

Impacts des eaux de ruissellement de chaussées sur les milieux aquatiques

État des connaissances

Jean-Claude BOISSON

Chargé de recherche

Laboratoire des sciences de l'environnement

École nationale des travaux publics de l'État

Vaulx-en-Velin

RÉSUMÉ

Les eaux de ruissellement de chaussées apportent dans les hydrosystèmes des matières minérales et organiques de façon chronique, saisonnière ou accidentelle. Les études menées depuis une vingtaine d'années sur différents sites autoroutiers français et étrangers ont permis de définir les polluants majeurs, d'évaluer les charges de pollution et de caractériser les principaux facteurs contrôlant ces charges. En revanche, les études relatives à l'impact des rejets d'eaux de ruissellement d'origine routière sur les milieux aquatiques sont peu nombreuses. La réponse du milieu récepteur, plus particulièrement celle des organismes, dépend de nombreux facteurs. Ainsi, les résultats obtenus sont relativement hétérogènes et diffèrent suivant les sites autoroutiers, les milieux récepteurs et les paramètres physico-chimiques ou biologiques retenus. Les recherches doivent être poursuivies et complétées par de nouvelles études de terrain et de laboratoire.

MOTS CLÉS : 15 - Eau - Ruissellement - Chaussée (corps de) - Pollution - Études d'impact (environnement) - Autoroute - Qualité.

Introduction

Les aménagements routiers sont susceptibles de perturber les milieux aquatiques par la modification des écoulements (aménagement hydrauliques, augmentation des surfaces drainées, colmatage des fonds, augmentation des débits, etc.) et par le rejet d'effluents polluants. En effet, les eaux de ruissellement de chaussées apportent dans les hydrosystèmes des matières minérales et organiques de façon chronique (émission des véhicules, usure des pneus, etc.), saisonnière (salage hivernal) ou accidentelle (déversement de produits dangereux) (SETRA, 1993). Ces apports provoquent une modification des caractéristiques chimiques, physiques et biologiques des milieux : ils peuvent ainsi entraîner des phénomènes d'eutrophisation ou avoir des effets toxiques. L'intensité de la perturbation est fonction, d'une part, de l'importance des apports (fréquence des événements, amplitude, durée) et, d'autre part, des capacités du milieu à subir cette perturbation sans qu'un changement n'intervienne dans ses caractéristiques.

Il est nécessaire d'apprécier l'impact de la pollution sur le milieu récepteur afin notamment de fixer un niveau de rejet acceptable. La loi sur l'eau du 3 janvier 1992 a institué une approche globale de la préservation des eaux et plus généralement des milieux aquatiques. Dans son article 10, elle institue un régime de déclaration ou d'autorisation pour les ouvrages, travaux et activités affectant l'aménagement des eaux et la qualité des eaux. Ainsi, les eaux urbaines strictes et de nombreuses activités routières sont concernées par cet article 10.

Les études concernant l'évaluation de la qualité des eaux pluviales sont relativement anciennes, mais se sont beaucoup développées depuis 1985. Elles portent essentiellement sur la caractérisation physico-chimique des eaux. Cependant, l'analyse physico-chimique de rejets intermittents est insuffisante pour une bonne prévision et appréciation de leurs effets sur les milieux récepteurs. Peu d'études ont été menées concernant l'impact des eaux de ruissellement d'origine routière sur les milieux aquatiques. Nous nous proposons de faire le point sur l'état des connaissances dans ce domaine, après un bref rappel concernant les paramètres de caractérisation des eaux de ruissellement de chaussées.

Qualité des eaux de ruissellement de chaussées

Les études sur la composition physico-chimique des eaux de ruissellement de chaussées ont débuté dans les années 1980 (Cathelain et al., 1981 ; Baladès et al., 1985 ; Verniers et Loze, 1985 ; Sansalone et Buchberger, 1995 ; Legret et al., 1996 ; Sansalone et al., 1997 ; Thomson et al., 1997). Les résultats acquis sur différents sites autoroutiers français et étrangers ont permis de définir les polluants majeurs, d'évaluer les charges de pollution et de caractériser les principaux facteurs contrôlant ces charges (fig. 1).

Les substances polluantes présentes dans les eaux de ruissellement ont pour principales origines (Tabuchi, 1993 ; SETRA, 1993 ; Thomson et al., 1997) :

- les émissions gazeuses provenant de la combustion des carburants (dioxyde de soufre, oxydes d'azote, monoxyde de carbone, HAP, plomb, etc.),
- l'usure des revêtements (goudron, sables, etc.) et des véhicules (peintures, métaux lourds dont cuivre, chrome, cadmium, aluminium, fer, nickel, etc.),
- les pertes de carburants et de lubrifiants (hydrocarbures, etc.),
- les apports de fondants chimiques (NaCl, CaCl₂, KCl et leurs additifs : phosphates, nitrates, ferrocyanures, chromes, etc.) et de produits phytosanitaires (herbicides, etc.),
- divers apports pouvant émaner des véhicules (terre, boue, etc.) ou du milieu environnant (poussières, feuilles mortes, etc.).

L'importance des apports polluants dépend de trois principaux facteurs (Tabuchi, 1993 ; SETRA, 1993 ; Thomson et al., 1997) :

① climatiques : durée de temps sec, durée et intensité des précipitations, hauteur de pluie totale, etc.,

② humains : intensité du trafic, qualité des carburants, travaux d'entretien, accidents, etc.,

③ techniques : nature du bassin versant routier drainé et du revêtement, mode de collecte et d'assainissement des eaux pluviales, etc.

Impacts des eaux de ruissellement de chaussées

Peu de travaux ont été réalisés concernant l'impact des rejets d'eaux de ruissellement de chaussées sur les milieux aquatiques : une vingtaine d'études recensées, concernant, essentiellement les milieux d'eaux courantes. En revanche, il existe de nombreux travaux relatifs aux effets de substances polluantes comme les hydrocarbures et les métaux lourds (substances présentes dans les eaux de ruissellement de chaussées) sur des organismes cibles (Makepeace et al., 1995) ou les milieux aquatiques (Hall et Godwin-Saad, 1996). Ces études n'ayant pas de relation directe avec le sujet traité, elles ne seront pas analysées dans ce travail.

Considérations générales

Les rejets d'eaux de ruissellement de chaussées constituent une source de pollution intermittente variant à la fois dans l'espace et dans le temps. La réponse du milieu récepteur, plus particulièrement celle des organismes, dépend de nombreux facteurs (fig. 2) :

- les caractéristiques du rejet (Seager et Maltby, 1989 ; Brooks et al., 1996) : teneurs en substances polluantes, durée, amplitude et fréquence des événements ;
- les caractéristiques physico-chimiques du milieu récepteur (Bourg et Bertin, 1996) : capacités auto-épuratrices (débit, température, oxygénation, etc.), pouvoir tampon (pH, alcalinité, etc.), présence d'autres substances polluantes (effets antagonistes ou synergiques) ;
- les caractéristiques de la biocénose (Seager et Maltby, 1989 ; McCahon et Pascao, 1990) : composition (degré de polluo-sensibilité des différentes espèces), structure (diversité, interactions spécifiques, etc.), stade de développement, état sanitaire, etc.

Ces différentes variables biotiques et abiotiques interagissent sur l'écosystème et conditionnent sa réponse en fonction de ses capacités à subir la perturbation (résistance du milieu). Ainsi, trois niveaux de réponses sont possibles (Hart et Cairns, 1984) :

- absence de réponse : les apports polluants n'ont pas d'effets détectables sur l'hydrosystème ;

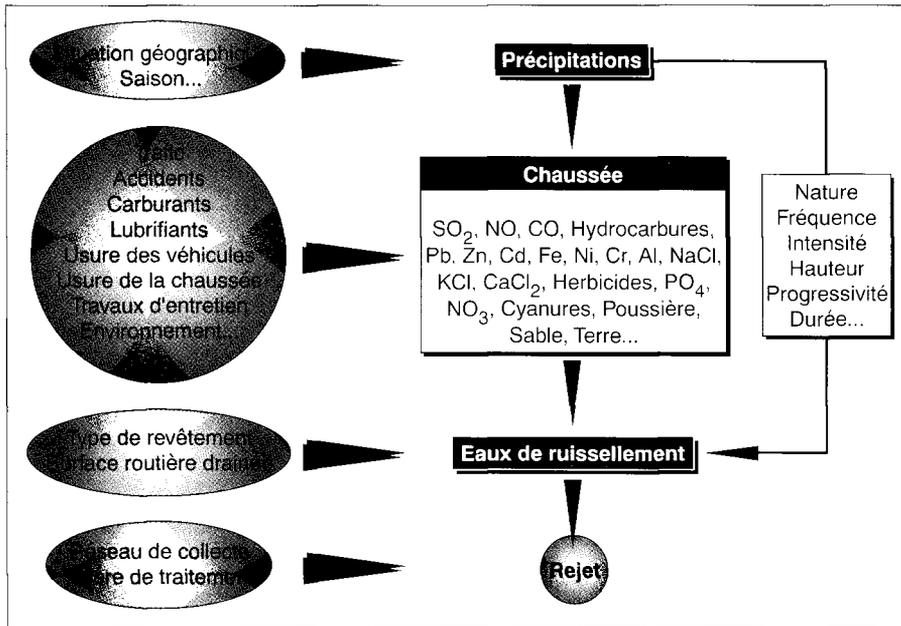


Fig. 1 - Polluants majeurs présents dans les eaux de ruissellement de chaussées et principaux facteurs contrôlant les charges de pollution.

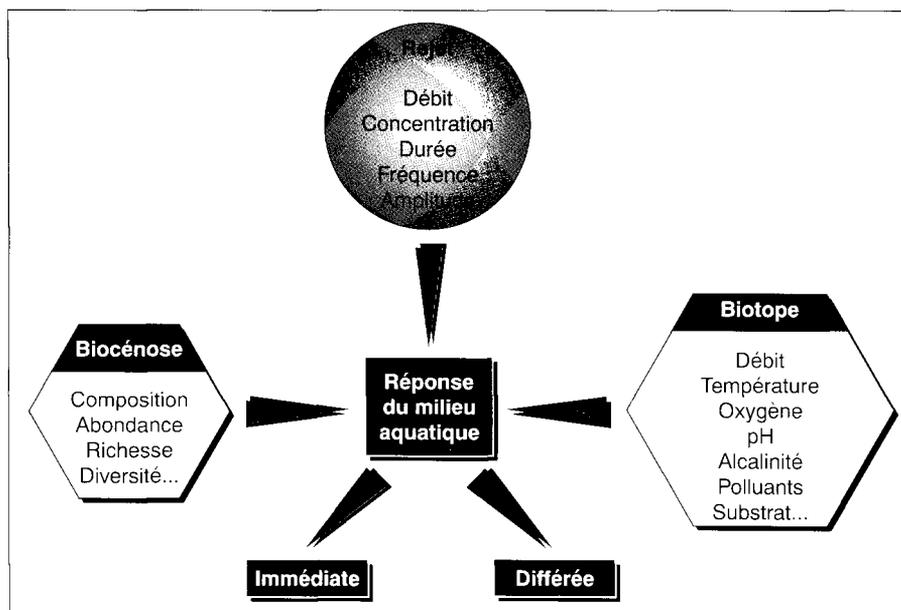


Fig. 2 - Principaux facteurs affectant la réponse d'un milieu aquatique soumis à des rejets d'eaux de ruissellement de chaussées.

➤ réponse détectable : généralement les effets augmentent avec la charge polluante mais restent sublétaux (réduction de l'alimentation, de la reproduction, de la croissance, etc.) ;

➤ réponse nette : il y a saturation du système, la charge polluante a un effet létal et, à partir de ce seuil, toute augmentation des apports ne modifie plus la réponse du système.

L'impact des rejets de temps de pluie peut s'observer sur de vastes échelles spatiales et temporelles. Malgré leur caractère épisodique et relativement ponctuel, les rejets d'eaux de ruissellement de chaussées n'auront pas nécessairement un effet immédiat. Suivant leurs caractéristiques (charge, nature), l'effet pourra être différé dans le temps (Chocat et al., 1993) :

➤ l'effet immédiat résulte de la discontinuité des rejets pluviaux, qui peuvent produire des effets de choc par une pollution passagère mais accentuée. Après chaque événement, le milieu retrouve généralement ses conditions physico-chimiques initiales (turbidité, pH, oxygène dissous, éléments dissous et flottants, etc.) ;

➤ les effets différés proviennent de la répétition des événements qui favorise l'accumulation et la persistance dans le milieu de certaines substances (sédiments issus des matières en suspension, micropolluants organiques et minéraux, etc.). Ces éléments peuvent être relargués ou remis en suspension lors des crues, puis dispersés dans le milieu à plus ou moins longue distance.

Outils d'évaluation et méthodologie

L'évaluation de l'impact des eaux de ruissellement de chaussées fait appel aux mêmes méthodes et outils que ceux utilisés pour diagnostiquer la qualité d'un milieu aquatique soumis à un rejet polluant (ministère de l'Équipement, 1977 ; ministère de l'Environnement, 1989 ; Boisson, 1996).

En fonction de l'importance des apports et des capacités assimilatrices du milieu, les rejets d'eaux pluviales peuvent engendrer un gradient longitudinal « amont - aval » des conditions physico-chimiques et un gradient longitudinal « amont - aval » des conditions biologiques :

- les phénomènes de convection, de dispersion turbulente, de diffusion et de sédimentation assurent en aval du rejet un gradient de concentrations dans l'eau et les sédiments ;
- parallèlement aux nouvelles conditions physiques et chimiques du milieu récepteur, un gradient biologique s'installe.

Les gradients biologiques peuvent être évalués de deux points de vue (Vindimian et Garric, 1993 ; ministère de l'Environnement, 1994) :

① celui de la structure des peuplements, considérés d'un point de vue systématique : l'état du milieu est décrit généralement à l'aide d'indices biologiques (indices biotiques, indices de diversité, etc.) basés sur la composition des peuplements (richesse, abondance, présence d'espèces indicatrices, etc.) ;

② celui de la succession ou de l'évolution de bio-indicateurs/biomarqueurs écophysologiques et/ou écotoxicologiques : cette démarche néglige la composition biologique du milieu en insistant sur les modifications biochimiques, physiologiques ou comportementales des organismes aquatiques (activité enzymatique, production, respiration, croissance, luminescence, mobilité, mortalité, etc.).

Les tests écotoxicologiques peuvent être réalisés au niveau cellulaire et tissulaire ou au niveau d'organismes tests. Les organismes peuvent être exposés soit directement à des effluents bruts ou aux sédiments, soit à des substances polluantes extraites de ces matrices (hydrocarbures, etc.), ou à une solution mère de substance chimique (métal, hydrocarbures aromatiques polycycliques, sel, etc.).

Impacts sur les milieux d'eaux courantes

Le peu d'études réalisées en temps de pluie ne met pas en évidence un effet notable des rejets sur la composition physico-chimique des eaux. Ainsi, Maltby *et al.* (1995a) observent que les eaux de ruissellement de l'autoroute M1 (Angleterre) ne modifient pratiquement pas la qualité

des eaux de sept ruisseaux récepteurs ; notamment en ce qui concerne le pH, la température, l'alcalinité et l'oxygène dissous. Seule, une faible augmentation des concentrations en ions sulfate et chlorure est observée au niveau d'un cours d'eau.

Des résultats comparables ont été trouvés par Smith et Kaster (1983) sur la rivière Sugar (États-Unis, Wisconsin) qui reçoit les eaux pluviales d'une autoroute à faible trafic (8 000 véhicules par jour).

En période de temps sec, ou à l'issue de prélèvements ponctuels, aucune modification de la qualité des eaux n'est observée (Shutes, 1984 ; Faessel *et al.*, 1997).

En revanche, l'utilisation de fondants chimiques pour le traitement hivernal des routes peut avoir un impact important sur les cours d'eau. Ralston (*in* Dickman et Gochner, 1978) estime que 20 à 40 % des charges entrantes en chlorures dans le lac Ontario proviennent de l'épandage des sels de déverglaçage en hiver. Les concentrations en chlorures les plus élevées s'observent au début du dégel (cinq à dix fois plus que la normale), laissant supposer que les apports aux cours d'eau se font par vagues en fonction de la température (Scott, 1976). L'effet du salage des routes peut également se ressentir en dehors de la période hivernale, lors de la remise en suspension des sédiments dans lesquels les chlorures sont stockés (Faessel *et al.*, 1997).

De nombreux contaminants présents dans les eaux de ruissellement sont associés aux particules organiques et inorganiques (Revitt et Ellis, 1980). Au niveau de l'autoroute A11 (Nantes), Legret *et al.* (1996) observent que plus de 50 % des métaux lourds et près de 40 % des hydrocarbures sont dans des fractions ayant un diamètre inférieur à 250 µm, soit 18 % des matières en suspension. Après rejet dans le cours d'eau, ces substances sont susceptibles de décanter et de s'accumuler dans les sédiments, mais comme précédemment peu d'études le mettent en évidence. Ainsi, au niveau de vingt cours d'eau répartis sur l'ensemble du réseau autoroutier français, les analyses de métaux lourds dans les sédiments révèlent une contamination relativement modérée pour quatre d'entre eux (Pb, Zn et Cd principalement) (Faessel *et al.*, 1997). Maltby *et al.* (1995a) observent une augmentation des teneurs en métaux lourds et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sédiments des sept ruisseaux récepteurs des eaux de ruissellement de l'autoroute M1. Pour chacun des ruisseaux considérés, l'amplitude de la différence entre les valeurs à l'amont et à l'aval des rejets varie. Ils mettent ainsi en évidence une corrélation entre la charge potentielle, définie comme le ratio de la longueur de route

drainée par rapport à la taille du cours d'eau (largeur × profondeur), et l'augmentation de concentration en hydrocarbures aromatiques dans les sédiments.

L'impact des eaux de ruissellement d'origine routière sur la structure des biocénoses aquatiques a essentiellement été étudié à partir des macro-invertébrés benthiques (larves d'insectes, mollusques, vers, crustacés peuplant le fond des cours d'eau). En France, depuis une dizaine d'années, des études de suivi des impacts autoroutiers ont été engagées (autoroutes A31, A81, A71, A40, etc.), mais aucun effet n'a été mis en évidence, la composition taxonomique, la richesse et la diversité faunistique des peuplements benthiques n'étant pas modifiées (Merle, 1994). Toutefois, l'importante étude menée récemment par Faessel *et al.* (1997) fournit des réponses plus précises : au niveau de dix cours d'eau répartis sur le territoire français, l'analyse des peuplements de macro-invertébrés benthiques montre une altération à caractère toxique au niveau de quatre d'entre eux. L'altération est variable suivant les caractéristiques mésologiques des sites et la période d'échantillonnage. L'effet des rejets autoroutiers est surtout décelable dans les milieux où prédominent les faciès sédimentaires. Il se traduit par une baisse de l'abondance ou une disparition de certains taxons. De même, au niveau de l'autoroute M1, Maltby *et al.* (1995a) observent un effet au niveau de quatre ruisseaux parmi les sept étudiés, dont un est plus particulièrement affecté (Pigeon Bridge Brook). Cela se traduit par une diminution significative de l'abondance, de la diversité et du nombre d'espèces sensibles à la pollution au sein des peuplements de macro-invertébrés benthiques. Au niveau du ruisseau le plus altéré, ils observent également une diminution de la diversité chez les fonges et une diminution de l'activité microbienne de décomposition de la litière. En revanche, le peuplement algal n'est pas affecté par les rejets d'eaux de ruissellement. Dans le cas de la rivière Heywoorth (Québec), un enrichissement en chlorure de sodium (1 g/l) provoque une augmentation du nombre de bactéries périphytiques au détriment des algues dont l'abondance et la diversité diminuent significativement après 28 j d'exposition (Dickman et Gochnauer, 1978). Ce traitement provoque également une diminution des invertébrés brouteurs.

La difficulté de mettre en évidence un impact peut parfois résulter de caractéristiques physiques différentes (vitesse, substrat, etc.) entre les stations encadrant le rejet. Ainsi, au niveau de la rivière Sugar (Smith et Caster, 1983), la station aval, qui reçoit la plus forte charge polluante, a une qualité biologique comparable à celle de la station amont de référence, les capacités d'ac-

cueil du milieu étant très favorables à la faune benthique (vitesse du courant assez élevée, substrat hétérogène).

De même, lorsque les eaux de ruissellement d'origine routière sont associées à un rejet urbain, il est difficile de distinguer la part de responsabilité de chaque source polluante dans l'altération de la qualité physico-chimique et biologique des eaux (Shutes, 1984 ; David et Georges, 1987 ; Faessel *et al.*, 1997). Dans ce cas, l'analyse de composés spécifiques aux eaux de ruissellement de chaussées (hydrocarbures, métaux, etc.) au niveau des sédiments ou dans les tissus des organismes permettrait de distinguer la part imputable à l'aménagement routier (voir ultérieurement).

Impacts sur les milieux lacustres

Les quelques études réalisées au niveau de plans d'eau (lacs, lagunes, marais) montrent que les rejets autoroutiers n'ont pas d'effets détectables sur la composition physico-chimique des eaux (Gjessing *et al.*, 1984b ; Mungur *et al.*, 1995). Comme précédemment, une exception existe pour les plans d'eau situés dans des secteurs géographiques nécessitant un salage hivernal du réseau routier. Ainsi, Baekken (1994) observe dans le lac Padderudvann (Norvège) un doublement de la valeur de la conductivité (300 $\mu\text{cm/cm}$) en quarante ans. De même, Judd (1970) observe que les eaux de fonte, de densité plus élevée, migrent vers le fond (hypolimnion) et ne permettent pas le brassage complet des eaux du lac First Sister (Michigan) durant trois années consécutives.

L'absence de substances polluantes rémanentes dans la colonne d'eau laisse supposer qu'elles s'accumulent dans les compartiments sédimentaires et biocénologiques. Ainsi, au niveau du lac Padderudvann (Norvège), la majorité des métaux lourds est concentrée dans les deux premiers centimètres des sédiments avec des teneurs deux à quatre fois plus importantes que celles observées dans les milieux de référence (Gjessing *et al.*, 1984b). Au niveau de plans d'eau de petite taille et peu profonds (lagune, zone humide), les teneurs en métaux dans les sédiments sont relativement identiques en tout point du plan d'eau, mais elles subissent des variations saisonnières. Ces variations sont la résultante de deux principaux phénomènes : la variabilité annuelle des précipitations et des apports polluants qu'elles génèrent, et la présence de végétaux aquatiques (Mungur *et al.*, 1995). Ces derniers peuvent accumuler et métaboliser les métaux à des degrés divers en fonction des espèces, de leur stade de développement et des tissus considérés (Ellis *et al.*, 1994). Les organes souterrains en contact avec les sédiments renferment généralement plus de

métaux que les parties supérieures (tiges, feuilles). Mungun et *al.* (1995) ont montré que les racines et les rhizomes de trois macrophytes (Phragmites, Iris et Typha), pouvaient accumuler 57 à 100 % des métaux durant la période végétative estivale. En revanche, après la défoliation automnale, ces éléments sont susceptibles d'être relargués dans le milieu au cours de leur décomposition (Ellis et *al.*, 1994).

Dans le lac Pedderuvann, Baekken (1994) observe un effet des rejets de l'autoroute E 18 sur la faune benthique. La richesse spécifique des macro-invertébrés de la zone littorale et l'abondance des invertébrés des secteurs plus profonds diminuent significativement à proximité du rejet. L'analyse des teneurs en métaux et en HAP dans les tissus d'un mollusque bivalves (anodonte) et d'un poisson (perche) confirme la complexité des réponses en fonction des espèces. Ainsi par rapport à un lac de référence, l'anodonte renferme deux à trois fois plus de cadmium et de zinc dans ces tissus et la perche cinq fois plus d'HAP. Les faibles teneurs en HAP dans le mollusque résultent de sa capacité à les métaboliser et les excréter plus rapidement que le poisson. Le salage hivernal peut avoir des effets indirects sur la faune, au niveau du lac First Sister (voir précédemment), l'absence de brassage complet des eaux génère des conditions physico-chimiques défavorables pour les invertébrés benthiques (Hawkins et Judd, 1972). Ces derniers sont présents uniquement dans les zones littorales avec une diminution de la richesse spécifique au niveau du rejet.

Effets toxicologiques sur les organismes aquatiques

La toxicité des effluents bruts est variable suivant les espèces utilisées pour les essais. Ainsi, Gjessing et *al.* (1984a) observent que des eaux de ruissellement prélevées après des précipitations neigeuses provoquent une activation de l'activité microbienne de dégradation de la matière organique (DBO_5), mais ne modifient pas la croissance de deux algues tests (*Selenastrum capricornutum* et *Synedra acus*). Mulliss et *al.* (1996) ont étudié durant 36 j consécutifs l'effet d'un rejet urbain mixte (eaux pluviales et eaux vannes) sur deux crustacés (*Gammarus pulex* et *Asellus aquaticus*). Certains paramètres physico-chimiques (DBO_5 , MES, métaux, débit) sont corrélés avec le taux de mortalité des deux espèces, alors que d'autres paramètres agissent plus spécifiquement suivant les caractéristiques écologiques de chaque organisme (NH_4 , débit, etc.). La réponse du crustacé *Gammarus* varie également suivant la nature de la matrice (eau, sédiment) avec laquelle il est en contact durant

l'essai. Ainsi, au niveau de Pigeon Bridge Brook, Maltby et *al.* (1995b) n'observent pas d'effets létaux significatifs avec les eaux prélevées à l'aval du rejet, mais une faible mortalité lorsque les animaux sont mis en contact avec les sédiments (10 % en 14 j d'exposition).

Les eaux de ruissellement de chaussées et les sédiments sont contaminés par de nombreuses substances potentiellement toxiques. L'intérêt est de pouvoir identifier au sein de ce mélange complexe les toxiques majeurs. Diverses techniques analytiques permettent, en particulier pour les métaux et les hydrocarbures, de les extraire de leur matrice et de les identifier. Ainsi, l'extraction du cuivre, du zinc et des HAP des sédiments de Pigeon Bridge Brook (Maltby et *al.*, 1995b) ramène le taux de mortalité chez *Gammarus* à une valeur comparable à celle de la station de référence. De plus, un fractionnement sélectif des hydrocarbures montre que les HAP sont les plus toxiques (> 90 % de mortalité en 14 j contre < 12 % pour les hydrocarbures aliphatiques). Ce résultat est confirmé par Boxall et Maltby (1995) chez *Gammarus*, alors que les hydrocarbures aliphatiques semblent plus toxiques chez la bactérie *Photobacterium phosphoreum* (test Microtox). La réponse de chaque espèce est fonction de leur capacité de métabolisation et d'excrétion des différentes fractions et molécules chimiques. Pour les hydrocarbures, elle dépend de la valeur du coefficient K_{ow} (coefficient de partage octanol/ eau), qui donne une assez bonne idée de leur biodisponibilité.

Impacts de pollutions accidentelles : cas des hydrocarbures

Les risques de pollutions accidentelles constituent une autre source de perturbation des milieux aquatiques. Parmi les nombreux produits transportés et susceptibles de provoquer une pollution dangereuse, les hydrocarbures représentent 58 % des cas (Environnement Magazine, 1995). Nous considérerons uniquement ces substances sachant que leur impact sur les milieux aquatiques a été étudié essentiellement dans le cas de fuites de pipeline.

Les quelques études menées sur des milieux non marins (cours d'eau et lacs) traitent surtout de l'impact des hydrocarbures sur les micro-organismes (bactéries, algues) et les invertébrés benthiques. Les effets observés, inhibition ou stimulation, dépendent de nombreux facteurs (McKinley et *al.*, 1982 ; Werner et *al.*, 1984) :

➤ caractéristiques des hydrocarbures : teneurs, composition chimique (pétrole brut ou raffiné, présence d'additifs, etc.), caractéristiques physiques (capacités à s'évaporer, à passer en émulsion).

sion, à se dissoudre, à s'adsorber sur les substrats minéraux ou organiques, etc.) ;

➤ caractéristiques environnementales : conditions climatiques (ensoleillement, température, vent, etc.) et hydrologiques (vitesse du courant, turbulence, granulométrie, etc.) ;

➤ caractéristiques de la biocénose : sensibilité des espèces, capacité d'adaptation.

Généralement, en eaux courantes ou milieux lacustres, l'apport d'hydrocarbures stimule le peuplement de micro-organismes hétérotrophes et autotrophes (Horowitz et Atlas, 1977 ; Lock et al., 1981a ; Werner et al., 1984). Cela se traduit par une augmentation assez rapide de la biomasse et de l'activité métabolique (respiration, minéralisation de la matière organique, incorporation de substrat, etc.). Toutefois, la stimulation est négligeable si le temps de contact avec l'hydrocarbure est court et ne permet pas sa pénétration dans le biofilm (Lock et al., 1981b). Les hydrocarbures constituent une source en éléments carbonés et inorganiques qui favorise le développement de la microflore, et plus particulièrement celui des espèces capables de dégrader les hydrocarbures ou de consommer les métabolites issus de leur décomposition (McKinley et al., 1982). Cette stimulation peut également résulter d'une réduction de la pression de broutage par les macro-invertébrés (Lock et al., 1981a). La réponse de ces derniers reste également variable suivant les espèces (Mozley, 1978).

L'impact est plus important au niveau des secteurs lents (trous d'eau, rives, rivages) où l'adsorption des hydrocarbures sur les sédiments et les végétaux est facilitée.

Conclusions

L'évaluation et la prévision de l'impact des rejets d'eaux de ruissellement de chaussées sur les milieux aquatiques semblent encore relativement complexes. La difficulté provient du caractère intermittent de la pollution, de sa variabilité spatio-temporelle et de la multitude de facteurs physiques, chimiques et biologiques qui conditionnent la réponse du milieu récepteur.

Les quelques travaux réalisés depuis une vingtaine d'années confirment la complexité du problème et la difficulté d'apporter une réponse précise. Les résultats obtenus sont relativement hétérogènes et diffèrent suivant les sites auto-routiers, les milieux récepteurs et les paramètres physico-chimiques ou biologiques retenus (fig. 3).

Ces travaux doivent être poursuivis et complétés par de nouvelles études de terrain. Toutefois, pour faciliter la compréhension des mécanismes mis en jeu, il serait intéressant de travailler en milieu artificiel ou semi-artificiel (canal ou rivière artificiels), afin de pouvoir contrôler les principaux paramètres liés au rejet (dose, fréquence, amplitude) et au milieu récepteur (hydrologie, physico-chimie, organismes test).

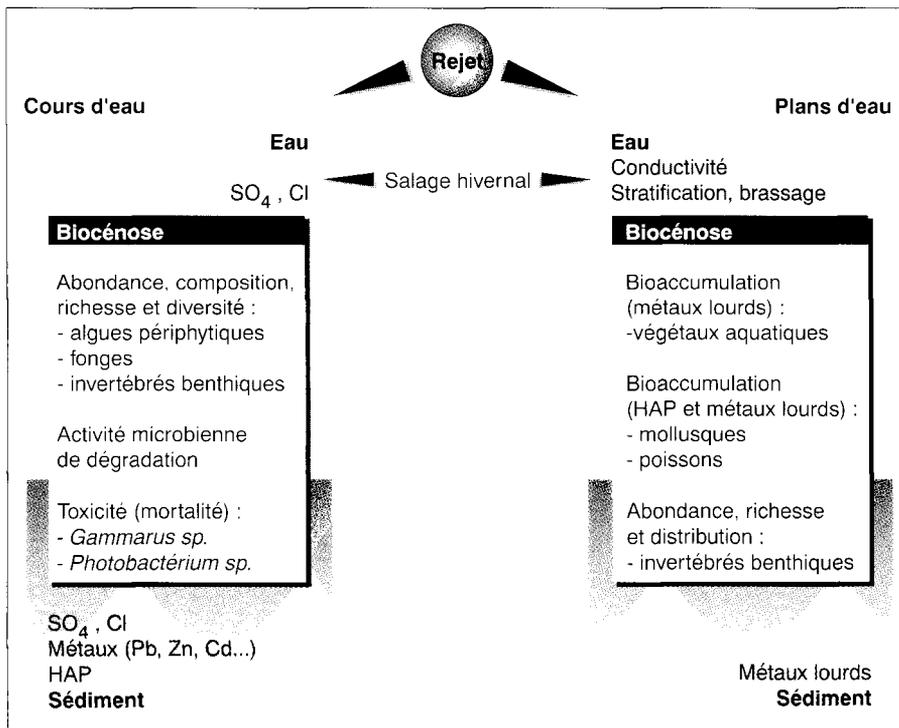


Fig. 3 - Paramètres écologiques affectés par les rejets d'eau de ruissellement de chaussées en milieu aquatique (état des connaissances).

- BÆKKEN T. (1994), Effects of highway pollutants on a small Norwegian lake, *The Science of the Total Environment*, **146/147**, pp. 131-139.
- BALADÈS J.-D., CATHELAIN M., MARCHANDISE P., PEYBERNARD J., PILLOY J.-C. (1985), Pollution chronique des eaux de ruissellement d'autoroutes interurbaines, *Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, **140**, pp. 93-100.
- BOISSON J.-C. (1996), Évaluation de la qualité des milieux aquatiques (diagnoses), ENTPE, 25 p. + annexes.
- BOURG A.C.M., BERTIN C. (1996), Diurnal variations in the water chemistry of a river contaminated by heavy metals: natural biological cycling and anthropic influence, *Water, Air and Soil Pollution*, **86**, pp. 101-116.
- BOXALL A.B.A., MALTBY L. (1995), The characterization and toxicity of sediment contaminated with road runoff, *Water Research*, **29**, pp. 2043-2050.
- BROOKS A.W., MALTBY L., SAUL A.J., CALOW P. (1996), A simple outdoor artificial stream system designed to study the effects of toxicant pulses on aquatic organisms, *Water research*, **30**, pp. 285-290.
- CATHELAIN M., FRIANT G., OLIÉ J.-L. (1981), Les eaux de ruissellement de chaussées autoroutières: évaluation des charges de pollution, *Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, **116**, pp. 9-24.
- CHOCAT B., CATHELAIN M., MARES A., MOUCHEL J.-M. (1993), La pollution due aux rejets urbains par temps de pluie: impacts sur les milieux récepteurs, *La Houille Blanche*, **1/2**, pp. 97-105.
- DAVID J.B., GEORGE J.J. (1987), Benthic invertebrates as indicators of urban and motorway discharges, *The Science of the Total Environment*, **59**, pp. 291-302.
- DICKMAN M.D., GOCHNAUER M.B. (1978), A scanning electron microscopic study of periphyton colonization in a small stream subjected to sodium chloride addition, *Verhandlungen International Vereinigung Limnologie*, **20**, pp. 1738-1743.
- ELLIS J.B., REVITT D.M., SHUTES R.B.E., LANGLEY J.M. (1994), The performance of vegetated biofilters for highway runoff control, *The Sciences of the Total Environment*, **147**, pp. 543-550.
- ENVIRONNEMENT MAGAZINE (1995), Guide expert Eaux pluviales: Supplément n° 1537, 18 pages.
- FAESSEL B., ROGER M.-C., GAY C. (1997), *Impact des rejets autoroutiers sur les milieux dulcicoles*. Rapport de Synthèse, Cemagref, 42 pages.
- GJESSING E., LYGREN E., ANDERSEN S., BERGLIND L., CARLBERG G., EFRAIMSEN H., KALLOVIST T., MARTISEN K. (1984a), Acute toxicity and chemical characteristics of moderately polluted runoff from highways, *The Science of the Total Environment*, **33**, pp. 225-232.
- GJESSING E., LYGREN E., BERGLIND L., GULBRANDSEN T., SKAANE R. (1984b), Effect of highway runoff on lake water quality, *The Science of the Total Environment*, **33**, pp. 245-257.
- HALL S., GODWIN-SAAD E. (1996), Effects of pollutants on freshwater organisms, *Water Environment Research*, **68**, pp. 776-784.
- HART K.M., CAIRNS J. (1984), The maintenance of structural integrity in freshwater protozoan communities under stress, *Hydrobiologia*, **108**, pp. 171-180.
- HAWKINS R.H., JUDD J.H. (1972), Water pollution as affected by street salting, *Water Resources Bulletin*, **8**, pp. 1246-1252.
- HOROWITZ A., ATLAS R.M. (1977), Response of microorganisms to an accidental gasoline spillage in an arctic freshwater ecosystem, *Applied and Environmental Microbiology*, **33**, pp. 1252-1258.
- JUDD J.H. (1970), Lake stratification caused by runoff de-icing, *Water Research*, **4**, pp. 521-532.
- LEGRET M., LE MARC C., DEMARE D., LAFAGE G. (1996), *Suivi de la qualité des eaux de ruissellement sur chaussée autoroutière*. Autoroute A11, Convention SETRA-LCPC **344 035**, 61 pages.
- LOCK M.A., WALLACE R.R., BARTON D.R., SHARLTON S. (1981a), The effects of synthetic crude oil on microbial and macro-invertebrate benthic river communities: Part I - colonisation of synthetic crude oil contaminated substrata, *Environmental Pollution*, **24**, pp. 207-217.
- LOCK M.A., WALLACE R.R., BARTON D.R., SHARLTON S. (1981b), The effects of synthetic crude oil on microbial and macro-invertebrate benthic river communities: Part II - the response of an established community to contamination by synthetic crude oil, *Environmental Pollution*, **24**, pp. 263-275.
- MAKEPEACE D.K., SMITH D.W., STANLEY S.J. (1995), Urban stormwater quality: Summary of contaminant data, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **25 (2)**, pp. 93-139.
- MALTBY L., FORROW D.M., BOXALL A.B.A., CALOW P., BETTON C.I. (1995a), The effects of motorway runoff on freshwater ecosystems: 1. field study, *Environmental Toxicology and Chemistry*, **14**, pp. 1079-1092.
- MALTBY L., BOXALL A.B.A., FORROW D.M., CALOW P., BETTON C.I. (1995b), The effects of motorway runoff on freshwater ecosystems: 2. Identifying major toxicants, *Environmental Toxicology and Chemistry*, **14**, pp. 1093-1101.
- MCCAHOON C.P., PASCOE D. (1990), Episodic pollution: causes, toxicological effects and ecological significance, *Functional Ecology*, **4**, pp. 375-383.
- McKINLEY V.L., FEDERLE T.W., VESTAL J.R. (1982), Effects of petroleum hydrocarbons on plant litter microbiota in an arctic lake, *Applied and Environmental Microbiology*, **43**, pp. 129-135.
- MERLE J.-P. (1994), *L'impact des eaux de ruissellement sur l'environnement*, Colloque Route Innovation Environnement, Presses ENPC, pp. 15-20.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (1994), *Les variables biologiques: des indicateurs de l'état de santé des écosystèmes aquatiques*, Séminaire national 2 et 3 novembre 1994, Paris, 233 pages.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, CSP, CEMAGREF (1989), Guide pratique de l'agent préleveur, 116 pages.
- MINISTÈRE DE L'ÉQUIPEMENT (1977), Guide du préleveur d'échantillons d'eaux, Ed LCPC, I-Manuel, 27 pages, II - Document explicatif, 81 pages.

- MOZLEY S.C. (1978). Effects of experimental oil spills on chironomidae in Alaskan tundra ponds, *Verhandlungen International Vereinigung Limnologie*, **20**, pp. 1941-1945.
- MULLISS R.M., REVITT D.M., SHUTES R.B.E. (1996). A statistical approach for the assessment of the toxic influences on *Gammarus pulex* (amphipoda) and *Asellus aquaticus* (isopoda) exposed to urban aquatic discharges, *Water Research*, **5**, pp. 1237-1243.
- MUNGUR A.S., SHUTES R.B.E., REVITT D.M., HOUSE M.A. (1995). An assessment of metal removal from highway runoff by a natural wetland, *Water Science and Technology*, **32**, pp. 169-175.
- REVITT D.M., ELLIS J.B. (1980). Rain water leachates of heavy metals in road surface sediments, *Water Research*, **14**, pp. 1403-1407.
- SANSALONE J.L., BUCHBERGER S.G. (1995). An infiltration device as a best management practice for immobilizing heavy metals in urban highway runoff, *Water Science and Technology*, **32**, pp. 119-125.
- SANSALONE J.L., BUCHBERGER S.G. (1997). Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water, *Journal of Environmental Engineering*, pp. 134-143.
- SCOTT W.S. (1976). The effect of road deicing salts on sodium concentration in an urban water-course, *Environmental Pollution*, **10**, pp. 141-153.
- SEAGER J., MALTBY L. (1989). Assessing the impact of episodic pollution, *Hydrobiologia*, **188/189**, pp. 633-640.
- SETRA (1993). *L'eau et la route, Les atteintes aux milieux aquatiques*, **4**, 37 pages.
- SHUTES R.B.E. (1984). The influence of surface runoff on the macro-invertebrate fauna on an urban stream, *The Science of the Total Environment*, **33**, pp. 271-282.
- SMITH M.E., KASTER J.L. (1983). Effect of rural highway runoff on stream benthic macro-invertebrates, *Environmental Pollution*, **32**, pp. 157-170.
- TABUCHI J.-P. (1993). *Connaissance de la pollution apportée par les rejets urbains de temps de pluie*, ENTPE - Agence de l'eau Seine-Normandie, 52 pages.
- THOMSON N.R., McBEAN E.A., SNODGRASS W., MONSTRENKO I.B. (1997). Highway stormwater runoff quality : Development of surrogate parameter relationships, *Water, Air and Soil Pollution*, **94**, pp. 307-247.
- VERNIERS G., LOZE H. (1985). Étude écologique des bassins d'orage autoroutiers, *Annales des Travaux Publics Belges*, **2**, pp. 14-21.
- VINDIMIAN E., GARRIC J. (1993). *Bio-essais, bio-indicateurs de toxicité dans le milieu naturel*, Cémagref, 56 pages.
- WERNER M.D., ADAMS V.D. (1984). Consequences of oil pollution on the decomposition of vascular plant litter in freshwater lakes : Part I - Decomposition rates and dissolved oxygen utilisation, *Environmental Pollution*, **34**, pp. 83-100.

Étude réalisée dans le cadre du thème EGU 05, Pollution et impact des eaux de ruissellement de chaussées (Coordinateur : Michel LEGRET, LCPC Division Eau - Section Pollution des Eaux).

ABSTRACT

The impact of pavement runoff water on aquatic environments : the current state of knowledge

J.-C. BOISSON

Pavement runoff contributes mineral and organic materials to aquatic systems on a chronic, seasonal and occasional basis. As a result of studies conducted in the last 20 years studies on motorway sites in France and abroad we can now identify the major pollutants, estimate pollutant loads and describe the main factors which determine these loads. However there have been few studies of the effects of road runoff on aquatic environments. The response of the receiving environment, in particular that of organisms, depends on a large number of factors. Thus the results obtained are relatively heterogeneous and vary depending on the motorway site, the receiving environment and the physical, chemical or biological parameters used. Research must be continued and supplemented by new field and laboratory studies.