

LE DROIT ET L'ÉCONOMIE DES DOMMAGES À L'ENVIRONNEMENT : COMPTE RENDU SUR LA DÉTERMINATION DE LA PEINE EN CAS D'INFRACTIONS ENVIRONNEMENTALES (PARTIES III, IV ET V)

Peter Boxall* et Martin Olszynski**

* Professeur, Département de l'économie des ressources et de la sociologie environnementale, Université de l'Alberta, Edmonton.

** Professeur adjoint, Faculté de droit, Université de Calgary.

Symposium sur l'environnement au tribunal (III) :
La détermination des peines et les infractions environnementales
Les 21 et 22 février 2014
Université Dalhousie



This project was undertaken with the financial support of:



Ce projet a été réalisé avec l'appui financier de :



L'Institut canadien du droit des ressources encourage la disponibilité, la diffusion et l'échange d'information publique. Vous pouvez copier, distribuer, afficher ou télécharger cette information ou encore, vous en servir librement moyennant les considérations suivantes :

- (1) vous devez faire mention de la source de cette information;
- (2) vous ne pouvez pas modifier cette information;
- et
- (3) vous ne devez pas en faire un usage commercial sans la permission écrite préalable de l'Institut.

Droit d'auteur © 2014

PARTIE III : CONCEPTS FONDAMENTAUX, PRINCIPES ET OUTILS D'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE

Sous-discipline de l'économie environnementale, le domaine de l'évaluation environnementale a fait son apparition pour répondre à la nécessité de mettre au point des mesures financières des changements dans la prestation de biens et de services environnementaux. Même si l'on ne peut minimiser l'importance du rôle que l'évaluation des dommages a joué dans l'élaboration des méthodes d'évaluation, le domaine a vu le jour parce qu'il fallait élaborer des mesures monétisées des services environnementaux à inclure dans les analyses coûts-bénéfices (ACB) structurées. Le problème : beaucoup de projets de mise en valeur des ressources auraient une incidence sur de nombreux services environnementaux non échangés sur les marchés économiques structurés. C'est pourquoi, en essayant d'estimer les valeurs des services en question pour l'économie, on pourrait analyser plus complètement les avantages et les coûts découlant des changements des ressources affectées à la mise en valeur ou à la gestion.

Le concept de l'indemnisation des torts ou des dommages causés à l'environnement, qui constitue en théorie un bien « possédé » par la collectivité ou l'État, indique que la partie responsable devrait verser une indemnisation égale aux dommages afin de rendre le bien public « complet ». Même si le concept semble simple, l'évaluation des dommages causés à l'environnement et la détermination de l'indemnisation appropriée sont difficiles en réalité, notamment parce que les économistes considèrent l'environnement comme une ressource ou une entité qui fournit tout un éventail de services à la société. L'établissement d'un lien entre le tort et les changements physiques au niveau de la prestation de ces services constitue un défi de premier plan dans la détermination de l'indemnisation. Les types de services peuvent varier selon l'endroit ou l'écosystème, les niveaux d'utilisation ou de jouissance des services peuvent varier sur les plans à la fois spatial ou temporel et la mesure physique des niveaux de service avant ou après le tort peut être inexistante ou coûter cher. Dans beaucoup de cas, les services environnementaux peuvent en outre être bénéfiques pour les humains qui se trouvent très loin du lieu ou de l'endroit endommagé. Le premier défi à relever consiste donc à comprendre les dimensions biophysiques des changements de la qualité causés par le tort.

Les défis suivants consistent à transposer les changements biophysiques des biens et des services endommagés en mesures de la valeur associée à ces changements. Ce qui signifie habituellement qu'il faut définir l'état et la valeur du « scénario de référence » ou, autrement dit, l'état du bien environnemental avant le tort ou le dommage. C'est nécessaire pour déterminer la situation avant et après le tort causé à l'environnement. Lorsque ce savoir existe, les économistes en ont dérivé des façons d'attribuer une valeur financière aux changements des services fournis. Ce qu'il faut essentiellement, ce sont des mesures des changements du bien-être humain (habituellement en termes financiers) découlant de changements des conditions de l'environnement. Ces mesures peuvent être simples à établir dans le cas de biens et de services environnementaux échangés sur les

marchés (p. ex., minéraux, tourisme, etc.). Par exemple, il est possible d'évaluer les changements des valeurs du marché découlant des changements de la production industrielle ou des coûts découlant de changements environnementaux. Si un changement environnemental a un effet sur une industrie ou une entreprise, il est possible d'évaluer directement les changements des niveaux de production qui entraînent une perte de profit ou des niveaux des intrants qui font grimper les coûts de production. Beaucoup d'aspects des torts ou des dommages causés à l'environnement comportent toutefois des changements des biens et des services qui ne s'échangent pas sur les marchés officiels. Les exemples fournis dans la discussion précédente (partie I) portent sur des aspects comme les oiseaux migrateurs, les mammifères marins, etc.

L'évaluation environnementale comporte essentiellement deux démarches : 1) déterminer les liens entre les biens du marché et les biens environnementaux et utiliser ces liens pour évaluer les changements du bien-être associés à des changements des conditions environnementales; et 2) développer/créer des marchés hypothétiques qui comportent des conditions environnementales et évaluer les changements du bien-être en se basant sur ces marchés hypothétiques. Pour appliquer des méthodologies précises tirées de ces deux catégories, il faut toujours évaluer un changement de l'« état du monde » qui englobe un changement de la qualité de l'environnement. Les valeurs exprimées par le comportement du marché ou un comportement analogue peuvent inclure l'achat de biens individuels ou groupés qui sont liés au changement environnemental. Ces types de biens sont appelés valeurs « d'usage » et les méthodes d'évaluation utilisées pour mesurer les valeurs dans un contexte environnemental sont appelées méthodes dites de la « préférence révélée » puisqu'un « usager » révèle ses préférences environnementales par ses comportements ou ses choix sur le marché. Les méthodes les plus courantes comportent un groupe de méthodes appliquées à l'usage de l'environnement à des fins récréatives.

La première méthode d'évaluation mentionnée brièvement dans la partie I est celle du coût du trajet qui consiste à révéler la valeur des lieux récréatifs pour les visiteurs par les coûts qu'ils paient pour s'y rendre. Comme les frais d'admission ou d'accès (qui peuvent ne pas exister dans de nombreuses zones récréatives) ne révèlent pas la valeur de l'accès au site, les coûts totaux de l'accès (coût du trajet et frais d'admission) équivalent approximativement au « prix réel » d'une visite. Ces méthodes établiraient un lien entre les changements de la qualité de l'environnement et les réponses des adeptes du plein-air en examinant les changements des niveaux de leurs visites. Par exemple, étant donné que les adeptes du plein-air effectuent X voyages à un parc à l'état vierge, les dommages subis par la qualité du parc réduiraient le nombre de ces visites à Y et l'on évaluerait donc les dommages en fonction de cette réduction de la fréquentation exprimée au moyen des valeurs économiques par voyage.

Les changements récents de la méthode du coût du trajet comportent toutefois la construction de modèles de choix où les qualités réelles des sites récréatifs (y compris les éléments de la qualité de l'environnement) en plus du coût du trajet expliquent la

demande qui vise les sites. Ces qualités peuvent inclure des caractéristiques d'origine humaine comme des terrains de camping et les routes, ainsi que des qualités de l'environnement comme l'état de la forêt (essences, âge des arbres, etc.), la clarté de l'eau, etc.¹ Un analyste élabore alors un modèle qui évalue la probabilité de visite d'un endroit en particulier dans un complexe de sites en fonction des caractéristiques et du coût du trajet en cause. Le modèle permet d'évaluer les changements de la fréquentation lorsqu'une ou plusieurs qualités changent aux endroits en cause et le modèle prédit où, dans le complexe de sites, un adepte du plein-air se rendrait à la suite du changement. Cette méthode permet donc de tenir compte officiellement de substituts qui pourraient servir si un site en particulier est endommagé. En établissant un lien entre les changements du comportement voyage et les coûts du trajet, il est possible d'estimer les valeurs économiques attribuables à des changements d'une ou de plusieurs qualités dans tout le complexe des sites récréatifs si les visiteurs paient plus cher pour avoir accès à des endroits de plus grande qualité plus loin de chez eux afin d'éviter le changement des conditions.²

Une autre approche de la préférence révélée comporte des évaluations statistiques ou économétriques de la variation des prix des propriétés sur les marchés résidentiels afin d'évaluer les changements de la qualité. Comme les prix des propriétés sont fonction des qualités qui y sont associées, y compris les caractéristiques environnementales de la propriété ou des zones environnantes, la façon de procéder établit « par la porte arrière » la valeur du bien environnemental en déterminant si sa disponibilité a un effet sur le prix de vente d'une propriété en particulier. Appelée « méthode du prix hédonique », cette méthode a servi à examiner les valeurs d'installations environnementales positives ou négatives associées à des propriétés.³ Cette intuition peut essentiellement être appliquée à la plupart des formes de transactions économiques dans le cadre desquelles les qualités de l'objet acheté varient. Cela inclut, par exemple, les prix des forfaits hôteliers et touristiques. La méthode peut aussi servir à examiner la sensibilité des taux de salaire aux changements des caractéristiques de l'environnement ou de la santé.

¹ Exemple dans le cas des loisirs de plein air au Canada : PC Boxall, DO Watson et J Englin, « Backcountry recreationists' valuation of forest and park management features in wilderness parks of the western Canadian Shield » (1996) 26:6 Can J For Res 982 à 990.

² Peter Boxall et al présentent un exemple du vandalisme causé des peintures sur rochers d'Autochtones canadiens qui ont servi dans une modélisation des qualités récréatives (voir « Valuing aboriginal artifacts: A combined revealed-stated preference approach » (2003) 45:2 J Environ Econ Manage 213 à 230).

³ Peter Boxall et al constatent, par exemple, que la présence d'éléments de mise en valeur de l'infrastructure énergétique à moins de 4 km de propriétés résidentielles à la campagne fait baisser leur prix de vente en Alberta (voir « The impact of oil and natural gas facilities on rural residential property values: A spatial hedonic analysis » (2005) 27:3 Res Energy Econ 248 à 269); J Loomis et M Feldman découvrent des retombées économiques positives de la stabilisation des niveaux des lacs de propriétés voisines aux États-Unis (voir « Estimating the benefits of maintaining adequate lake levels to homeowners using the hedonic property method » (2003) 39:9 Water Res Research WES 2-1 à WES 2-6).

Dans beaucoup de cas, toutefois, il n'y a pas de comportement observable qui découle d'un changement de la qualité de l'environnement. Il se peut qu'une forêt locale, par exemple, protège une espèce rare et en péril. La viabilité de l'espèce peut préoccuper des personnes, mais il n'y a pas de mécanisme qui leur permet de payer ou de voter pour payer des impôts afin qu'on prenne des mesures pour en assurer la survie. On parle alors de « valeur d'existence », parce que même s'il se peut que des particuliers n'aillent pas voir l'espèce ou n'ont aucune intention de l'« utiliser », ils attachent néanmoins de la valeur à son existence. Les économistes ont étendu ce concept à la valeur « d'usage passif » qui inclut aussi l'usage futur possible et le legs de cet usage à des générations futures [les valeurs d'usage passif sont aussi considérées comme valeurs de non-usage en l'occurrence].

Dans les cas où l'on n'établit pas de lien entre les valeurs associées à un bien ou service environnemental et les achats du marché ou les pistes de comportement, on utilise les méthodes dites « de la préférence avouée » pour estimer les valeurs d'usage passif. Ces méthodes utilisent des sondages par questionnaires dans le cadre desquels on utilise les échanges avec les répondants pour estimer les paramètres standard de la valeur économique — la « volonté de payer » (VDP) ou la volonté d'accepter une indemnisation (VAI) à la suite de changements des conditions de l'environnement. La plus connue de ces méthodes est celle de « l'évaluation des contingences » dans le cadre de laquelle on ajoute un référendum hypothétique au questionnaire et les répondants votent pour accepter une amélioration de l'environnement en contrepartie d'une augmentation de l'impôt payé (ce qui constitue une évaluation de la VDP). Comme on l'a signalé à la partie I, cette méthode a une longue histoire, car elle a servi à évaluer le tort causé à l'environnement par le déversement d'hydrocarbures de l'Exxon Valdez survenu en 1989 en Alaska.⁴

On a aussi étendu la méthode pour y inclure diverses qualités dans un cadre de modélisation de choix, comme on l'a mentionné ci-dessus. En l'occurrence, divers « états du monde » sont définis en fonction des niveaux changeants d'une série de qualités regroupés en ensembles de choix parmi lesquels on demande aux répondants de choisir. Les grappes de qualités comprennent les changements d'impôt et de revenu, et les changements de la qualité de l'environnement sont décrits par des rajustements des niveaux des qualités. Les résultats permettent de comprendre avec beaucoup plus de richesse les préférences à l'égard des changements de la qualité de l'environnement. La principale différence entre l'évaluation des contingences et la modélisation des choix basés sur la qualité, c'est que l'évaluation des contingences a tendance à porter en grande partie sur des facteurs financiers.

Comme les dommages réels causés à l'environnement modifient les conditions, il faut aussi évaluer un changement pour déterminer l'ampleur du tort économique. Les valeurs

⁴ Voir Carson *et al.*, « Contingent valuation and lost passive use: Damages from the Exxon Valdez oil spill » (2003) 25:3 *Env Res Econ* 257 à 286.

totales de certaines caractéristiques de l'environnement ne sont donc pas utiles dans le contexte de l'évaluation. Il faut plutôt utiliser les valeurs économiques marginales liées directement au changement de la qualité de l'environnement. Cela signifie habituellement qu'il faut comprendre les conditions qui existaient avant le dommage et les comparer à celles qui existent après. Ainsi, si l'on utilise les méthodes décrites ci-dessus, par exemple dans un contexte récréatif, il faut comprendre les niveaux de fréquentation avant les dommages subis par l'environnement. S'il est possible de prévoir ou de déterminer une baisse des niveaux de fréquentation, il faut alors multiplier cette baisse quantitative par la valeur économique de chaque trajet pour évaluer les niveaux des dommages. Par ailleurs, si l'on a créé un modèle de choix récréatifs, il est alors possible de mesurer les dommages en modifiant les qualités de l'endroit endommagé, d'estimer les changements des tendances de la fréquentation et de calculer des mesures économiques des dommages en fonction de ces changements des tendances des déplacements dans le complexe de sites substitués. Il convient de signaler que ces procédures obligent à connaître des valeurs d'avance ou à élaborer un modèle avant le tort causé à l'environnement.

En ce qui concerne le tort possible (risque de dommage), il se peut que les méthodes d'évaluation des dommages économiques n'aident pas directement à déterminer le niveau de l'indemnisation. L'évaluation environnementale, toutefois, sert habituellement à examiner les avantages offerts par les biens environnementaux, mais non précisément à l'évaluation économique des dommages. Ces valeurs pourraient donc fournir à l'appareil judiciaire de l'information sur l'ordre de grandeur des biens environnementaux intacts, ce qui pourrait aider à comprendre les ordres de grandeur des réductions de la valeur des services fournis par des biens environnementaux endommagés. De plus en plus de publications portent sur la transposition de ces estimations d'un endroit à un autre ou d'un type d'utilisation à un autre. Les méthodes à suivre pour le faire sont dites de la « transposition de valeurs » et comportent la transposition directe d'une estimation économique précise (appelée « transposition de valeur unitaire ») comme tant de \$/jour. On peut procéder à une transposition plus compliquée, appelée « transposition de fonction », en utilisant la fonction mathématique précise mise au point pour l'endroit ou l'étude à l'origine. Dans l'étude A, par exemple, on a créé une équation qui a produit une estimation de bienfait (dommage) — en utilisant de l'information précise disponible pour le lieu à l'étude B. Les valeurs des arguments de l'équation en question au sujet du site B sont utilisées dans l'équation qui a servi à produire la nouvelle estimation.

Si l'on suppose qu'il y a un certain nombre de projets d'évaluation que l'appareil judiciaire peut analyser, il serait possible d'évaluer des dommages éventuels en fonction d'évaluations antérieures plus structurées des dommages. Il y a toutefois un problème majeur, soit qu'il n'y a pas de banque d'études spécifiquement canadiennes et que le Canada n'a pas effectué non plus suffisamment d'études pour qu'il vaille la peine de créer une telle banque. C'est pourquoi il faudrait peut-être se tourner vers des études réalisées ailleurs dans le monde afin d'apprendre quelque chose au sujet de dommages éventuels dans un contexte canadien. L'inventaire de référence des valorisations

environnementales (IRVE),⁵ base de données hébergée et administrée par Environnement Canada, contient une multitude d'évaluations environnementales. L'utilisation de cette banque de données dans le contexte d'un processus de « transposition des dommages » imiterait l'approche dite de la transposition des avantages.

PARTIE IV : VALEURS D'USAGE ET DE NON-USAGE ASSOCIÉES À LA RIVIÈRE WILMOT, Î.-P.-É.

Comme on l'a signalé dans l'introduction du présent document, on n'a jamais suivi avec succès d'approche de l'évaluation environnementale pour quantifier le tort dans le contexte de la détermination de la peine au Canada. Cela ne veut toutefois pas dire qu'on n'a jamais essayé de suivre une telle approche. Dans cette partie, nous nous penchons sur une tentative de cette nature et déterminons ensuite le type d'élément de preuve qu'il aurait été possible de présenter.

A. R. v. George M. Caseley & Sons Inc. (2004)⁶

Les faits dans cette affaire sont relativement simples. L'accusé, producteur de pommes de terre, a plaidé coupable d'avoir laissé une substance nocive pénétrer dans des eaux fréquentées par du poisson, enfreignant ainsi le par. 36(3) de la *Loi sur les pêches*,⁷ à la suite d'un incident de grains de pluie qui a entraîné des eaux de ruissellement de deux de ses champs jusqu'au cours supérieur de la rivière Wilmot. On avait épandu dans ces champs, la veille, de l'aziphos-méthyle, produit antiparasitaire extrêmement toxique pour le poisson et la faune qui a atteint la rivière Wilmot parce que l'accusé n'a pas aménagé de zone tampon suffisante.⁸ Par la suite, on a retiré au total 4 500 truites mortes de la rivière Wilmot.

Dans ce qui semble constituer le seul cas déclaré de cette nature, la Couronne a convoqué des témoins afin de démontrer les « conséquences économiques globales de l'infraction », de la façon suivante :

Lisa DeBaie, employée par le gouvernement fédéral à Environnement Canada pour étudier l'incidence économique d'enjeux environnementaux, a produit une évaluation des dommages dans cette affaire. Le rapport de M^{me} DeBaie a été présenté en preuve au cours de l'audience portant sur la détermination de la peine et dans son témoignage, M^{me} DeBaie a déclaré que le coût du poisson nécessaire pour repeupler la rivière Wilmot s'établit à quelque 3 100 \$. Il en coûte quelque 9 700 \$

⁵ Voir en ligne : <<https://www.evri.ca/Global/Splash.aspx>>.

⁶ 10 CELR (3d) 178, 241 Nfld & PEIR 194 [*Caseley & Sons*].

⁷ RSC 1985, c F-14.

⁸ Les lecteurs seront peut-être intéressés de savoir qu'à la suite de cette affaire (2002), l'usage de l'aziphos-méthyle doit être supprimé graduellement. Voir *Document de décision de réévaluation*, RRD2004-05, Ottawa, ARLA, 2004, en ligne : <<http://publications.gc.ca/site/eng/247893/publication.html>>.

pour surveiller le rétablissement de la rivière, ce qui donne un total de 12 800 \$. La fiabilité de ces chiffres n'est pas remise en question.

Ms. DeBaie then went on to attempt to quantify the more intangible losses which economists apparently believe occur from these kinds of events. Ms. DeBaie assigned a dollar value to the time spent by volunteers although they were unpaid. She assigned a dollar value to the work of government employees although no additional staff were hired as a result of this offence. She assigned a dollar value to the recreational enjoyment of individual fishers and multiplied it by the projected numbers of fishers who might be expected to use the Wilmot River, and multiplied that by the number of days that those individuals might have fished. This analysis of course assumes that none of those recreational fishers decided to fish elsewhere in Prince Edward Island. She estimated that total loss at up to \$286,300.

M^{me} DeBaie a ensuite essayé de quantifier l'incidence économique globale totale des résidents, des Canadiens non résidents en visite et des pêcheurs non Canadiens en visite qui ne pêchent pas à l'Île-du-Prince-Édouard et, dans le cas des non-résidents, ne se rendent semble-t-il même pas à l'Île-du-Prince-Édouard parce que la rivière Wilmot est fermée à la pêche sportive. M^{me} DeBaie calcule que l'incidence totale pourrait atteindre 690 000 \$ par année pendant que la rivière demeure fermée.⁹

La Cour a toutefois rejeté ce témoignage :

La difficulté que le témoignage de M^{me} DeBaie pose à la Cour, c'est que la majeure partie de celui-ci ne repose pas sur des données empiriques. *Rien ne prouve le nombre de personnes qui ont pêché dans la rivière Wilmot en moyenne avant sa fermeture. Rien ne prouve que même un seul pêcheur a cessé de pêcher dans l'est du comté de Prince à cause de la fermeture. Rien ne prouve que même un seul visiteur ne s'est pas rendu à l'Île-du-Prince-Édouard pour y pêcher à cause de la fermeture.*

Il se peut très bien que la province ait subi et continue de subir une perte économique à cause de la fermeture de la rivière Wilmot et de l'incidence que la fermeture a eue sur le tourisme environnemental en général à cause des eaux de ruissellement chargées de produits antiparasitaires et du poisson mort. *Sans élément de preuve reposant sur des données concrètes*, de l'avis de la Cour, il faut toutefois considérer la conclusion de M^{me} DeBaie comme une hypothèse ...

Je conclus donc que les pertes démontrées dans cette affaire sont de 12 800 \$ pour repeupler la rivière et en surveiller le rétablissement.¹⁰

B. Quantification des dommages : réels et éventuels (spécifiques et généraux)

i) Dommages réels

Cette affaire met en évidence l'importance de comprendre les conditions de référence avant les dommages, ainsi que celle de disposer de données sur les conditions qui ont suivi l'incident. En particulier, un analyste chargé d'évaluer les dommages voudrait

⁹ *Caseley & Sons*, supra note 6 aux par 9 à 11.

¹⁰ *Ibid*, par 12 à 14.

disposer d'information sur les niveaux d'usage, ainsi que sur l'état des populations de poissons avant l'incident. S'il disposait de ces données initiales, les évaluations des niveaux d'usage à la suite du dommage lui permettraient de comprendre un peu les incidences des dommages sur l'usage de la pêche. En pouvant déterminer la réduction du nombre des voyages de pêche causée par la perte de la truite et utiliser des estimations provenant d'autres pêches portant sur la valeur économique d'un voyage de pêche par la transposition de retombées (en utilisant peut-être les modèles du coût du trajet), l'analyste pourrait tout au moins établir des estimations *annuelles* de la perte économique. Bien entendu, la durée des dommages causés à la pêche et la rapidité avec laquelle les pêcheurs reviendraient aux niveaux antérieurs d'usage demeurerait une question ouverte mais importante à régler dans la détermination de l'estimation du total des dommages au fil du temps.¹¹ Ces considérations temporelles obligent à reconnaître les efforts des pêcheurs, ainsi qu'à connaître les éléments biologiques du rétablissement.

Dans beaucoup de cas, il existe des données sur les niveaux d'usage qu'on a réunies pour d'autres raisons. Dans celui des pêches, par exemple, on procède habituellement à des relevés périodiques des prises qui visent à en estimer les niveaux annuels. Ces relevés sont conçus et réalisés par des biologistes qui visitent des pêcheurs sur place et l'information réunie sert spécifiquement à des fins biologiques plutôt qu'à déterminer les niveaux d'usage et les valeurs économiques connexes. Cette situation malheureuse mais courante oblige à intervenir de façons telles qu'il serait possible de concevoir des efforts de collecte de données légèrement modifiés qui serviraient à de multiples fins, dont une pourrait consister à établir des estimations des niveaux d'usage et à réunir de l'information qui pourrait permettre d'élaborer des modèles du coût du trajet.

Outre des rajustements de la collecte systématique de données biologiques, il est aussi possible de rajuster d'autres systèmes qui réunissent des données principalement pour suivre les revenus tirés des usagers et vérifier les systèmes. Ces données portent notamment sur les enregistrements dans les parcs et les terrains de camping, ainsi que les permis de chasse et de pêche. Des recherches ont porté sur l'utilité de tels systèmes dans l'analyse des niveaux d'usage, la détermination de l'origine des visiteurs et l'estimation des coûts des trajets qui ont un effet nul ou mineur sur leur raison d'être prévue à l'origine.¹² Les organismes provinciaux et fédéraux n'ont toutefois pas répondu aux appels des chercheurs, qui souhaitent qu'on rajuste ces systèmes afin d'y intégrer ces

¹¹ Cette affaire consiste à déterminer la « perte intérimaire » qui comporterait la perte subie à compter de l'incident jusqu'à ce que l'endroit atteint se rétablisse complètement des dommages. Il en est discuté en profondeur dans CA Jones et KA Pease, « Restoration-based compensation measures in natural resource liability statutes » (1997) XV Contemp Econ Policy 111 à 122.

¹² On a effectué de telles recherches en Alberta dans le cas de secteurs de camping au pied des Rocheuses gérés par le gouvernement provincial (voir PC Boxall, BL McFarlane et M Gartrell, « An aggregate travel cost approach to valuing forest recreation at managed sites » (1996) 72:6 Forestry Chronicle 615 à 621). Dans un rapport semblable présenté à Parcs Canada, on a signalé la possibilité d'utiliser son système d'enregistrement à des fins semblables (voir BF McFarlane, D Watson et PC Boxall, « Getting more from what we have: The case of backcountry permits » (2001) 9:3 Research Links 5 à 7).

besoins supplémentaires. Il est aussi difficile d'avoir accès à de telles données en vertu de la *Loi sur l'accès à l'information*.

Les commentaires ci-dessus portent sur les « valeurs d'usage » qui sont plus faciles à comprendre et à estimer lorsqu'on dispose de suffisamment de données. Lorsqu'il s'agit de déterminer les valeurs de non-usage associées à un incident qui cause des dommages, il se pose toutefois des défis importants. Idéalement, une étude indépendante de ces valeurs s'imposerait, mais c'est difficile pour deux raisons. Tout d'abord, cette étude devrait être réalisée après l'incident et la connaissance de celui-ci pourrait avoir un effet sur les résultats de ces efforts. Une étude antérieure serait donc préférable, mais il est difficile de prévoir où il faudrait procéder à de telles études avant que les dommages surviennent. Deuxièmement, pour estimer des valeurs de non-usage, il faut utiliser des méthodes des préférences avouées décrites à la partie III ci-dessus, exercice qui coûte habituellement cher.¹³

Même si les organismes canadiens de gestion des ressources ont investi considérablement dans la collecte de données biologiques pertinentes pour la gestion de l'environnement, ils ont hésité à investir autant dans des efforts de collecte de données qui pourraient produire des inventaires utiles de l'usage des ressources environnementales et de l'information servant à l'évaluation économique. Cette hésitation existe même si l'on a besoin de cette information dans des analyses coûts-bénéfices portant sur des changements réglementaires et dans l'évaluation de torts et de dommages causés à l'environnement. Ces auteurs sont ahuris par la multitude des demandes de propositions émanant d'organismes gouvernementaux afin de réunir des données sur l'usage et les valeurs même si l'information en question n'existe tout simplement pas dans beaucoup de cas. Il serait préférable d'affecter les fonds consacrés à ces contrats à l'élaboration de systèmes de collecte de données et à la production d'estimations d'évaluations économiques empiriques.

ii) Risques de dommages (spécifiques)

Si l'on rappelle la discussion de la partie II, la recherche en l'occurrence vise avant tout à déterminer si les dommages causés à l'environnement pourraient vraiment être plus importants (p. ex., les 4 500 truites mortes). Cette analyse sera contextuelle. Comme dans l'affaire *Terroco, supra*, la nature du produit (en l'occurrence, un insecticide toxique que l'Agence fédérale de réglementation de la lutte antiparasitaire a décidé d'éliminer

¹³ On estime que l'évaluation de contingence réalisée pour calculer les dommages causés par le déversement d'hydrocarbures de l'Exxon Valdez en 1989 a coûté 3 millions de dollars. GC Harrison et JC Leahy, « Must Contingent Valuation Surveys Cost So Much? » (1996) 31 J Env Econ Mgmt 79 à 95 discutent de la question et proposent une méthode de remplacement moins coûteuse. Il faudrait reconnaître que le sondage a coûté cher parce que les résultats devaient servir dans le cadre d'un litige portant sur des évaluations estimatives de dommages. Les relevés des préférences avouées réalisés par Boxall et ses collaborateurs coûtent habituellement de 120 000 \$ à 150 000 \$ chacun.

graduellement),¹⁴ ainsi que la sensibilité de l'environnement récepteur, en l'occurrence la rivière Wilmot, seront particulièrement pertinents.

Par exemple, la rivière Wilmot est aussi une rivière à saumon, au moins au stade du saumoneau et à peine seulement.¹⁵ Par conséquent, les dommages auraient pu être plus importants si l'événement s'était produit pendant la fraie du saumon ou la présence de saumoneaux. Afin de déterminer la probabilité de tels dommages (P), il faudrait savoir quand il y a fraie ou présence de saumoneaux en général et s'il aurait pu y avoir chevauchement avec l'application du produit antiparasitaire dans le contexte de la culture de la pomme de terre. L'ordre de grandeur (M) du dommage éventuel pourrait reposer sur le nombre de saumoneaux que l'on s'attendrait à trouver dans la rivière Wilmot au cours de la période en question.

Une stratégie de transposition des dommages appliquerait des estimations découlant d'un déversement de polluants ailleurs au Canada (ou en Amérique du Nord, ou même, si c'est possible, ailleurs dans le monde) qui a eu un effet sur un site de pêche sportive et en appliquerait les constatations à la rivière Wilmot. Il serait manifestement préférable de trouver un cas d'effet de la pollution sur la pêche qui peut représenter le plus fidèlement possible la situation de la rivière Wilmot. Les leçons tirées de cas où les effets économiques de la pollution seraient connus et évalués produiraient de l'information précieuse qui aiderait l'appareil judiciaire à comprendre un peu le risque possible de dommages.

Par ailleurs, ou du moins entre-temps, l'évaluation environnementale pourrait donner à la Cour une idée de la valeur du saumon de l'Atlantique en général à laquelle « comparer » le risque de dommages. Par exemple, le simple fait d'évaluer la valeur marchande des filets du poisson qui a péri dans l'affaire Wilmot produirait une composante quantifiable simple de l'effet global de l'événement polluant. D'autres valeurs attribuables au poisson en cause et à son usage seraient toutefois beaucoup plus importantes que cette valeur alimentaire sur le marché — une étude récente a permis d'estimer, par exemple, que « l'on associe au saumon sauvage une valeur de non-usage public de plus de 105 millions de dollars ».¹⁶ La rivière Wilmot représenterait peut-être une faible fraction seulement de cette valeur, mais elle fournirait néanmoins à la Cour un point de comparaison afin de

¹⁴ *Supra* note 8 : « À la suite d'une étude de l'information disponible, l'ARLA a conclu que l'usage de l'azinhos-méthyle et de ses produits finals connexes conformément au mode d'emploi indiqué sur l'étiquette entraîne un risque inacceptable de causer du tort aux travailleurs agricoles conformément à l'article 20 du Règlement sur les produits antiparasitaires. On a aussi dégagé des préoccupations environnementales ... ».

¹⁵ MPO, *État des stocks de saumon atlantique (Salmo Salar) dans la région du Golfe du MPO (zones de pêche du saumon 15 à 18)*, Secrétariat canadien de consultations scientifiques, Rapport de consultations scientifiques 2012/040, Ottawa, MPO, 2012, en ligne : http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/Publications/SAR-AS/2012/2012_040-eng.pdf (français introuvable).

¹⁶ Gardner Pinfold, *Economic Value of Wild Atlantic Salmon*, Halifax, Fédération du saumon Atlantique, septembre 2011, en ligne : <http://0101.nccdn.net/1_5/13f/2a0/0fe/value-wild-salmon-final.pdf>.

quantifier cette composante du risque de dommages. Il faut aussi rappeler que le tort qui peut être causé au saumon constitue un exemple seulement et une composante du tort ou du risque de dommages possible.¹⁷

iii) Risque de dommages (généraux)

Cette recherche porte avant tout sur la collectivité réglementée. Même si l'on pourrait les définir de façon aussi générale que l'ensemble des personnes ou entités assujetties à l'interdiction prévue au paragraphe 36(3), une catégorie plus utile pourrait être celle de tous les agriculteurs de l'Î.-P.-É. qui épandent des produits antiparasitaires sur leurs cultures ou peut-être tous ces agriculteurs dans les Maritimes. Énoncé ainsi, le risque de dommage général pourrait être fonction du nombre d'agriculteurs et du volume de produits antiparasitaires qu'ils utilisent chaque année. Même s'il serait peu probable que tous ces agriculteurs ne tiennent pas compte des zones tampons appropriées, il semble que des pertes de poisson comme celle-ci ne soient en réalité pas rares à l'Î.-P.-É. Selon une source découverte par les auteurs, il y a eu une cinquantaine de ces pertes de poisson à l'Î.-P.-É. au cours des 50 dernières années, soit une par année.¹⁸

Ici encore, comme il n'y a pas de base de données sur la transposition des dommages, une évaluation environnementale pourrait donner à la Cour une idée de la valeur du bien environnemental ou écosystémique en jeu à laquelle on pourrait comparer le risque. Si l'on revient à l'exemple du saumon de l'Atlantique, même si le risque général de dommages était réputé constituer une fraction seulement d'un pourcentage de la population de saumon de l'Atlantique (p. ex., 0,1 %), cela représente quand même une valeur de non-usage de 105 000 \$.

Cette étude de cas indique clairement que l'analyse du risque de dommages, que les dommages soient spécifiques ou généraux, n'est pas limitée de la même façon que l'analyse d'évaluation des dommages réels, c'est-à-dire par le besoin d'information de référence *avant l'incident*. L'évaluation du « risque de dommage » est hypothétique et, dans le contexte du risque général en particulier, elle est susceptible de tenir compte d'un niveau de tort beaucoup plus élevé que l'infraction en cause, ce qui fait qu'il n'est pas probable que le dernier facteur ait un effet sur les résultats du premier. En termes simples, l'absence de niveau de référence ne semblerait pas aussi problématique pour cet exercice que dans le cas des dommages réels. Lorsque la Couronne juge que c'est suffisamment

¹⁷ Le cadre de services écosystémiques vise à révéler les nombreux autres avantages que des écosystèmes qui fonctionnent offrent à la société. Pour en savoir davantage sur la possibilité d'appliquer un cadre de services écosystémiques à la détermination de la peine, voir Martin Olszynski, « Environmental Damages after the Federal *Environmental Enforcement Act*: Bringing Ecosystem Services to Canadian Environmental Law? » (2012) 50:1 Osgoode Hall LJ 129.

¹⁸ *A Compiled History of PEI Fish kills 1962-2011*, Belfast, PE, Macphail Woods Ecological Forestry Project, 14 février 2013, en ligne : <<http://www.macphailwoods.org/wp-content/uploads/2013/02/History-of-Fish-Kills-PEI-.pdf>>.

important, elle pourrait donc décider de procéder à une étude d'évaluation après l'infraction afin d'éclairer l'analyse du risque général de tort.

PARTIE V : PERSPECTIVES DE L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE DANS LA DÉTERMINATION DE LA PEINE ENVIRONNEMENTALE

Il y a maintenant une décennie que la Cour suprême du Canada a rendu sa décision dans l'affaire *Canfor* et presque cinq ans se sont écoulés depuis l'adoption de la *Loi sur le contrôle d'application de la loi environnementale*, mais il n'y a pas encore un seul jugement canadien — que ce soit au civil ou dans le contexte réglementaire — qui a sérieusement tenu compte de la perte de valeur d'usage et de non-usage dans le contexte des dommages environnementaux.

Il est clair que pour avancer davantage dans ce domaine, ce que les auteurs jugent nécessaire pour qu'il soit tenu compte de tous les torts causés à l'environnement, il faudra énormément de travail et d'effort de la part des chercheurs, des organismes gouvernementaux et des procureurs de la Couronne. L'information nécessaire pour l'évaluation économique peut provenir seulement de banques de données suffisantes qui n'existent pas actuellement. Il faudra produire ces données en lançant de nouveaux efforts de collecte de données, ainsi qu'en rajustant les systèmes existants de collecte. Comme il faudra suffisamment de personnel formé pour analyser et interpréter ces nouvelles données, les organismes de réglementation devront recruter des experts en plus de leur personnel spécialisé en environnement qui a reçu une formation traditionnelle.

Si les organismes finissent par étendre leur savoir-faire dans ce domaine, l'appareil judiciaire du Canada devra aussi redoubler d'efforts lorsque viendra le moment de tenir compte de ces éléments de preuve, même si le bilan qu'il affiche lorsqu'il s'agit de comprendre des éléments de preuve scientifiques complexes indique qu'il est entièrement à la hauteur de la tâche. En attendant, il est évident que les juges canadiens devront continuer de demander à la Couronne de réunir et de soumettre des témoignages d'experts nécessaires, comme cela s'est fait dans l'affaire *R. c. United Keno Hill Mines*,¹⁹ *R. c. Carriere*²⁰ et de nombreux autres cas, même si un virage vers la quantification économique est en cours.

¹⁹ [1980] 1 YJ 299, par 16.

²⁰ 2005 SKPC 84, 272 Sask R 13, para 27.