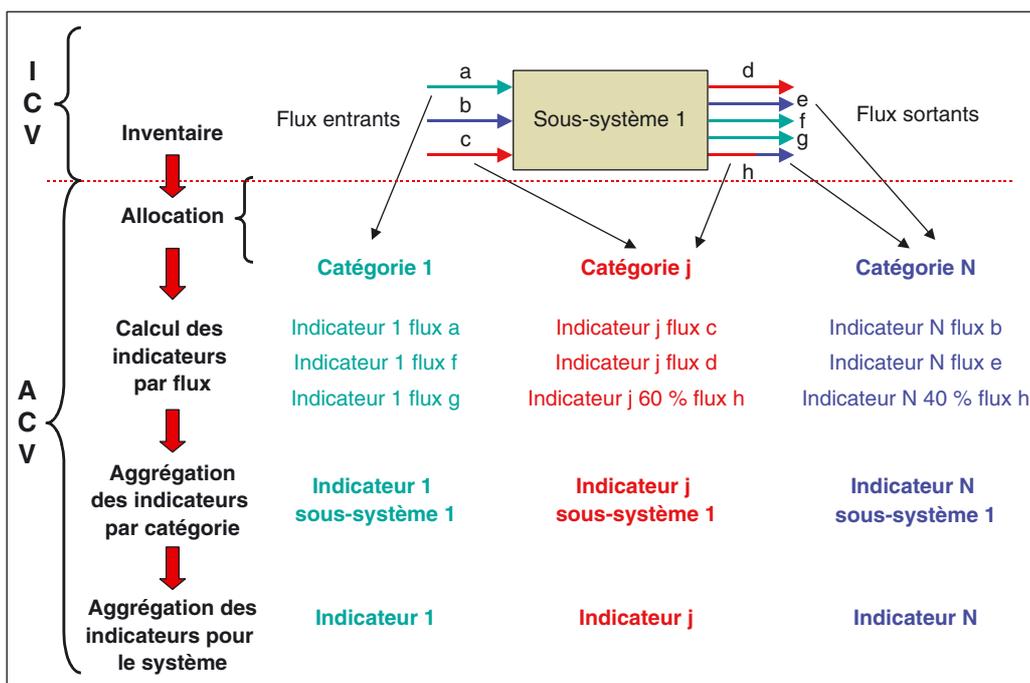
■ Fig. 1
Étapes générales de l'analyse du cycle de vie.

flux pris en compte doivent être clairement décrits et justifiés, ainsi que les flux éventuellement écartés. La norme ne précise pas les méthodes à mettre en œuvre pour quantifier les flux. Cette étape a été réalisée progressivement, milieu par milieu, par différents acteurs (Tableau I) ; elle n'est pas rappelée dans cette étude car cela alourdirait considérablement les explications centrées sur l'évaluation des impacts.

⑤ L'évaluation des impacts sur l'environnement selon la démarche ACV consiste à traduire les flux élémentaires recensés en impacts sur l'environnement [Rousseaux, 1998] à l'aide d'indicateurs, quantitatifs dans la mesure du possible. On rappelle qu'un impact sur l'environnement peut être positif ou négatif. Cette étape est nécessaire afin de synthétiser les multiples valeurs de flux recensées en un nombre plus réduit de données, censées représenter les effets sur l'environnement. L'évaluation des

TABLEAU I
Intervenants et références concernant l'ICV

Sous-système	Flux	Réalisation des mesures	Références
Centrale d'enrobage	Émissions dans l'air	SODAE	[SODAE, 2002] [MONERON et al., 2003a]
	Bruits	LR Blois	[BOITTIN, 2002]
	Consommations	LCPC Parc routier Blois	[JULLIEN et al., 2002a]
	Conformité des matériaux	SEMR LCPC-TGCE-SEM	[JACQUES et OUDIN, 2001]
Déconstruction Mise en œuvre	Consommations	LCPC-TGCE-CDD	[JULLIEN et al., 2002a]
	Émissions dans l'air	SODAE	[SODAE, 2002] [MONERON et al., 2003b]
	Odeurs	SODAE	[SODAE, 2002]
	Bruits	LR Blois	[BOITTIN, 2002]
	Conformité des matériaux	SEMR LCPC-TGCE-SEM	[JACQUES et OUDIN, 2001]
Transports	Consommations	LCPC-TGCE-CDD	[JULLIEN et al., 2002a]
	Émissions dans l'air	LCPC-TGCE-CDD	[VENTURA et al., 2003] [JULLIEN et al., 2002b]
	Consommations		



■ Fig. 2
Étapes d'inventaire et d'évaluation des impacts.

impacts n'est pourtant pas souvent menée à terme, car elle reste le sujet de nombreux courants et controverses au niveau scientifique international. Il faut savoir que la méthodologie à suivre n'est pas imposée par la norme, qui donne simplement un cadre. Les différentes méthodes existantes sont fondées sur les connaissances scientifiques du moment et en sont donc tributaires [SETAC, 1998]. Le choix de la méthode d'évaluation des impacts, schématisée sur la figure 2, est donc éminemment dépendant des objectifs de l'étude [SETAC, 1998]. Elle comporte différentes phases, qui font précisément l'objet de cette étude et sont exposées brièvement ci-dessous.

- *Phase de classification des impacts* : il s'agit de définir une liste pertinente de catégories d'impacts à prendre en compte et d'y affecter les flux recensés lors de l'inventaire, selon les règles suivantes :

- tous les flux doivent être affectés à au moins une catégorie d'impacts ;
- un flux peut être affecté à plus d'une catégorie d'impact. La quantification de la contribution du flux en question à chaque impact doit être effectuée en évitant toute redondance.

L'affectation des différents flux à une ou plusieurs catégories d'impact est une étape déterminante pour la qualité des résultats finaux. Elle doit faire l'objet d'une réflexion et s'appuyer sur une recherche bibliographique pour chacun des flux, et doit être précisément décrite, en ce qui concerne notamment les hypothèses utilisées.

- *Phase de caractérisation des impacts* : il s'agit de définir l'indicateur d'impact qui permettra de quantifier la contribution spécifique de chaque flux affecté à la catégorie d'impact considérée. Ces contributions sont ensuite agrégées pour chaque catégorie d'impact.

Un auteur français [Khalifa, 2000] a réalisé une synthèse des principales méthodes d'évaluation des impacts existantes pour l'ACV : volumes critiques, EPS (Environment Priority Strategy), CML, eco-indicator 95 et eco-indicator 99. Les méthodes des volumes critiques et EPS ne respectent pas la démarche préconisée par la norme et ne sont donc ni utilisées ni détaillées ici.

Les méthodes CML [Tukker et Kleijn, 1996] et eco-indicator 95 [Goedkoop, 1996] utilisent les mêmes catégories d'impacts et les mêmes méthodes de calculs, sauf pour ce qui concerne les impacts de toxicité et d'écotoxicité. Elles diffèrent également sur les procédés d'analyse des résultats. Les catégories utilisées, et les indicateurs qui y sont associés, présentent l'avantage d'une démarche facile à comprendre car les calculs sont relativement aisés à effectuer. Cependant, leur pertinence environnementale est d'une part souvent remise en cause, et, d'autre part, les résultats obtenus n'étant pas porteurs de sens explicite pour le décideur, une étape supplémentaire d'analyse globale est nécessaire.

La méthode eco-indicator 99 [Goedkoop et al., 2001] est très différente des autres en matière de liste des catégories d'impacts choisies (trois seulement) et dans la démarche. Le principe est de traduire les impacts ultimes ou « endpoint » d'un effet environnemental. Par exemple, la formation d'ozone troposphérique se traduit par un nombre de personnes atteintes d'affections respiratoires. Ce type de démarche aboutit à trois catégories d'impacts seulement (les dommages sur l'homme, sur la biodiversité et sur l'épuisement des ressources naturelles) qui sont très significatifs pour un décideur. Cette méthodologie reste intéressante de ce point de vue, mais présente l'inconvénient du manque de transparence, étant donné le nombre et la complexité des modélisations nécessaires.

La démarche commune CML et eco-indicator 95 sera utilisée ici pour définir la liste des catégories et calculer les indicateurs associés, excepté pour les impacts de toxicité et d'écotoxicité, pour lesquels une autre démarche a été choisie. Ce choix est justifié plus loin.

④ La méthodologie ACV comprend enfin une **étape d'interprétation et d'analyse** des variabilités et des incertitudes [SETAC, 1994], qui n'est pas abordée ici. En effet, une analyse complète des incertitudes, incluant des investigations plus poussées, est indispensable avant de pouvoir généraliser les résultats et prendre le recul nécessaire.

DESCRIPTION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP D'ÉTUDE : RÉFECTION DE LA COUCHE DE LIAISON DE LA CHAUSSÉE RN 76

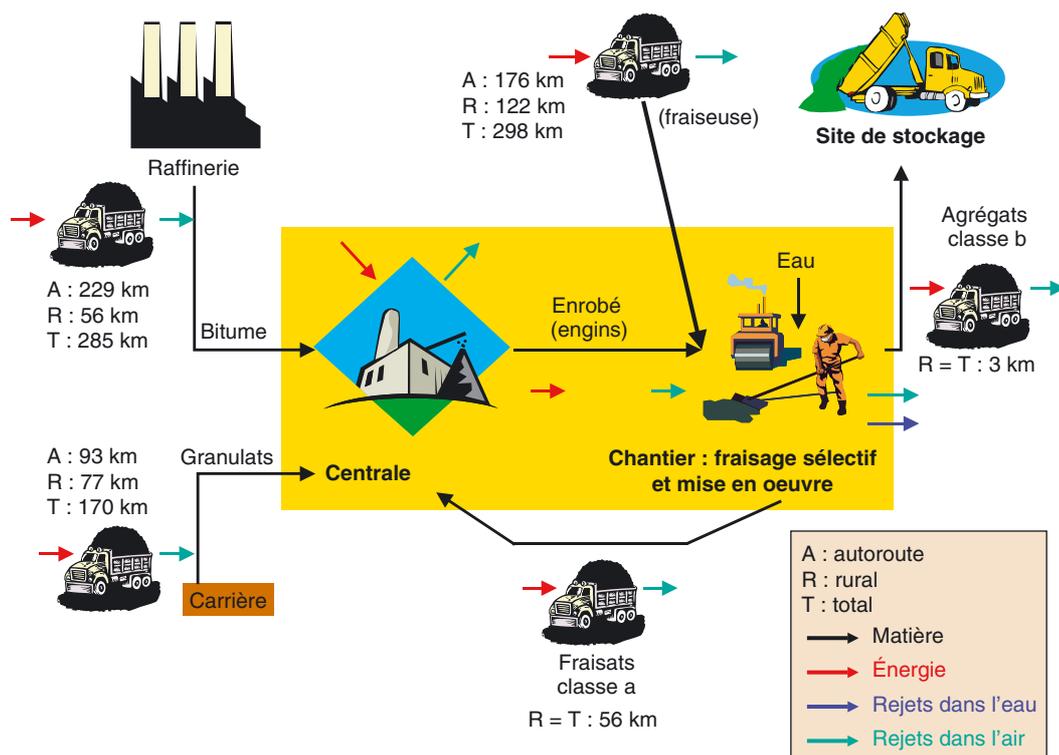
L'objectif du chantier RN 76 est de comparer, au niveau environnemental, des sections de chaussée dont la couche de liaison est constituée d'agrégats d'enrobés recyclés à chaud en centrale d'enrobage, à différents taux (0 %, 10 %, 20 % et 30 %). L'unité fonctionnelle (UF) choisie pour le système est une section routière correspondant à une heure de fabrication en centrale d'enrobage, soit approximativement 100 tonnes d'enrobé, soit encore à la mise en place d'une couche de liaison de demi-chaussée de longueur 150 m, de largeur 3,8 m et d'épaisseur 7 cm (Tableau II).

Pour répondre à cet objectif, des mesures ont été réalisées sur les étapes de déconstruction des couches supérieures, de fabrication des enrobés et de leur mise en œuvre. Afin de comparer plus globalement les solutions, la prise en compte des étapes amonts à la fabrication de l'enrobé, c'est-à-dire l'approvisionnement de la centrale en matières premières, est nécessaire. Seules les étapes amonts susceptibles de présenter un intérêt au plan de la comparaison des taux de recyclage ont été incluses dans le système. Ainsi des données bibliographiques concernant les flux générés par la carrière et par l'extraction, le transport et le raffinage du pétrole, ont été recherchées et ajoutées aux données expérimentales. Par contre, les flux générés par les unités de production d'électricité (centrales nucléaires, centrales thermiques, hydroélectricité, éoliennes, etc.) n'ont pas été pris en compte dans cette étude.

Le système et les différents sous-systèmes qui le composent, ainsi que des flux répertoriés, sont représentés schématiquement sur la figure 3. Les sous-systèmes ayant fait l'objet des mesures lors du chantier RN 76 sont encadrés en jaune. Il faut noter que le sous-système « chaussée en place » n'est pas inclus dans cette étude, car un suivi global de la chaussée ne peut pas dissocier la couche de liaison (objet de cette étude) des autres couches. Ainsi, bien que des suivis expérimentaux de rejets aqueux aient été réalisés, ils feront l'objet d'une analyse séparée car ils intègrent les effets de la circulation et des couches de liaison et de roulement.

TABLEAU II
Variation des quantités de matériaux en fonction du taux de recyclage

Matériaux (%) Sous-systèmes	Enrobés (t) Centrale	Granulats (t) Carrière	Bitume (t) Raffinerie	Fraisats classe a (t) Chantier
0	100	95	5,18	0
10	100	85	4,68	11,5
20	100	75	4,18	21,6
30	100	65	3,68	33,1



■ Fig. 3
Système, flux et paramètres du chantier expérimental RN 76.

INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE : DONNÉES UTILISÉES POUR L'ÉVALUATION DES IMPACTS

La réalisation de l'ICV a nécessité de définir les flux à prendre en considération pour les sous-systèmes faisant l'objet de mesures expérimentales. En effet, d'une part, la norme ISO 14041 ne donne pas de précision quant au choix des flux et, d'autre part, la gamme des flux de polluants sortant de chaque sous-système doit être restreinte aux polluants les plus susceptibles d'être détectés, en fonction des procédés et des matériaux utilisés. Les polluants à prendre en compte par décret préfectoral dans le cadre de la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement ont servi de base pour le choix des composés à intégrer dans l'inventaire. À cette liste ont été ajoutés le CO₂ ainsi qu'une liste d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Le CO₂ est le principal responsable de l'effet de serre et du réchauffement climatique et les HAP peuvent être émis par chauffage du bitume [Brandt et De Groot, 1996 ; Heikkila et al., 1996], et sont susceptibles d'être émis par tout procédé de combustion, notamment dans les étapes de raffinage du pétrole et de fabrication de l'enrobé. Les HAP représentent une famille chimique très vaste, et les analyses ont été restreintes aux 16 HAP de la liste EPA [EPA, 2003], qui sont classés comme toxiques avérés ou probables au niveau international.

Une fois la liste des flux fixée, la réalisation des mesures a nécessité la mise en place de méthodes expérimentales spécifiques. En effet, la norme ISO 14040 fixe un cadre méthodologique d'exploitation des données mais ne donne pas de directives concernant les procédés de mesure. De plus, ceux-ci sont rarement précisés dans les études ICV ou ACV disponibles. La réalisation de ce chantier expérimental a donc fait appel à de nombreux partenaires qui, chacun dans leurs domaines, et de manière simultanée à la centrale et sur le chantier de déconstruction et de mise en oeuvre, ont réalisé des mesures en suivant leurs méthodologies propres ou en développant de nouveaux procédés. Les méthodes de mesures ne font pas l'objet de cet article, mais sont décrites par chacun des partenaires dans des références différentes, détaillées dans le tableau I. De plus, contrairement à un produit manufacturé classique, la déconstruction et la reconstruction d'une route fait intervenir, à peu de

temps d'intervalle, plusieurs procédés localisés à des endroits différents (cf. Fig. 3). Nous avons, selon les cas, développé de nouvelles méthodes expérimentales, collecté les données expérimentales ou calculé des données issues de la bibliographie. À l'issue de ce travail, un inventaire des flux a été établi en regroupant les différentes données et en les analysant selon la méthodologie ACV. Le regroupement des différentes données a nécessité une démarche de conversion des données mesurées en données conformes à l'unité fonctionnelle, afin de relier les différents sous-systèmes entre eux. Le lien entre chaque sous-système et l'unité fonctionnelle est déterminé par les flux de matière circulant entre les sous-systèmes. En effet, pour chaque taux de recyclage, la quantité croissante de fraisats recyclés utilisée conduit à diminuer les quantités nécessaires en granulats naturels et en bitume pour la fabrication de l'enrobé, ce qui fait varier les quantités de matériaux mises en jeu dans les différents sous-systèmes, comme indiqué dans le tableau II. Celui-ci présente, pour une même quantité d'enrobés produite, les quantités de fraisats produites, ainsi que celles en granulats et en bitume nécessaires à la fabrication. Il faut signaler que les quantités de fraisats produites sont supérieures aux quantités exactes nécessaires, car les scénarios de fraisage envisagés considèrent que la fraiseuse termine une bande avant de modifier sa vitesse de fraisage [Ventura et al., 2003]. Cette « surproduction » a été prise en compte car elle induit des émissions et des consommations plus importantes. En centrale d'enrobage, seule la quantité exacte de fraisats nécessaire au taux de recyclage considéré a été introduite dans le tambour sécheur enrobeur. Les quantités de granulats et de bitume nécessaires à chaque taux de recyclage ont été calculées par rapport aux quantités de fraisats introduites dans le tambour, et non par rapport aux quantités produites. Le détail des flux et des procédés pris en compte dans l'ICV, présenté sur la figure 3, est commenté par sous-système ci-dessous.

■ Sous-système carrière

Il n'existe pas à l'heure actuelle de données françaises ou européennes globales disponibles et les résultats pris en compte sont issus d'un ICV réalisé aux Pays-Bas [Stripple, 2001]. Les flux sont donnés pour une carrière typique des Pays-Bas, dont malheureusement les types de granulats produits ne sont pas précisés, et ils ont été assimilés aux flux que l'on pourrait obtenir en France, et dans notre cas particulier à la carrière de La Noubleau qui alimente la centrale de Blois. Les flux associés à la production d'une tonne de granulats regroupent les étapes d'extraction des granulats et de maintenance des engins servant à cette extraction.

■ Sous-système de production du bitume

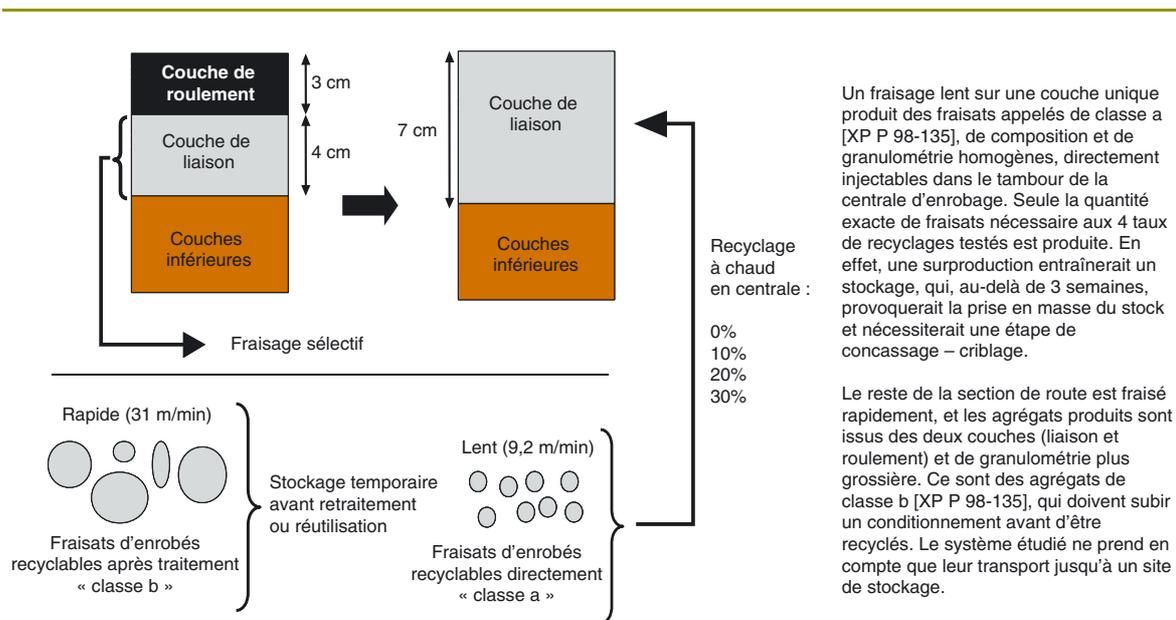
Des données précises concernant l'extraction du pétrole, ainsi que son transport jusqu'à la raffinerie de Petit-Couronne qui approvisionne la centrale d'enrobage, n'étant pas disponibles, ce sous-système a été assimilé à un cas recensé dans la bibliographie [EUROBITUME, 1999]. Cet ICV considère une raffinerie d'un modèle comparable à celles d'Europe de l'Ouest, et les flux fournis regroupent les étapes de l'extraction du pétrole brut, de son transport jusqu'en Europe, de son raffinage en bitume de grade 50/70 et de son stockage. Il y a donc une différence entre ce liant et celui utilisé pour le chantier RN 76 qui est un 35/50.

■ Sous-système centrale

La centrale d'enrobage du Parc routier de Blois a fait l'objet de mesures de rejets atmosphériques en *Composés Organiques Volatils (COV)*, *Oxydes d'Azote (NOx)*, qui sont des mesures généralement exigées par la réglementation. Aucune mesure de *dioxyde de soufre (SO₂)* n'a été effectuée, car le brûleur fonctionne au gaz naturel, ce qui exclut ce type d'émission. A ces mesures d'émissions classiques ont été ajoutées celles des *Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)*, de l'*Oxygène (O₂)* et du *dioxyde de carbone (CO₂)*, ainsi qu'un suivi de la *consommation en gaz naturel*. Les autres données concernant la Centrale (*consommation électrique*, émissions atmosphériques de *CO* et de *poussières*) sont issues de Stripple [2001].

■ Sous-système chantier

Le chantier comprend la déconstruction par fraisage sélectif ainsi que la mise en œuvre de l'enrobé. Ces deux étapes sont chronologiquement différentes, mais regroupées dans un même sous-système car localisées au même endroit. Ce découpage est spécifique à la logique de cette étude et pourrait s'avérer inapproprié dans un autre cas. Ces différentes étapes ont fait l'objet de mesures de *consommation* et de *durée* de fonctionnement des engins. Les émissions de *HAP* et de *COV* dues à l'enrobé chaud mis en œuvre ont été mesurées grâce à un dispositif expérimental original [Moneron et al., 2003b]. Les émissions des engins (*CO₂*, *CO*, *NOx*, *poussières*) ont été calculées à l'aide des données bibliographiques [CERTU, 1997], en assimilant les moteurs des engins de chantier à ceux de poids-lourds. Le chantier comprend une étape de déconstruction par fraisage sélectif (Fig. 4) et une étape de mise en œuvre. Parmi les consommations répertoriées figure une consommation en acier due à



■ Fig. 4
Principe du recyclage sélectif.

l'usure des dents de la fraiseuse lors de la déconstruction. L'acier est considéré, dans cette étude, comme un flux entrant car les procédés de transformation du minerai de fer en acier n'ont pas été inclus au système.

■ Sous-système transports

Ce sous-système comprend les transports par camions d'engins et de matériaux entre les différents sous-systèmes. Les consommations et émissions atmosphériques (CO_2 , NO_x , COV , CO et poussières) dues aux transports de matériaux et de matériel ont été calculées à partir d'estimations bibliographiques [CERTU, 1997] en fonction des distances indiquées sur la figure 3 et des masses transportées.

Le tableau III présente les résultats de l'inventaire des flux correspondant à la totalité du système présenté sur la figure 3, sans distinction entre les différents sous-systèmes. Certaines cases du tableau III ont été grisées pour signaler des flux dont la nature imprécise oblige à les négliger dans la suite de la démarche. Par exemple, les mesures de demande chimique ou biologique en oxygène (DCO et DBO), qui figurent dans l'étude EUROBITUME [1999], ne sont pas des paramètres utilisables dans le cadre d'une ACV car la nature chimique des polluants n'est pas assez précise pour que le flux soit transcrit en terme d'impacts sur l'environnement. Ce type de données figure pourtant de façon courante dans les ICV car elles sont en général exigées par la réglementation et sont donc des valeurs faciles à obtenir. D'autres cases, matérialisées en jaune, indiquent que les flux ne sont pas assez précis pour être totalement pris en compte dans la suite de la démarche. Des explications concernant chacun de ces flux seront données plus loin dans le texte (voir calcul des indicateurs d'impacts).

ÉVALUATION DES IMPACTS : CLASSIFICATION

On rappelle que l'évaluation des impacts débute par la classification qui consiste à choisir des catégories d'impact et à affecter chaque flux de l'inventaire dans les catégories choisies. Ces deux étapes sont détaillées ci-après.

Choix des catégories d'impact

Dans un premier temps, la classification des impacts impose de définir une liste de catégories d'impacts qui représente les phénomènes environnementaux que l'on souhaite prendre en compte.

Les catégories d'impact utilisées sont celles définies dans les méthodes d'évaluation CML [Tukker et Kleijn, 1996] et eco-indicator 95 [Goedkoop, 1996]. Elles font l'objet d'une liste générale, applicable à

TABLEAU III
Résultats de l'inventaire

	Type de flux	Taux de recyclage				
		Unité	0 %	10 %	20 %	30 %
Énergie	gaz naturel	MJ	3,76.10 ⁴	4,03.10 ⁴	3,63.10 ⁴	3,47.10 ⁴
	pétrole	MJ	4,93.10 ⁴	4,68.10 ⁴	4,43.10 ⁴	4,20.10 ⁴
	électricité	MJ	9,19.10 ³	8,62.10 ³	8,04.10 ³	7,46.10 ³
	propane	MJ	3,95	3,95	3,95	3,95
Émissions dans l'air	SO ₂	g	5,97.10 ³	5,39.10 ³	4,82.10 ³	4,24.10 ³
	Nox	g	5,47.10 ⁴	5,26.10 ⁴	5,04.10 ⁴	4,83.10 ⁴
	CO ₂	g	4,89.10 ⁶	5,13.10 ⁶	4,99.10 ⁶	5,12.10 ⁶
	CO	g	2,41.10 ⁴	2,44.10 ⁴	2,26.10 ⁴	2,37.10 ⁴
	hydrocarbures	g	3,23.10 ³	2,92.10 ³	2,61.10 ³	2,30.10 ³
	poussières	g	5,22.10 ³	5,07.10 ³	4,83.10 ³	4,72.10 ³
	métaux	g	1,76.10 ¹	1,59.10 ¹	1,42.10 ¹	1,25.10 ¹
	HCl	g	5,70	5,15	4,60	4,05
	N ₂ O	g	2,58	2,31	2,04	1,77
	COV	g	1,33.10 ⁴	2,03.10 ⁴	1,05.10 ⁴	1,03.10 ⁴
	CH ₄	g	8,08.10 ⁻²	7,23.10 ⁻²	6,38.10 ⁻²	5,53.10 ⁻²
	phénanthrène	mg	5,40	5,60	6,60	8,50
	fluoranthène	mg	1,25.10 ¹	3,70	1,04.10 ¹	6,60
	benzo(b)fluoranthène	mg	0	6,84.10 ¹	6,27.10 ¹	7,98.10 ¹
	benzo(a)anthracène	mg	7,80	2,70	3,50	3,70
	chrysène	mg	7,30	2,70	3,50	3,70
pyrène	mg	2,24.10 ¹	2,70	1,18.10 ¹	5,50	
Émissions dans l'eau	pétrole ou hydrocarbures	g	1,15.10 ²	1,04.10 ²	9,26.10 ¹	8,15.10 ¹
	acide	g	1,55.10 ²	1,40.10 ²	1,25.10 ²	1,10.10 ²
	phénol	g	1,40	1,25	1,11	9,67.10 ⁻¹
	phosphore	g	5,96	5,38	4,81	4,23
	chlore	g	5,18.10 ¹	4,68.10 ¹	4,18.10 ¹	3,68.10 ¹
	composés organiques dissous	g	1,04.10 ²	9,36.10 ¹	8,36.10 ¹	7,36.10 ¹
	azote	g	4,12.10 ¹	3,73.10 ¹	3,33.10 ¹	2,93.10 ¹
	demande chimique en oxygène	g	1,04.10 ³	9,36.10 ²	8,36.10 ²	7,36.10 ²
	demande biologique en oxygène	g	9,07.10 ¹	8,19.10 ¹	7,32.10 ¹	6,44.10 ¹
	métaux solides	g	2,59.10 ¹	2,34.10 ¹	2,09.10 ¹	1,84.10 ¹
Déchets	déchets	t	9,16.10 ¹	8,10.10 ¹	7,16.10 ¹	6,10.10 ¹
	agrégats de classe a	t	0	11,5	21,6	33,1
	agrégats de classe b	t	91,6	80,0	70,0	58,4
	balayures	t	4,2	5,1	5,9	6,7
	Ressources naturelles	eau	t	1,20	1,53	1,47
bauxite/roches calcaires/minerai de fer		kg	3,77	3,41	3,04	2,68
acier		kg	1,99.10 ⁻¹	4,22.10 ⁻¹	4,22.10 ⁻¹	6,46.10 ⁻¹
bitume		t	5,18	4,68	4,18	3,68
granulats naturels		t	9,50.10 ¹	8,50.10 ¹	7,50.10 ¹	6,50.10 ¹

toutes les études d'ACV ; cependant, certaines de ces catégories n'ont pas été prises en compte dans la présente étude.

Ainsi, la catégorie « diminution de la couche d'ozone stratosphérique », provoquée par des substances organo-halogénées extrêmement stables dans l'atmosphère, par exemple les substances Chloro-FluoroCarbonées (CFC), n'est pas incluse dans notre étude car les flux qui en sont la cause ne sont pas émis par le système, selon les résultats du tableau IV.

TABLEAU IV
Nature des contributions des substances responsables de différents impacts

Catégories Substances	Acidification	Ozone troposphérique	Eutrophisation	Toxicité	Écotoxicité
SO ₂	exclusif	exclusif		exclusif	
Nox	exclusif	exclusif	successif à l'acidification	exclusif	
HCl	exclusif			exclusif	
Phénol				exclusif	exclusif
Chrysène				exclusif	exclusif

Par ailleurs, certaines catégories d'impact ne présentent pas de résultats différents en fonction du taux de recyclage. Les catégories « altération physique du paysage » et « occupation d'espace » ne sont donc pas prises en compte. En effet, la présente étude ne s'intéresse ni au tracé, ni au dimensionnement de la route, susceptibles de modifier un paysage ou d'utiliser plus ou moins d'espace. Pour un tracé et un dimensionnement constants, ces deux impacts restent les mêmes quel que soit le taux de recyclage envisagé.

La catégorie « épuisement des ressources naturelles » n'a pas fait l'objet de calcul d'un indicateur et seuls les flux seront présentés dans les résultats, en distinguant l'énergie des autres matières premières. En effet, pour caractériser la disparition potentielle d'une ressource, l'indicateur approprié fait appel à des données telles que les réserves mondiales en une matière première, ainsi qu'éventuellement son taux de renouvellement. Cet indicateur n'est pas utilisable en ce qui concerne la plus importante des matières premières utilisées en tonnage : les granulats naturels. En effet, potentiellement, tous les sols pourraient faire l'objet d'une exploitation. Les limites de cette ressource, outre la qualité mécanique des granulats, sont essentiellement dues à des facteurs de partage de l'espace et de décisions politiques, ce qui rend impossible toute estimation mondiale simplifiée. Un indicateur intégrant la spécificité de ce type de ressource reste à développer. De plus, le flux intitulé bauxite/roches calcaires/minerais de fer issu du rapport [EUROBITUME, 1999] est suffisant pour un ICV, mais pas assez détaillé pour permettre une évaluation des impacts.

Enfin, les nuisances (bruits et odeurs) générées, bien qu'ayant été mesurées lors du chantier expérimental, ne sont pas incluses dans cette étude car les impacts qu'elles génèrent sont à la fois environnementaux et sociaux, et leur prise en compte nécessite, là aussi, de développer d'indicateurs spécifiques. Des études plus approfondies concernant ces domaines seront abordées dans les années à venir.

Les phénomènes mis en jeu pour chaque catégorie d'impact et les connaissances minimales relatives à chaque catégorie d'impact et nécessaires à la compréhension de la logique de la démarche sont rappelées ci-dessous.

- ① L'effet de serre est provoqué par l'accumulation de certains gaz dans l'atmosphère qui absorbent une partie du rayonnement infrarouge réfléchi par la surface de la terre. Une partie de l'énergie solaire reste ainsi piégée dans les basses couches de l'atmosphère et provoque une augmentation de la température globale du globe. Les effets sur le climat sont encore mal connus, et certaines évaluations prévoient un impact sanitaire considérable dû à l'augmentation et à la prolifération de maladies tropicales [Goedkoop et al., 2001].
- ② L'épuisement des ressources naturelles considère que la consommation d'énergie et de ressources naturelles se traduit par l'épuisement des matières premières, présentes dans la nature et nécessaires aux activités humaines, soit non renouvelables (par exemple le pétrole), soit dont la prise en compte des taux de renouvellement est essentielle pour en éviter l'épuisement (par exemple la ressource en

bois). Comme expliqué précédemment, cette catégorie sera représentée par les flux et non par un indicateur calculé. Bien que l'on regroupe ces diverses matières premières dans la même catégorie, il nous a paru intéressant de distinguer l'énergie indépendamment des autres flux, car les informations énergétiques sont souvent liées, indépendamment des autres ressources naturelles, à des enjeux stratégiques et économiques forts.

③ L'eutrophisation est une réduction de la qualité de l'eau, qui devient opaque, malodorante et de goût déplaisant, en raison d'un excès en matière organique et en micro-organismes. L'eutrophisation modifie aussi la répartition des espèces vivantes. L'eutrophisation des estuaires est un phénomène généralisé dans le monde, et est suspectée d'être la cause de la prolifération d'algues toxiques et d'épidémies de choléra sur le continent indien [EPA, 2000].

④ L'acidification est due à une augmentation de la quantité de substances à propriétés acides dans l'air qui, au contact de l'humidité atmosphérique, forment des pluies ou brouillards acides qui corrodent les métaux, altèrent les édifices en pierre, détruisent la végétation et acidifient les lacs en provoquant la mort des espèces aquatiques [SETRA, 2001 ; Khalifa, 2000].

⑤ La formation d'ozone troposphérique est liée à une série de réactions impliquant des espèces carbonées et l'action de rayons ultraviolets [SETRA, 2001]. Le principal effet de l'augmentation de ces photo-oxydants est la formation d'un brouillard (smog) en milieu urbain, renfermant des acides, des nitrates, des sulfates, des sels d'ammonium, des métaux, des composés carbonés oxydés et de l'eau. Seuls les effets de l'ozone sont bien connus ; ils accentuent les difficultés respiratoires des personnes fragiles (enfants, vieillards), et sont reconnus pour augmenter les taux de mortalité chez ces populations [SETRA, 2001 ; EPA, 1996].

⑥ La toxicité est liée aux effets toxiques de substances ayant des effets sur l'homme (maladies aiguës et chroniques, mortalité).

⑦ L'écotoxicité est liée aux effets toxiques de substances causant la disparition directe ou indirecte (par exemple affectant la reproduction) des espèces animales ou végétales d'un écosystème.

Dans la présente étude, les indicateurs correspondant aux catégories n° 1 et n° 3 à 7 sont utilisés. La catégorie n° 2 est représentée dans les résultats par les flux en énergie, d'une part, et les flux en matériaux, d'autre part.

Allocation des flux

L'étape d'allocation (ou d'affectation) des flux permet de répartir les données du tableau d'inventaire dans chacune des sept catégories d'impact ci-dessus. Dans certains cas, l'allocation est simple : par exemple, certains flux, tels que le CO₂, N₂O et CH₄ ne contribuent qu'à la seule catégorie d'impact « effet de serre ». Cependant, certains doivent faire l'objet d'une réflexion approfondie, car ils contribuent à plusieurs impacts environnementaux différents, et leurs contributions peuvent être de *natures* différentes, c'est-à-dire :

- exclusives : la même entité moléculaire d'un polluant ne peut pas participer à plusieurs impacts différents, simultanément ou successivement ;
- successives : la même entité moléculaire d'un polluant peut participer à un impact puis à un suivant ;
- synergiques : plusieurs substances associées peuvent provoquer un impact qu'elles ne provoqueraient pas séparément.

Parmi ces types de contributions possibles, les effets synergiques ne sont généralement pas pris en compte, car, bien que souvent loin d'être négligeables, ils sont encore mal connus et insuffisamment modélisés pour pouvoir être intégrés à la démarche ACV. Les effets synergiques seront donc négligés dans cette étude.

Les différents flux qui peuvent être responsables d'impacts différents selon la bibliographie [SETRA, 2001 ; IFEN, 1996], ont été regroupés dans le tableau IV, dans lequel sont également précisées les différentes *natures* de leurs contributions. La plupart des contributions sont de *nature* exclusive. Les flux concernés doivent alors être répartis entre les différentes catégories d'impact à l'aide de coefficients dont la somme est égale à un. Dans le cas où la nature des contributions est successive, la somme des coefficients associés est supérieure à un. Ainsi, pour les émissions de NO_x gazeux, on suppose que l'eutrophisation est de nature successive à l'acidification. En effet, l'eutrophisation n'est provoquée par les NO_x que lorsqu'ils passent dans l'eau. Pour cela, les NO_x gazeux doivent d'abord être solubilisés, ce qui provoque préalablement un phénomène d'acidification. La somme des coefficients

associés aux NOx sera donc supérieure à un, car une partie du flux contribue successivement à ces deux catégories d'impacts.

La détermination des coefficients de chaque flux figurant dans le tableau IV dépend essentiellement des conditions dans lesquelles est émise chaque substance : le lieu d'émission (densité de population, climat, etc.), le compartiment d'émission (eau, air, sol), la phase dans laquelle la substance se trouve lors de l'émission (gaz, liquide, solide), etc. La démarche suivie consiste donc à examiner ces différentes conditions pour chaque flux par sous-système, et à formuler des hypothèses simplificatrices lorsque les informations nécessaires ne sont pas disponibles. De manière générale, il a été admis que les substances gazeuses émises en hauteur (cheminées) ou en zone dépeuplée ne présentaient pas d'effets de toxicité. Cette hypothèse est en effet simplificatrice car la toxicité pour l'homme pourrait se produire par transport dans l'atmosphère sur de longues distances, ou par transferts dans d'autres compartiments (eau, sol). La démarche est détaillée ci-dessous pour chaque flux émis par le système et cité dans le tableau IV.

■ SO₂

D'après les données d'inventaire, le SO₂ est émis en majorité par la raffinerie, en cheminée, lors des étapes de distillation et lors du transport par bateau, et très minoritairement par la carrière, probablement par les gaz d'échappement des engins d'extraction (bulldozers, dumpers, chargeurs, etc.).

➤ Dans le cas de la raffinerie, les impacts seront plutôt considérés comme généraux : acidification et formation d'ozone troposphérique. La part entre les deux catégories d'impact est essentiellement dépendante du climat : la formation d'ozone troposphérique est favorisée par temps chaud et sec et une haute pression atmosphérique, tandis que l'acidification est favorisée par temps humide et pluvieux. Pour un climat tempéré, il a été arbitrairement décidé d'affecter 50 % des flux émis par la raffinerie à chaque catégorie. Il faut signaler que la formation d'ozone troposphérique ne se produit qu'en milieu urbain, ce qui est le cas de la raffinerie de Petit-Couronne qui approvisionne la centrale d'enrobage de Blois. Cependant il s'agit d'une extrapolation car l'étude [EUROBITUME, 1999] positionne la raffinerie en Europe de l'ouest en général.

➤ Dans le cas de la carrière, le gaz est probablement essentiellement respiré par le personnel ; la catégorie privilégiée sera donc la toxicité.

■ NOx

Les NOx sont émis par chaque sous-système, donc dans des conditions très différentes. On distingue :

➤ les NOx émis dans la carrière, lors du chantier et lors des transports par camions (que l'on suppose en milieu à forte densité de population) ; ils sont entièrement affectés à la catégorie toxicité ;

➤ les NOx émis par la raffinerie et la centrale, affectés aux autres catégories. Si l'on fait la même hypothèse concernant le climat que pour les flux en SO₂, on attribue arbitrairement 50 % du flux à la catégorie formation d'ozone troposphérique. Les autres 50 % sont solubilisés par l'eau de pluie et participent à l'eutrophisation et l'acidification. On suppose que 50 % du flux solubilisé lors de l'acidification rejoint des cours d'eaux superficielles et participe à l'eutrophisation. On obtient au final, sur les flux issus de la raffinerie et de la centrale : 50 % pour la catégorie formation d'ozone troposphérique, 50 % pour la catégorie acidification et 25 % pour la catégorie eutrophisation.

■ HCl

Il est uniquement émis par la raffinerie, probablement par la cheminée. On néglige alors les impacts de toxicité et 100 % du flux est attribué à la catégorie acidification.

■ Chrysène et phénol

Le modèle choisi [Huijbregts *et al.*, 2000], considère déjà la répartition entre différents compartiments (eau, air, sol, homme). Il n'est donc pas nécessaire de fixer des coefficients d'allocation : 100 % du flux est affecté à chaque catégorie.

ÉVALUATION DES IMPACTS : CARACTÉRISATION

Le paragraphe précédent a permis de définir la liste de catégories d'impact prises en compte dans cette étude et de préciser comment les flux sont répartis dans ces catégories. Le détail des indicateurs choisis pour représenter les effets sur l'environnement de chaque catégorie est maintenant présenté. L'ensemble de la démarche réalisée a été synthétisée dans le tableau V pour permettre un aperçu synthétique des principaux éléments intervenant dans l'évaluation des impacts.

TABLEAU V
Indicateurs par catégorie d'impact et allocation des flux

Catégorie d'impact	Indicateur			Flux concernés			
	Nom	Formule	Réf.	Nature	Valeur	Coefficient d'allocation	
Effet de serre	Global Warming Potential (GWP)	$GWP = \sum_i GWP_i \cdot M_i$ (kg éq. CO ₂)	[IFEN, 1996]	CO ₂	GWP = 1	1	
				N ₂ O	GWP = 320	1	
				CH ₄	GWP = 21	1	
Conso. énergie	Équivalent énergétique	$E = \sum_i PC_i \cdot M_i$ (MJ)		Gaz naturel, pétrole, électricité, propane		1	
Eutrophisation	Index d'eutrophisation	$EI = \sum_i EP_i \cdot M_i$ (kg éq. PO ₄)	[EPA, 2000]	AIR NOx	EP = 0,13	0,035	
				EAU	phosphore	EP = 1	1
					azote	EP = 0,33	1
Acidification	Potentiel d'acidification	$AP = \sum_i AP_i \cdot M_i$ (kg éq. H ⁺)	[KHALIFA, 2000]	SO ₂	AP = 1	0,49	
				NOx	AP = 0,70	0,07	
				HCl	AP = 0,88	1	
Formation d'ozone troposphérique	Photochemical Ozone Creation Potential (POPC)	$POPC = \sum_i POPC_i \cdot M_i$ (kg éq. éthylène)	[KHALIFA, 2000]	SO ₂	POPC = 0,048	0,49	
				NOx	POPC = 0,028	0,07	
				hydrocarbures	POPC = 0,42	1	
				CO	POPC = 0,027	1	
				COV	POPC = 0,42	1	
Toxicité (homme)	Potentiels toxiques (TP)	$IS_{tox} = \sum_i TP_i \cdot M_i$ (sans unité)	[HUIJBREGTS et al., 2000]	AIR	SO ₂	TP = 0,31	0,001
					NOx	TP = 1,2	0,86
					poussières	TP = 0,096	1
					HCl	TP = 0,5	0
					chrysène		1
					benzo(b)-fluoranthène	TP = 570 000	1
					pyrène		1
				EAU	phénol	TP = 0,049	1
Écotoxicité (êtres vivants sauf homme)	Potentiels écotoxiques (TP)	$IS_{écotox} = \sum_i \sum_j TP_{i,j} \cdot M_i$ (sans unité)	[HUIJBREGTS et al., 2000]	AIR	phénanthrène	$\sum_j TP_j = 16,4$	1
					fluoranthène ^(e)	$\sum_j TP_j = 200,8$	1
					benzo(a)-anthracène ^(e)	$\sum_j TP_j = 4 572,2$	1
					chrysène	$\sum_j TP_j = 1 979,2$	1
				EAU	phénol	$\sum_j TP_j = 88,12$	1

La signification des différentes grandeurs est explicitée dans les paragraphes détaillant les indicateurs par catégorie d'impact.

Indicateur d'effet de serre

L'indicateur choisi pour cette catégorie est le Potentiel de Réchauffement Global (GWP) [IFEN, 1996]. Le GWP d'une substance est défini par l'intégrale, sur une durée donnée, du forçage radiatif (augmentation ou diminution de l'échange d'énergie par rayonnement) généré par 1 kg de ce gaz, injecté instantanément dans l'atmosphère. Le GWP est rapporté au CO₂ et est calculé de la manière suivante [Khalifa, 2000 ; Goedkoop, 1996] :

$$GWP_i = \frac{\int_0^T a_i \cdot c_i(t) \cdot dt}{\int_0^T a_{CO_2} \cdot c_{CO_2}(t) \cdot dt} \text{ (sans dimension)} \quad (1)$$

avec

a_i : absorption de la radiation thermique suite à une augmentation de la concentration du gaz i , $c_i(t)$: concentration du gaz i restant au temps t après son émission, T : nombre d'années pendant lesquelles l'intégration est effectuée.

Le coefficient ainsi déterminé est multiplié par les flux des substances concernées, donnant une valeur finale exprimée en kg d'équivalent CO₂. Les valeurs de GWP_{*i*} retenues et mentionnées dans le tableau V considèrent un calcul intégral effectué sur une durée de 100 ans, qui correspond à la durée de vie d'une molécule de CO₂ dans l'atmosphère [ADEME et DIREM, 2002].

Indicateur d'acidification du milieu

On utilise le potentiel d'acidification comme étant le rapport du nombre des équivalents du potentiel en protons H⁺ par unité de masse de la substance, sur la valeur de référence du dioxyde de soufre (SO₂) [Khalifa, 2000] :

$$AP_i = \frac{n_i^{H^+}}{\mu_i} \cdot \frac{\mu_{SO_2}}{n_{SO_2}^{H^+}} \text{ (sans dimension)} \quad (2)$$

avec

n_i : nombre de protons H⁺ correspondant à la forme acide de la substance i , μ_i : masse molaire de la substance i , n_{SO_2} : nombre de protons H⁺ correspondant au dioxyde de soufre ($n_{SO_2} = 2$), μ_{SO_2} : masse molaire du dioxyde de soufre ($\mu_{SO_2} = 64 \text{ g.mol}^{-1}$).

Le coefficient ainsi déterminé est multiplié par les flux des substances concernées, donnant une valeur finale exprimée en kg d'équivalent H⁺.

Indicateur d'eutrophisation

L'indicateur correspond à la somme de tous les précurseurs d'eutrophisation, en multipliant la masse mesurée par son facteur d'équivalence, et exprimés sous la forme d'équivalents phosphates (PO₄³⁻). Les facteurs d'équivalence sont fondés sur un ratio massique, constant dans la biomasse, des éléments Carbone-Azote-Phosphore (C :N :P) de 106 :16 :1 [EPA, 2000].

$$EP_i = \frac{m_i^P}{\mu_i} \cdot \frac{\mu_{PO_4^{3-}}}{m_{PO_4^{3-}}^P} \text{ (sans dimension)} \quad (3)$$

avec

EP_i : masse en PO₄ ayant le même effet eutrophique potentiel qu'une unité de masse de la substance i ; m_i : potentiel de biomasse en équivalents phosphates, μ_i : masse molaire de la substance i ; m_{PO_4} : potentiel de biomasse d'une unité de phosphate ; μ_{PO_4} : masse molaire du phosphate ($\mu_{PO_4} = \text{g.mol}^{-1}$).

Le coefficient ainsi déterminé est multiplié par les flux des substances concernées, donnant une valeur finale exprimée en kg d'équivalent PO₄³⁻.

Indicateur de formation d'ozone troposphérique

L'indicateur POPC (Photochemical Ozone Potential Creation), exprimé en kg d'équivalent éthylène, est la valeur la plus utilisée en Europe pour décrire ce phénomène. Il correspond à la quantité maxi-

male d'ozone formée pour chaque composé organique volatil pris individuellement, pendant cinq jours suivant son émission, par rapport à celle produite pour une même quantité d'éthylène émis [Altenstedt et Pleijel, 2000].

$$POPC_i = \frac{m_{O_3}^i}{m_{O_3}^{éthylène}} \text{ (sans dimension)} \quad (4)$$

avec

$POPC_i$: indicateur de formation d'ozone potentielle, $m_{O_3}^i$: masse d'ozone produite par 1 kg du précurseur chimique i (kg) émis dans la basse atmosphère, $m_{O_3}^{éthylène}$: masse d'ozone produite par 1 kg du précurseur éthylène (kg) émis dans la basse atmosphère.

Le coefficient ainsi déterminé est multiplié par les flux des substances concernées, donnant une valeur finale exprimée en kg d'équivalents éthylène. Le phénomène faisant intervenir de multiples espèces chimiques, le calcul des masses d'ozone émises est fondé sur des valeurs statistiques de concentrations moyennes des précurseurs en Europe et sur des modélisations cinétiques [Altenstedt et Pleijel, 2000]. Les valeurs de POPC utilisées pour la présente étude sont celles proposées par Khalifa [2000].

Indicateur de toxicité et d'écotoxicité

Beaucoup de travaux concernant les modèles de toxicité et d'écotoxicité ont été effectués au cours des vingt dernières années, mettant en évidence à la fois l'importance accordée par la société aux effets environnementaux sur la santé humaine, mais aussi la difficulté à représenter fidèlement ces impacts par des indicateurs simples. En effet, tout d'abord, de nombreuses disciplines scientifiques différentes interviennent dans ces domaines : toxicologie, médecine (épidémiologie, cancérologie, génétique), écologie, physico-chimie, phénomènes de transferts, phytologie, zoologie, etc. De plus, les effets d'une substance peuvent être multiples, parmi lesquels la génotoxicité, l'altération de la motricité, l'atteinte aux fonctions reproductives, qui, s'ils ne sont pas mortels pour les individus, ont des effets sur la pérennité des espèces. Établir des liens entre ces différents domaines afin d'avoir une vue globale reste donc un travail de longue haleine, encore en pleine évolution pour les spécialistes des domaines concernés.

Certains indicateurs tels que le concept de volume critique (fondé sur le volume gazeux ou aqueux dans lequel il faudrait diluer une substance pour la rendre inoffensive), ont été proposés en raison de leur simplicité [Rousseaux, 1998]. Cependant, les limites de tels indicateurs sont manifestes ; ils ne sont pas adaptés à la complexité des phénomènes. Effectivement, avec un tel indicateur, comment rendre compte des effets multiples (par exemple aigus et chroniques) d'une même substance ? Comment prendre en compte les substances cancérogènes pour lesquelles il n'existe pas de seuil, c'est à dire de « dose sans effet » ?

Pour considérer les phénomènes dans leur ensemble, le projet européen ExternE [2003], lancé en 1991, avait pour objet d'évaluer les coûts externes de la pollution due à l'utilisation d'énergie, notamment sur la santé. Les travaux de ce groupe de recherche se sont inspirés de la méthodologie d'analyse du risque, seule méthodologie scientifique internationalement reconnue et initialement développée aux États-Unis pour évaluer des impacts écologiques et sanitaires sur des cas particuliers. L'originalité du projet ExternE a été d'adapter cette méthodologie à des évaluations globales, par pays et pour l'Europe. Les résultats français du projet ExternE sont principalement regroupés dans une thèse concernant les dommages dus aux émissions de polluants atmosphériques [Spadaro, 1999]. La démarche mise en place par le projet ExternE ne concernait pas directement l'ACV, mais a permis de lier la méthodologie d'analyse du risque à une approche globale, ce qui correspond aux objectifs de la démarche ACV. Extérieurement à ce projet européen, des spécialistes de l'ACV et de l'analyse du risque sanitaire ont également mené des travaux pour rapprocher les deux méthodologies [Assies, 1998 ; Finizio et Villa, 2002 ; Irving Olsen, 2001 ; Sankho, 1996]... montrant l'intérêt de cette approche. Ce courant de réflexions a amené Huijbregts et *al.* [2000] à proposer un modèle d'indicateur adapté à l'ACV qui a été retenu dans cette étude pour plusieurs raisons :

- la démarche est issue de l'analyse du risque et adaptée à l'ACV,
- les deux effets toxicité et écotoxicité sont regroupés dans un même modèle,
- les données publiées calculent des facteurs d'équivalence toxiques et écotoxiques pour plus de 180 substances,

- les facteurs d'équivalence sont différenciés, pour une même substance, en fonction des compartiments d'émissions,
- les phénomènes de transferts entre compartiments sont pris en compte,
- le modèle est conçu pour s'adapter facilement à l'évolution des connaissances scientifiques futures.

Cependant, le modèle présente des limites. Notamment, il ne prend pas en compte toutes les substances répertoriées comme toxiques ou écotoxiques :

- le CO reconnu toxique [Omaye, 2002] n'est pas inclus dans la base de données ;
- les HAP *fluoranthène*, *benzo(a)anthracène*, *pyrène* et *chrysène*, bien que reconnus comme toxiques dans la base de données internationale IRIS [EPA, 2003], considérée comme une des sources d'informations toxicologiques les plus fiables [SETAC, 1994], ne sont pas inclus comme tels dans le modèle d'Huijbregts et al. [2000]. Ce modèle fournit cependant un facteur d'équivalence générique aux HAP cancérigènes. Ce facteur d'équivalence a donc été affecté au *chrysène*, au *pyrène*, et au *benzo(b)fluoranthène*, cancérigènes avérés [EPA, 2003]. Ce facteur d'équivalence n'a par contre pas été attribué au *fluoranthène* et au *benzo(a)anthracène*, qui sont cancérigènes probables mais non-avérés [EPA, 2003]. Ces deux derniers composés ne sont donc, dans la présente étude, pas pris en compte en tant que toxiques pour l'homme ;
- les COV qui sont pris en compte dans le calcul de l'indicateur de formation d'ozone troposphérique (POPC) ne figurent pas dans les calculs de toxicité et d'écotoxicité en général. Ceci se justifie par la grande variété des espèces chimiques regroupées sous cette appellation, et dont la formule n'est pas précisée dans les inventaires. Il faut, par exemple, signaler que, bien que plusieurs études soulignent la présence de HAP dans les fumées de bitume, [Brandt et De Groot, 1996 ; Heikkila et al., 1996], ceux-ci ne sont pas analysés, et sont donc probablement comptabilisés exclusivement dans le flux des COV, dans l'étude EUROBITUME [1999].
- les données bibliographiques dont la finalité est de réaliser un ICV sans poursuivre vers une étude d'impacts ne donnent pas assez de précisions concernant certains flux. C'est le cas notamment des flux *métaux*, *solides* et *déchets* [EUROBITUME, 1999].

Le modèle d'Huijbregts et al. [2000] consiste à calculer un facteur d'équivalence (EF) pour chaque substance, en se fondant sur une démarche d'analyse du risque. Pour chaque unité massique d'une substance émise dans un compartiment initial (eau douce, eau de mer, air, sol industriel et sol agricole), sa dispersion dans les compartiments finaux (eau douce, eau de mer, sédiments d'eau douce, sédiments marins, sols émergés et homme) est modélisée pour trois grands types de climats (arctique, tempéré et tropical) grâce à l'utilisation du logiciel EUSES 2.0. Un ratio de caractérisation du risque (RCR) est ensuite calculé comme le rapport entre la dose modélisée et la dose maximale sans effet. Le potentiel toxique est alors calculé à partir des RCR :

$$TP_{i,c_1 \rightarrow c_2} = w_i \cdot \frac{RCR_{i,c_1 \rightarrow c_2}}{RCR_{réf}} \text{ (sans unité)} \quad (5)$$

avec

$TP_{i,c_1 \rightarrow c_2}$: potentiel toxique de la substance i émise dans le compartiment c_1 et transférée dans le compartiment c_2 ; w_i : facteur de pondération dépendant des échelles géographiques des compartiments c_1 et c_2 ; $RCR_{i,c_1 \rightarrow c_2}$: Ratio de Caractérisation du Risque de la substance i émise dans le compartiment c_1 et transférée dans le compartiment c_2 ; $RCR_{réf}$: Ratio de Caractérisation du Risque de la substance de référence choisie comme étant le 1,4-dichlorobenzène.

ÉVALUATION DES IMPACTS POTENTIELS DE LA RN 76 : RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les résultats des différents indicateurs de catégories d'impact sont présentés par taux de recyclage et par sous-système sur la figure 5. On peut globalement constater que les évolutions en fonction du taux de recyclage sont différentes selon les sous-systèmes. La raffinerie et les transports montrent une diminution en fonction du taux, tandis que la centrale et le chantier montrent une augmentation. Pour le sous-système raffinerie, cette tendance est prévisible, car les flux de la raffinerie sont exprimés par tonne de bitume dans le rapport EUROBITUME [1999] et la quantité nécessaire en bitume diminue avec le taux de recyclage (cf. Tableau II). Par contre, concernant les transports, la diminution, qui est observable pour toutes les catégories d'impact, est directement dépendante des masses de matériaux à transporter, ainsi que des distances parcourues, et elle ne saurait être confondue avec

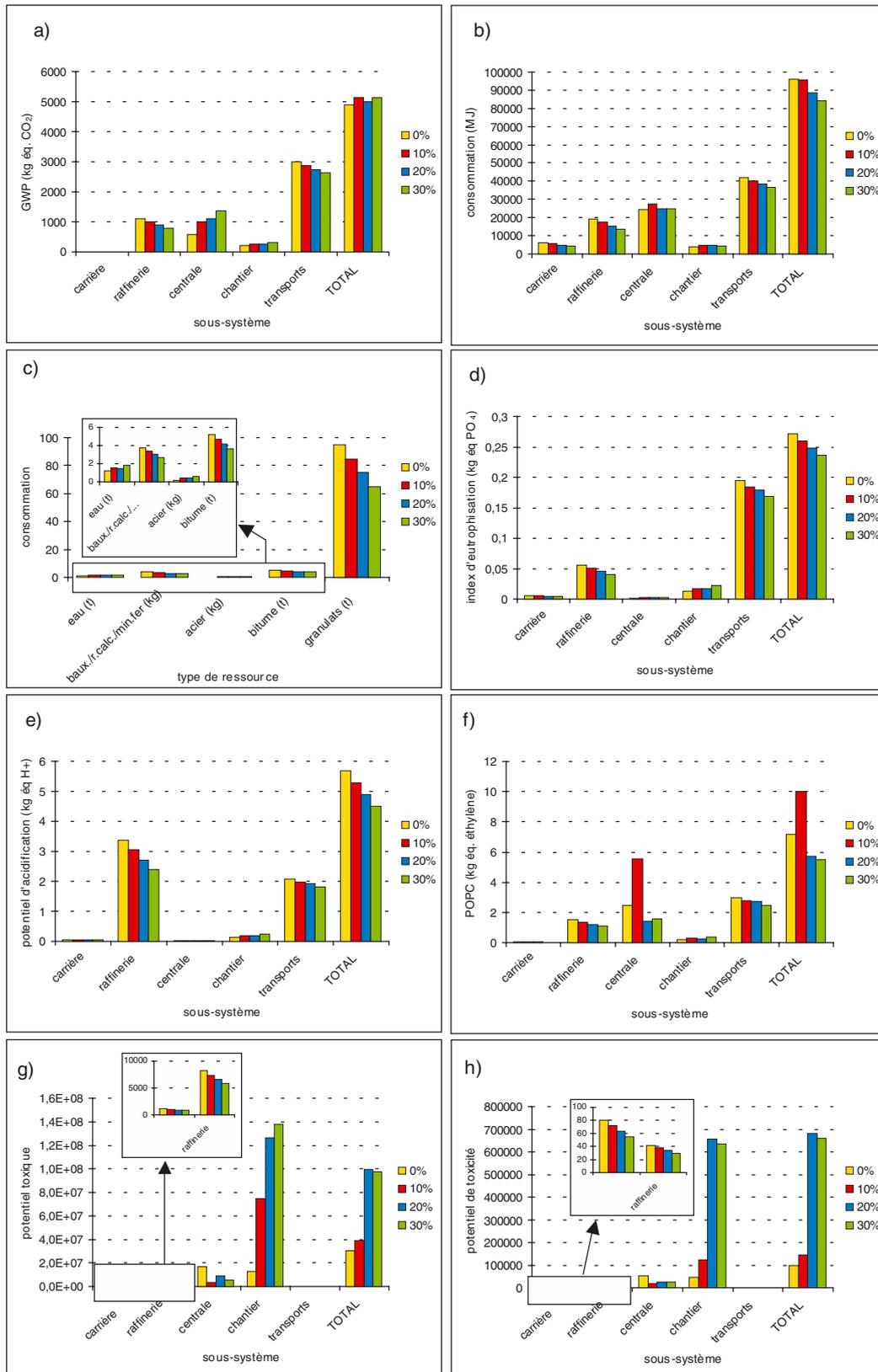


Fig. 5

Indicateurs d'impacts potentiels.

a. Effet de serre.

b. Consommation énergétique.

c. Consommation des ressources naturelles.

d. Eutrophisation.

e. Acidification.

f. Formation d'ozone troposphérique.

g. Toxicité.

h. Écotoxicité.

un cas général. Les commentaires par indicateur sont présentés en suivant l'ordre des graphiques de la figure 5a à la figure 5h.

■ Effet de serre

On peut constater sur la figure 5a que la contribution de la carrière est négligeable par rapport aux autres sous-systèmes, car l'énergie consommée est essentiellement électrique. On peut remarquer que le sous-système transports est responsable de plus de la moitié de la contribution potentielle à l'effet de serre.

La contribution à l'effet de serre de la phase de chantier s'explique par le fait que certains engins (par exemple la fraiseuse) ont fonctionné plus longtemps lorsque le taux de recyclage augmente. Concernant la centrale, le rejet de CO₂, majoritairement responsable de l'effet de serre, est directement lié au fonctionnement du brûleur. Il serait logique que l'énergie nécessaire pour sécher et chauffer les matériaux dans le tambour soit plus importante pour les agrégats d'enrobé que pour les granulats naturels, qui ont un taux d'humidité moins élevé. Cependant, les résultats de consommation énergétique ne corroborent pas cette hypothèse, ce qui pourrait être dû à la présence de gaz imbrûlés.

■ Consommation énergétique

Les résultats de la figure 5b suivent globalement les mêmes tendances que ceux de l'effet de serre, excepté pour le sous-système centrale, où les consommations varient peu en fonction du taux, et où l'on constate une légère augmentation de consommation pour la modalité à 10 % de recyclés. La quasi-totalité des résultats concernant les flux de la centrale présentent une rupture pour le taux de 10 %, ce qui a conduit à réaliser une campagne de mesures complémentaires en juin 2003, dont les résultats ne sont pas encore incorporés à l'étude actuelle.

■ Consommation des ressources naturelles

On constate logiquement sur la figure 5c une diminution des matériaux de construction routière (granulats, bitume, bauxite/calcaire/minerais de fer) en fonction du taux de recyclage. L'augmentation des quantités d'eau et d'acier est essentiellement due au fonctionnement de la fraiseuse durant la phase de chantier (lubrification du tambour et usure des dents de fraisage). Le sous-système de fabrication des dents de la fraiseuse n'est pas inclus dans cette étude mais il serait intéressant de considérer son importance. Comme déjà indiqué auparavant, les résultats concernant cette catégorie sont incomplets car ils ne permettent pas de comparer l'importance des différentes ressources entre elles. Un indicateur spécifique reste à élaborer.

■ Eutrophisation

L'indicateur calculé sur la figure 5d est attribuable à environ 70 % aux étapes de transport routier, c'est-à-dire essentiellement aux émissions de NO_x, malgré le faible coefficient d'affectation qui leur a été attribué par rapport au phosphore, à l'azote et à la DCO émis par la raffinerie (Tableau V).

■ Acidification

L'indicateur de la figure 5e montre une nette contribution de la raffinerie (environ 60 %) et des transports routiers (environ 40 %), essentiellement due à l'émission de SO₂ et de NO_x respectivement.

■ Formation d'ozone troposphérique

La tendance globale que l'on peut constater sur la figure 5f, majoritairement due à la contribution des NO_x et des COV, est essentiellement attribuable à la raffinerie, à la centrale et aux transports, qui sont responsables d'un peu moins de la moitié de l'impact potentiel total. La brutale augmentation de l'effet pour la modalité à 10 % de la centrale est directement liée aux flux de COV. Cette « anomalie » du 10 % a été retrouvée sur la plupart des flux mesurés à la centrale ; des mesures complémentaires réalisées en juin 2003 avaient pour objectif de confirmer ou non cette tendance.

■ Toxicité et écotoxicité

les graphiques g et h de la figure 5 présentent le même profil. Ils sont essentiellement dus aux émissions lors de la mise en œuvre, avec une augmentation plus ou moins marquée en fonction du taux de recyclage. Les valeurs de ces indicateurs sont directement attribuables à deux flux en HAP (chrysène et benzo(b)fluoranthène), pour la toxicité, car leurs potentiels toxiques sont très supérieurs à ceux des autres composés (cf. Tableau V) en raison de leurs propriétés cancérigènes [Huijbregts et al., 2000]. L'écotoxicité lors de la mise en œuvre est due à la présence de chrysène et de benzo(a)anthracène.

Il faut néanmoins rappeler que les données concernant la raffinerie issues du rapport EUROBITUME [1999] ne donnent pas assez d'éléments pour évaluer ces indicateurs pour un certain nombre de flux. Ainsi, les métaux émis ne sont pas différenciés selon leurs espèces chimiques, d'une part, et les émis-

sions regroupées sous l'appellation COV contiennent probablement des HAP qui sont émis classiquement lors de tout chauffage de produits pétroliers dont le bitume [Brandt et De Groot, 1966 ; Heikkila et al, 1996], d'autre part.

Globalement, on constate que le taux de recyclage le plus élevé présente des valeurs d'indicateurs d'impacts généralement moins élevées, excepté pour les catégories de toxicité et d'écotoxicité. Cependant, il est nécessaire de préciser deux points importants :

- la plupart des tendances observées (graphes a,b,d,e,f) sont fortement tributaires des transports routiers de matériaux et d'engins et cette étude s'applique donc à un cas particulier de masses transportées et de distances parcourues ;
- la conclusion des études préalables de formulation a conduit à réaliser de l'enrobé recyclé à 20 % et 30 % sans ajout d'un liant spécial avec additifs. Or, il n'est pas certain que l'on retrouve ces tendances pour des enrobés recyclés aux mêmes taux en utilisant des bitumes différents, dont les procédés de fabrication seraient alors pris en compte dans le système et dont l'évolution des émissions en fonction du taux de recyclage serait différente ;
- comme on peut le constater à la lecture de la démarche présentée dans cet article, les données bibliographiques destinées à un ICV ne sont pas toujours assez détaillées pour poursuivre vers l'étape suivante d'évaluation des impacts.

On peut néanmoins affirmer que l'étape de transport routier de matériaux et d'engins est majoritairement responsable des impacts « effets de serre », « consommation d'énergie », « eutrophisation », « acidification », et « formation d'ozone troposphérique ».

L'étape de mise en œuvre est responsable de la majorité de l'impact de toxicité. On rappelle que l'ACV consiste à évaluer des impacts potentiels à partir d'hypothèses et qu'il ne s'agit pas d'impacts constatés. L'indicateur a pour objectif de comparer des valeurs, grossièrement et rapidement, sur la base d'hypothèses très simplificatrices. Il sert également à faire ressortir les points sur lesquels des études approfondies et plus longues sont nécessaires. La réalité des impacts de toxicité a été abordée pour le sous-système « mise en œuvre », par une étude épidémiologique très approfondie [IARC, 2001] réalisée sur quinze pays européens et sur près de 30 000 travailleurs exposés régulièrement ou non aux fumées de bitume lors de leur activité professionnelle. Cette étude n'a pu ni montrer d'effet cancérigène avéré, ni exclure totalement cette hypothèse. Cette absence de certitude repose notamment sur la difficulté à distinguer les éventuels effets du bitume de ceux d'autres facteurs interférents, tels que la fumée de cigarette. Cette étude doit donc être poursuivie par une analyse fine des modes de vie de l'échantillon de population étudié, afin de pouvoir écarter les populations les plus exposées à ces facteurs interférents et distinguer les effets éventuels propres aux fumées de bitumes.

CONCLUSIONS

Les données collectées au cours des différentes phases du chantier RN76, étoffées de données issues de la littérature, ont permis d'aboutir à un ICV pour les quatre taux de recyclage étudiés. Ces flux d'ICV ont ensuite été transcrits en termes d'impacts potentiels sur l'environnement, à l'aide d'indicateurs, dans le but d'effectuer un classement des solutions selon les différents taux de recyclage. Si l'on considère l'ensemble de la méthodologie ACV et des résultats obtenus pour cette étude, on constate que les informations obtenues permettent, pour chaque catégorie d'impact, de comparer les taux de recyclage, par sous-système et sur l'ensemble du système. L'objectif initial de l'étude est donc atteint, sous réserve de réaliser une analyse des incertitudes.

Excepté les indicateurs d'impacts de toxicité et d'écotoxicité, l'ensemble des indicateurs calculés montrent une tendance à la diminution des impacts sur l'environnement lorsque le taux de recyclage augmente. Cette conclusion doit néanmoins être replacée dans le contexte propre à cette étude et ne saurait être généralisable dans l'immédiat. Rappelons notamment que la tendance obtenue est, pour la plupart des indicateurs calculés, fortement liée aux étapes de transports qui restent spécifiques au système étudié. Il faut aussi signaler que les différences constatées entre les taux de recyclage restent faibles, et la méthode présentée doit être ultérieurement complétée par des calculs d'incertitudes.

Concernant les indicateurs de toxicité et d'écotoxicité, la contribution de l'étape de mise en œuvre des enrobés a été trouvée comme majoritaire, mais ce résultat dépend fortement de la qualité des données disponibles, ainsi que des hypothèses choisies :

- en effet, le manque de données précises sur les sous-systèmes raffinerie et carrière a conduit à ne pas pouvoir prendre en compte les émissions éventuellement responsables de ces impacts (métaux, HAP, etc.) ;

➤ de plus, l'hypothèse de ne considérer, comme potentiellement toxiques ou écotoxiques, que les émissions émises près du sol (ce qui est précisément le cas de l'étape de mise en œuvre), est extrêmement simplificatrice et restrictive, et résulte en une estimation probablement disproportionnée. En effet, les émissions en cheminées peuvent avoir des effets toxiques et écotoxiques, mais ils sont difficiles à considérer dans le cadre d'une ACV, car ils impliquent la prise en compte des conditions météorologiques locales.

Enfin, l'ensemble de la méthode présente de nombreuses limites, et cette étude a permis de mettre en lumière certaines perspectives d'améliorations futures :

- tout d'abord, le nombre des hypothèses utilisées au cours de l'ACV réalisée pour les planches du chantier RN 76 est très important et doit faire l'objet de recherches plus approfondies. Par exemple, les phases de transfert entre le système source et les cibles, les mécanismes de persistance et de synergie sont encore très mal connus, ce qui conduit probablement à sous-estimer certains impacts ;
- par ailleurs, une réflexion approfondie reste nécessaire sur l'utilisation des ressources en granulats, qu'il serait intéressant de pouvoir mieux qualifier et caractériser au niveau français, avec comme objectif de construire un indicateur plus spécifique au domaine routier ;
- enfin, les indicateurs d'impacts, tels que calculés dans cet article, restent difficiles à interpréter et sont trop nombreux pour le seul domaine de l'environnement. En effet, à côté de ces indicateurs, le décideur ne peut pas ignorer les indicateurs socio-économiques. Il est donc nécessaire d'avancer dans le domaine des indicateurs et des méthodologies permettant des évaluations sociales, économiques et environnementales combinées.

Remerciements : Les auteurs souhaitent remercier Monsieur Denis Bouyssou, du Laboratoire d'Analyse et modélisation de systèmes pour l'aide à la décision de L'université de Paris-Dauphine, pour sa collaboration active.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ADEME, DIREM, *Bilans énergétiques et gaz à effet de serre des filières de production de biocarburants en France*, Note de synthèse, Coll. Données et Références, décembre 2002.

ALTENSTEDT J., PLEIJEL K., An alternative approach to Photochemical Ozone Creation Potentials Applied under European Conditions, *Journal of Air and Waste Management Association*, vol. 50, 2000, pp. 1023-1036.

ASSIES J.A., A risk-based approach to life-cycle impact assessment, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 61, 1998, pp. 23-29.

BLANC A., *Analyse de cycle de vie des filières de traitement des sites industriels pollués*, thèse de doctorat de l'INSA de Lyon, 1999.

BRANDT H., DE GROOT P., Emission and composition of fumes from current bitumen types, *Eurasphalt & Euro-bitume Congress*, Strasbourg, 2026, 1996.

BOITTIN R., *Mesures de bruit - convention SETRA-LCPC-DDE41-2001*, LRPC Blois, octobre 2002, 19 pages.

CERTU, METL, *Pollutions atmosphériques et circulation routière – données de base*, Collection Dossiers du CERTU Environnement, 1997.

EPA, *Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxidants*, EPA/600/P-93/004aF, US EPA, Washington, 1996.

EPA, *Framework for Responsible Environmental Decision-Making (FRED) : Using Life Cycle Assessment to Evaluate Preferability of Products*, EPA report 600/R-00/095, 2000.

EPA, Integrated Risk Information System (IRIS) database, <http://www.epa.gov/iris/index.html>, 2003.

BLOMBERG T., BOUSSAD N., CORONADO J., DE JONGHE T., EKSTRÖM L.G., HERMENT R., HOLTEN G., LECOULS H., MULLER A., THOMAS M., WATKINS S., *Partial Life Cycle Inventory for paving grade bitumen*, rapport Eurobitume, mai 1999.

Externe, E, Externalities of Energy, A Research Project of the European Commission, <http://externe.jrc.es/>, 2003.

FINIZIO A., VILLA S., *Environmental risk assessment for pesticides - A tool for decision making*, *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 22, 2002, pp. 235-248.

GOEDKOOOP M., *The ECO-INDICATOR 95*, Methodology report, 1996.

GOEDKOOOP et al., *The ECO-INDICATOR 99*, A damage oriented method for LCA, Methodology report, 2001.

- HEIKKILA P., HAMEILA M., PFAFFLI P., RIITA, The composition and measurement of bitumen vapours and fumes, *Eurasphalt & Eurobitume Congress*, Strasbourg, **2.022, 1996**.
- HUIJBREGTS et al., *Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I : Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multimedia fate exposure and effects model USES-LCA*, Chemosphere vol. 41, **2000**, pp. 541-573.
- BOFFETA P., BURSTYN I., PARTANEN T., KROMHOUT H., SVANE O., LANGARD S., JARVHOLM B., FRENTZEL-BEYME R., KAUPPINEN T., STUCKER I., SHAHAM J., HEEDERICK D., AHRENS W., BERGDAHL I., CENEE S., FERRO G., HEIKKILA P., HOOVELD M., JOHANSEN C., RANDEM B., SCHILL W., *IARC epidemiological study of cancer mortality among European asphalt workers*, IARC internal report **01/003**, Lyon, **2001**, 52 pages.
- RECHATIN C., DORMOY C., PIVETEAU V., ROUILLÉ G., SAILLEAU N., *Indicateurs de performance environnementale de la France*, rapport de l'IFEN, **1996**, 125 pages.
- OMAYE S.T., *Metabolic modulation of carbon monoxide toxicity*, *Toxicology*, Vol. 180, **2002**, pp. 139-150.
- IRVING OLSEN S., MOLLER CHRISTENSEN F., HAUSCHILD M., PEDERSEN F., LARSEN H.F., TORSLOV J., *Life Cycle Impact Assessment and risk assessment of chemicals – a methodological comparison*, *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 21, **2001**, pp. 385-404.
- ISO 14040 à 14043, NF X 30-300, *Management environnemental : Analyse de Cycle de Vie*, avril **1996**.
- JACQUES J.-P., OUDIN J., *Analyse du cycle de vie d'une chaussée : Suivi de fabrication, convention SETRA-LCPC-DDE41-2001*, SEMR Blois, septembre **2001**, 20 pages.
- JULLIEN A., VENTURA A., MONÉRON P., LACHET C., GAILLARD D., *Recyclage dans la route : Vers une économie des ressources naturelles ?* INRETS, actes du 1er colloque scientifique international Environnement et Transports, Avignon, 19-20 juin, **2003**, pp. 182-188.
- JULLIEN A., MONÉRON P., GUIEYSSE B., *Déconstruction et reconstruction de la chaussée expérimentale de la RN76 – résultats bruts de consommation des engins*, **TGCE/CDD/2002-03, 2002**.
- KHALIFA K., Méthode d'évaluation des impacts, *Techniques de l'Ingénieur*, traité Environnement, **G 5 615, 2000**.
- MONÉRON P., JULLIEN A., QUARANTA G., GAILLARD D., *Comparaison environnementale d'enrobés routiers, actes des XXI^e rencontres universitaires de génie civil sur le développement durable en génie civil*, La Rochelle, 2-3 juin, vol. 1, **2003**, pp. 449-457.
- MONÉRON P., JULLIEN A., TASKY R., GUYESSE B., LACHET C., *Analyse des mesures d'émissions gazeuses lors de la mise en œuvre, à différents taux de recyclage, des enrobés du chantier RN76*, **TGCE/CDD/2003-02, 2003**, 28 pages.
- ROUSSEAUX P., Évaluation des impacts dans l'Analyse de Cycle de Vie, *Techniques de l'ingénieur*, **G 5605, 1998**.
- SANKHO O.A., *An evaluation of the analysis of ecological risks method in environmental impact assessment*, *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 16, **1996**, pp. 183-188.
- SETAC, *Guidelines for Life-Cycle Assessment : a "code of practice"*, 1st ed., Ed. SETAC from the SETAC workshop march 31st-april 3rd, Sesimbra, Portugal, **1993**.
- SETAC, *Life-Cycle Impact Assessment Data Quality : a conceptual Framework*, Ed. SETAC Foundation for Environmental Education, Florida, **1994**.
- SETAC, *Life-Cycle Impact Assessment : The State of the Art*, 2nd edition, Report of the SETAC Impact Assessment Workgroup, Ed. SETAC Foundation for Environmental Education, Florida, **1998**.
- SETRA, METL, CERTU, ADEME, *Annexe technique à la note méthodologique sur les études d'environnement dans les projets routiers « volet air »*, juin **2001**.
- SHNEIDER F., CHEVALIER J., NAVARRO A., Problèmes d'affectation dans l'Analyse de Cycle de Vie, *Techniques de l'ingénieur*, **G 5550, 1998**.
- SODAE, *Campagne de mesures de gaz odorants émis lors de la fabrication et de l'étalage d'enrobés de quatre formulations différentes*, rapport CDE **C01/22208, 2002**.
- SPADARO J.V., *Evaluation des dommages de la pollution de l'air : modélisation, études, sensibilité et applications*, thèse de l'École des Mines de Paris soutenue le 16 décembre **1999**.
- STRIPPLE H., *Life Cycle Assessment of road : A pilot study for inventory analysis*, mars **2001**.
- TUKKER A., KLEIJN R., *Tentative LCA-normalisation data for Sweden*, TNO/CML, report **96/49**, Apeldoorn, the Netherlands Critical Review by L-G. Lindfors, prof. R.U. Ayres and prof. W. Klöpffer, **1996**, 300 pages.
- VENTURA A., BEBIEN S., JULLIEN A., MONÉRON P., *Emissions gazeuses lors des phases de déconstruction, reconstruction et transport associées au chantier de la RN 76*, rapport LCPC, **TGCE/CDD/2003-03, 2003**, 50 pages.
- Norme XP P 98-135, *Enrobés hydrocarbonés – Caractérisation des agrégats d'enrobés pour recyclage à chaud en centrale*, **2001**.