

**Développement de normes de
performance agro-environnementales atteignables (NPA)
pour les pesticides à l'échelle des bassins versants**

Rapport synthèse pour

Centre Saint-Laurent (CSL) – Environnement Canada (EC)

Équipe de réalisation :

Alain N. Rousseau, Ph.D., ing.
Pierre Lafrance, D. d'État Sci. Phys.
Martin-Pierre Lavigne, Ing.f., M.Sc.
Stéphane Savary, Ing., M.Sc.
Renaud Quilbé, D.Sc.

Centre Eau, Terre et Environnement
Institut national de la recherche scientifique (INRS-ETE)
490, rue de la Couronne, Québec (QC), G1K 9A9

Rapport Synthèse N° R-1003

11 janvier 2008

© Alain Rousseau, 2008
Dépôt légal Bibliothèque nationale du Québec
Dépôt légal Bibliothèque nationale du Canada

REMERCIEMENTS

Ce travail s'inscrit dans le cadre de l'Initiative Nationale d'Élaboration des Normes Agro-environnementales (INENA), Environnement Canada, et contribue directement à la définition de normes de performances agro-environnementales atteignables (NPA) pour les pesticides. Nous tenons à remercier Mme Jacinthe Leclerc et M. Mohamed Amrani (Centre Saint-Laurent), ainsi que MM. Pierre-Yves Caux, Paul Jiapizian et Serge Villeneuve (Environnement Canada) pour leurs judicieux conseils et leur confiance.

Nous remercions également les responsables de bassins versants impliqués dans ce projet pour leur collaboration à la collecte des données : Laurier Poissant (rivière Yamaska), Laura Mclean et Taina Tuominen (Salmon River), John Struger (South Nation) et Clair Murphy (Wilmot & Dunk). Enfin, nous remercions l'ensemble des organismes ayant participé aux enquêtes sur les bassins versants des rivières Beaurivage et Yamaska : le Club de Fertilisation de la Beauce, Fertior, le Club Ferti-Conseil Rive-Sud, le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), le Réseau d'Avvertissement Phytosanitaire, les détaillants et distributeurs de pesticides et les producteurs agricoles interrogés.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
TABLE DES MATIÈRES.....	V
LISTE DES TABLEAUX.....	VII
LISTE DES FIGURES.....	IX
LISTE DES ACRONYMES ET ABRÉVIATIONS	XI
FAITS SAILLANTS	1
1 INTRODUCTION	5
1.1 MISE EN CONTEXTE.....	5
1.2 ORGANISATION DU RAPPORT	8
2 MÉTHODE DE DÉTERMINATION DES NPA POUR LES PESTICIDES.....	11
2.1 MISE EN PLACE DE LA MODÉLISATION HYDROLOGIQUE.....	11
2.2 DÉTERMINATION DES NPA	13
2.2.1 <i>Détermination en fonction de la valeur d'une NPI</i>	14
2.2.2 <i>Détermination indépendante de la valeur d'une NPI</i>	14
2.2.3 <i>Lien avec le risque écotoxicologique</i>	16
2.2.4 <i>Extension à la détermination de valeurs de NPA intermédiaires</i>	17
3 DÉTERMINATION DES NPA POUR LES PESTICIDES ET BASSINS	
SÉLECTIONNÉS.....	19
3.1 BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE BEAURIVAGE (QC).....	19
3.1.1 <i>Caractéristiques du bassin</i>	19
3.1.2 <i>Mise en place de la méthode de détermination des NPA</i>	21
3.1.3 <i>Valeurs des NPA</i>	22
3.2 BASSINS VERSANTS WILMOT/DUNK (I.P.E)	26
3.2.1 <i>Caractéristiques des bassins</i>	26
3.2.2 <i>Mise en place de la méthode de détermination des NPA</i>	27
3.2.3 <i>Valeurs de la NPA</i>	28

4	LIMITES D'INTERPRÉTATION DES NPA ET IDENTIFICATION DES BESOINS SCIENTIFIQUES À COMBLER.....	33
4.1	CONSIDÉRATIONS ÉCOTOXICOLOGIQUES DES NPA	34
4.1.1	<i>Paramètres de toxicité.....</i>	<i>35</i>
4.1.2	<i>Courbe dose-réponse (SSD).....</i>	<i>36</i>
4.1.3	<i>Niveau de protection souhaité des espèces aquatiques</i>	<i>37</i>
4.1.4	<i>Aspects écotoxicologiques du présent projet</i>	<i>38</i>
4.1.5	<i>Choix de paramètres de toxicité et du pourcentage d'espèces à protéger.....</i>	<i>39</i>
4.1.6	<i>Disponibilité de SSD pour des pesticides particuliers.....</i>	<i>39</i>
4.2	MODÉLISATION HYDROLOGIQUE.....	40
4.2.1	<i>Hypothèses de modélisation.....</i>	<i>40</i>
4.2.2	<i>Pratiques phytosanitaires.....</i>	<i>41</i>
4.2.3	<i>Analyse de sensibilité.....</i>	<i>41</i>
4.3	CONCLUSION.....	42
5	SOMMAIRE ET TRAVAUX FUTURS.....	47
6	CONCLUSION.....	51
7	RÉFÉRENCES.....	53

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 :	Inventaire des données requises pour l'implantation et l'application des modèles de transport de pesticides	12
Tableau 3.1 :	Quantile 90 des concentrations détaillées d' <i>Atrazine</i> (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beaurivage pour différents seuils (période 1 ^{er} juin au 31 juillet). Les valeurs entre parenthèses ont été déterminées pour la période du 1 ^{er} au 30 juin	22
Tableau 3.2 :	Quantile 90 des concentrations détaillées de <i>MCPB</i> (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beaurivage pour différents seuils (période du 1 ^{er} juin au 31 juillet) Les valeurs entre parenthèses ont été déterminées pour la période du 1 ^{er} au 30 juin.....	24
Tableau 3.3 :	Quantile 90 des concentrations détaillées du <i>Métolachlor</i> (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beaurivage pour différents seuils (période 1 ^{er} juin au 31 juillet). Les valeurs entre parenthèses ont été déterminées pour la période du 1 ^{er} au 30 juin	25
Tableau 3.4 :	Quantile 90 des concentrations détaillées du <i>Carbofuran</i> (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Dunk pour un seuil de 0.01 (période 1 ^{er} juin au 31 août).....	29
Tableau 3.5 :	Quantile 90 des concentrations détaillées du <i>Carbofuran</i> (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Wilmot pour un seuil de 0.01 (période 1 ^{er} juin au 31 août).....	30
Tableau 3.6 :	Valeurs de sorption, solubilité et demi-vie pour les pesticides ciblés (Hornsby et al., 1996).....	31
Tableau 4.1 :	Norme(s) et critère(s) pour les pesticides retenus dans le projet INÉNA-Pesticides pour les NPA	45

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 :	Utilisation des courbes de fréquence cumulée pour déterminer la NPA en fonction d'un risque écotoxicologique.....	14
Figure 2.2 :	Détermination de différentes valeurs statistiques à partir des courbes de fréquence cumulée (indépendamment du risque écotoxicologique).....	15
Figure 2.3 :	Distribution de sensibilité des espèces pour le permethrin (source : CANTOX Environmental, 2005)	16
Figure 2.4 :	Courbes de fréquence cumulée pour chaque étape de la mise en place des PGB	17
Figure 2.5 :	Schématisation de l'approche pour la détermination des NPA (dans ce cas, la NPA est déterminée indépendamment de la NPI)	18
Figure 3.1 :	Localisation du bassin versant de la Beurivage, un sous bassin versant agricole de la rivière Chaudière.....	20
Figure 3.2 :	Localisation des autres bassins versants sélectionnés pour la détermination des NPA	20
Figure 3.3 :	Effet des PGB sur la fréquence cumulée des concentrations en <i>Atrazine</i> proche de l'exutoire du sous bassin de la rivière Beurivage. Cumul des 90 simulations (30 années et 3 combinaisons aléatoires de dates d'application et de rotation culturale par année) avec le seuil de 0.02 µg/L - seuil de détection de l' <i>Atrazine</i>	23
Figure 3.4 :	Effet des PGB sur la fréquence cumulée des concentrations en <i>MCPB</i> proche de l'exutoire du sous bassin de la rivière Beurivage. Cumul des 90 simulations (30 années et 3 combinaisons aléatoires de dates d'application et de rotation culturale par année).....	24
Figure 3.5 :	Effet des PGB sur la fréquence cumulée des concentrations en <i>Métolachlor</i> proche de l'exutoire du sous bassin de la rivière Beurivage. Cumul des 90 simulations (30 années et 3 combinaisons aléatoires de	

	dates d'application et de rotation culturale par année) avec le seuil de 0.01 µg/L - seuil de détection.....	25
Figure 3.6 :	Caratéristiques d'occupation du sol et localisation des stations hydrométéorologiques du bassin de la Dunk.....	26
Figure 3.7 :	Caratéristiques d'occupation du sol et localisation des stations hydrométéorologiques du bassin de la Wilmot.....	27
Figure 3.8 :	Effet des PGB sur la fréquence cumulée des concentrations en <i>Carbofuran</i> près de l'exutoire du bassin de la rivière Dunk (station DRM). Cumul des six années de simulation avec le seuil de 0.05 µg/L.....	29
Figure 3.9 :	Effet des PGB sur la fréquence cumulée des concentrations en <i>Carbofuran</i> près de l'exutoire du sous-bassin de la rivière Wilmot (station WRM). Cumul des six années de simulation avec le seuil de 0.05 µg/L.	30

LISTE DES ACRONYMES ET ABRÉVIATIONS

AAC	Agriculture et Agroalimentaire Canada
ACR	Acute-to-Chronic Ratio
BASINS	Better Assessment Science Integration point and Nonpoint Sources
CCME	Conseil canadien des ministères de l'environnement
CE₁₀	Concentration à laquelle 10 % de la population exposée est affectée (l'effet est généralement la mortalité)
CE₅₀	Concentration à laquelle 50 % de la population exposée est affectée (l'effet est généralement la mortalité)
CL₅₀	Concentration létale pour 50 % de la population exposée
CPC (OAS)	Critère de prévention de la contamination (Organismes Aquatiques Seulement)
CPVA	Critère de protection de la Vie Aquatique
CPVA (TA)	Critère de protection de la vie aquatique (Toxicité Aigüe)
CPVA (EC)	Critère de protection de la vie aquatique (Effet Chronique)
CSL	Centre Saint-Laurent
DE₅₀	Dose à laquelle 50 % de la population exposée est affectée (l'effet est généralement la mortalité)
DL₅₀	Dose létale pour 50 % de la population exposée
EC	Environnement Canada
GIBSI	Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé
HSPF	Hydrological Simulation Program – Fortran
INÉNA	Initiative Nationale d'Élaboration des Normes Agro-environnementales
INRS-ETE	Institut National de la Recherche Scientifique – Centre Eau, Terre et Environnement
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
NOEC	No Observed Effect Concentration
NOEL	No Observed Effect Level
NPA	Norme de Performance Agro-Environnementale Atteignable
NPI	Norme de Performance Agro-Environnementale Idéale

OMAFRA	Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs
PGB	Pratique de Gestion Bénéfique
Q90	Quantile 90 (probabilité de dépassement de 10 %)
SIG	Système d'Information Géographique
SSD	Species Sensitivity Distribution
SWAT	Soil Water Assessment Tool
TMDL	Total Maximum Daily Load

FAITS SAILLANTS

Ce rapport synthèse fait état de la contribution de l'INRS-ETE à l'élaboration de normes de performances agro-environnementales atteignables (NPA) dans le cadre de l'Initiative Nationale d'Élaboration des Normes Agro-environnementales (INÉNA) sur les pesticides menée par Environnement Canada (EC). Cette contribution s'est faite en trois phases et elle a porté sur l'application de la modélisation hydrologique pour développer des NPA pour sept pesticides (*Atrazine*, *Carbofuran*, *Dicamba*, *Glyphosate*, *MCPB*, *MCPA*, *Métolachlor*, et α -HCH ou γ -HCH ou HCB ou *Endosulfan*) sur six bassins versants canadiens : Wilmot et Dunk (I.P.E.), Beaurivage et Yamaska (QC), South Nation (ON), Salmon River (C.B.). La méthode de détermination des NPA développée est exportable à tout bassin versant agricole.

La première phase (Rousseau *et al.*, 2005b) a permis de faire un **inventaire des modèles hydrologiques existants de transport de pesticides à l'échelle du bassin versant et de sélectionner, à l'aide d'une analyse multicritère, trois modèles pertinents aux besoins de l'étude**. Ces trois modèles sont BASINS, SWAT et GIBSI. À noter que BASINS comprend le modèle HSPF. Cette première sélection a été réalisée sur la base d'informations théoriques trouvées dans la littérature.

La deuxième phase de ce projet (Rousseau *et al.*, 2006) a consisté à **appliquer ces trois modèles sélectionnés** sur le bassin versant de la rivière Beaurivage (QC) afin de comparer leur performance, **définir une méthode de détermination des NPA, déterminer les NPA pour trois pesticides** (*Atrazine*, *MCPB*, *Métolachlor*) **à l'aide des modèles les plus performants** (en l'occurrence SWAT et GIBSI) et enfin, **réaliser une première classification des pesticides** en vue de la détermination des NPA. À cet égard et à la demande d'EC, nous avons proposé dans un premier temps une classification de 340 pesticides (banque de Hornsby *et al.*, 1996) en plusieurs groupes de pesticides, classification basée sur les propriétés bio-physico-chimiques de ceux-ci. Les trois propriétés choisies en accord avec EC (soit la sorption, solubilité et demi-vie) sont celles qui conditionnent fortement le devenir et le transport des pesticides dans l'environnement et qui sont utilisées universellement par les modèles de transport des pesticides vers et dans le réseau hydrographique d'un bassin versant. Les NPA ont été déterminées à partir des résultats de simulation hydrologique de concentrations en pesticides suite à l'application de pratiques de gestion bénéfiques (PGB). Plus précisément, pour un pesticide et un bassin à l'étude, une NPA correspond à la valeur du quantile 90 %, Q90, (*i.e.*, probabilité de dépassement de 10 %) de la courbe de fréquence cumulée des concentrations simulées sur la période d'intérêt (ex. : l'été) et l'intervalle de simulation (ex. : 30 ans). Cette valeur peut ensuite être reliée à l'impact

écotoxicologique à l'aide des courbes « dose-réponse » utilisées ou tout autre approche utilisée pour la détermination des normes de performances idéales (NPI) ou des critères de protection de la vie aquatique (CPVA). Le fait de relier la NPA (*i.e.*, concentration communiquée au secteur agricole) à un impact sur les espèces présentes permet d'aborder la notion de risque écotoxicologique dans la définition des NPA. Ainsi, pour le bassin de la Beurivage et suite à l'application de trois PGB (réduction du taux d'application de 30%, implantation d'une bande riveraine de 1 m, et une combinaison des deux PGB), les NPA pour : (i) l'*Atrazine* correspondent à des concentrations de 0.45, 0.37, et 0.07 µg/L. Ces NPA sont toutes inférieures au critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) qui est de 1.8 µg/L (CCME 2007); (ii) le *MCPB* correspondent à des concentrations de 1.53, 1.60, et 1.18 µg/L. Ces NPA sont toutes inférieures au critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) qui est de 7.3 µg/L (CCME 2007). et (iii) le *Métolachlor* correspondent à des concentrations de 0.63, 0.57, et 0.27 µg/L. Ces valeurs sont toutes inférieures au critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) qui est de 7.8 µg/L (CCME 2007).

La troisième et dernière phase du projet a consisté à appliquer l'approche de détermination de NPA, développée précédemment pour le cas d'étude du bassin versant de la rivière Beurivage (QC), sur les **cinq bassins versants additionnels sélectionnés par EC dans le cadre du programme INÉNA et y déterminer des NPA pour les pesticides d'intérêt choisis pour chacun de ces bassins**, soient les bassins des rivières (Rousseau *et al.*, 2007) : Yamaska (*Atrazine*, *Métolachlor*, *Glyphosate*), Wilmot & Dunk (*Carbofuran*) et South Nation (*Atrazine*, *Métolachlor*, *Dicamba*) dans un premier temps (2006-2007), puis sur le cinquième bassin versant Salmon River (*MCPA* et un organochloré éventuel soit : α -HCH ou γ -HCH ou HCB ou *Endosulfan*) dans un second temps (2007-2008). Par ailleurs, de nouveaux éléments de réflexion ont été apportés concernant le contexte de développement des NPA et NPI, ainsi que les relations entre eux (signification biologique). Ceci a permis d'approfondir la réflexion et de mettre en contexte la signification écotoxicologique des NPA obtenues avec ou sans l'application de PGB. Une telle réflexion sur la signification écotoxicologique des NPA (pour les fins de gestion et transfert des résultats) a nécessité le besoin de discuter brièvement du mode de détermination des NPI qui est, par ailleurs, réalisé par EC dans un autre volet du programme INÉNA. Enfin, nous avons complété le travail de classification des pesticides et proposé une nouvelle méthode statistique de classification conduisant à la définition des six nouveaux groupes de pesticides pour la détermination des NPA.

Il est à noter que le choix des pesticides, pour chacun des bassins versants étudiés, a été fait en concertation et d'un commun accord avec les responsables d'EC du projet INÉNA-Pesticides, ainsi qu'avec les responsables de chacun des ces bassins versants désignés. Ceci est important car les valeurs des NPA à déterminer doivent correspondre à des problématiques particulières et spécifiques à des écorégions ou à des bassins versants pancanadiens possédant entre autres

différents types de sols, de cultures et de pratiques phytosanitaires. Ainsi, les pesticides étudiés correspondent aux besoins de ces différentes régions de culture. Les critères de sélection des pesticides sont principalement basés sur leur densité et quantité d'utilisation dans les différents bassins, leur risque potentiel de contamination et risque écotoxicologique, ainsi que sur les cas historiques de contamination déjà constatés sur place. Au moment de rédiger ce rapport, seuls les résultats préliminaires des valeurs de NPA pour les bassins versants des rivières Wilmot et Dunk étaient disponibles. Ces valeurs pour le *Carbofuran* et ce suite à l'application de trois PGB (implantation d'une bande riveraine de 10 m, réduction du taux d'application de 30%, et une combinaison des deux PGB) étaient pour : (i) le bassin de la Dunk 0.21, 0.14, and 0.12 µg/L. et (ii) pour le bassin de la Wilmot 0.79, 0.51, and 0.50 µg/L. Ces valeurs sont toutes inférieures au critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) qui est de 1.8 µg/L pour le *Carbofuran* (CCME 2007). Les NPA pour les autres bassins seront présentées dans la série de rapports techniques 2008 de l'Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales ainsi que dans notre rapport final du 31 mars 2008 (Rapport de recherche R-985).

1 INTRODUCTION

Dans le cadre de l'Initiative Nationale d'Élaboration des Normes Agro-environnementales (INÉNA) sur les pesticides menée par Environnement Canada (EC), des normes de performances agro-environnementales idéales (NPI) et atteignables (NPA) doivent être définies pour servir de cadre de référence pour le secteur agricole. Ces normes permettront de jauger la performance environnementale de ce secteur et d'orienter les actions pour l'améliorer, notamment pour guider la mise en œuvre et le développement de pratiques de gestion bénéfiques (PGB¹). Les NPI correspondent à un niveau de concentration qui permet de protéger un certain pourcentage des espèces présentes dans un milieu aquatique selon, entre autres approches et lorsque les informations et les données sont disponibles, des « courbes doses-réponses »² spécifiques à un pesticide ou à un groupe de pesticides. Quant aux NPA, elles correspondent à un niveau de concentration en rivière qui peut être atteint en mettant en place des mesures de gestion, des pratiques agricoles et des technologies disponibles, et doivent être définies à l'aide d'outils de modélisation du transport du champ vers les cours d'eau.

1.1 MISE EN CONTEXTE

De nombreux modèles ont été développés pour simuler le devenir des contaminants dans l'environnement. Ils permettent d'abord d'évaluer l'état d'un système. Dans le cas des pesticides, les coûts d'analyse très élevés ainsi que le grand nombre de molécules actives utilisées en agriculture limitent l'acquisition extensive de données sur le terrain et rendent le développement et l'application des outils de modélisation particulièrement intéressants et utiles. Les modèles permettent, d'autre part, de réaliser une évaluation prédictive de l'effet de certaines modifications dans les paramètres ou les données d'entrée sur les variables de sortie, par exemple l'influence de pratiques agricoles sur la qualité de l'eau. Ils sont utilisés à ce titre dans toutes les démarches d'analyse de risques de contamination des sols et des écosystèmes aquatiques. Ainsi, les modèles hydrologiques et de qualité d'eau à l'échelle du bassin versant peuvent être utilisés en tant qu'outil de gestion ou d'aide à la décision de plusieurs manières :

¹ Les PGB sont les pratiques agricoles qui intègrent les connaissances et techniques agricoles les plus actuelles à propos de la conservation du sol, de la gestion des systèmes de cultures, des pesticides et de l'eau sans compromettre la productivité économique au niveau de la ferme.

² Les « courbes dose-réponse » correspondent aux « Species Sensitivity Distribution » ou SSD. Selon EC, l'utilisation de SSD (lorsque disponible) constitue l'approche privilégiée pour l'estimation de la NPI d'un pesticide. Cependant, et lorsqu'une SSD n'est pas disponible pour un pesticide, une autre approche ou outil écotoxicologique doit être envisagé par EC pour la détermination de la NPI.

- Pour définir les NPA et déterminer les scénarios de gestion au niveau des bassins versants permettant d'atteindre ces normes. Certains outils d'aide à la décision proposent des modules facilitant la définition de ces scénarios. L'analyse des résultats et la détermination des NPA se fait de manière relative entre les simulations réalisées avec le scénario de gestion et un scénario de référence, voir par exemple Santhi *et al.* (2001).
- Pour déterminer des charges maximales admissibles en amont permettant d'atteindre un objectif de qualité d'eau en aval du bassin versant. Cette approche a d'abord été développée pour les rejets ponctuels puis généralisée aux rejets diffus d'origine agricole. C'est le cas pour le calcul du *Total Maximum Daily Load* (TMDL), tel que requis par le *Clean Water Act* aux États-Unis (Gariépy et Rousseau (2000), ou encore dans le cadre de l'approche combinée préconisée dans la directive cadre Eau de la Communauté Européenne (Rousseau *et al.* (2005a). L'utilisation de systèmes de modélisation intégrée à l'échelle du bassin versant est une voie prometteuse pour mettre en œuvre ce type d'approche (Rousseau *et al.*, 2002, Quilbé et Rousseau, 2007).

Le choix d'un modèle pour évaluer l'impact de scénarios de gestion agricole sur la qualité de l'eau est une décision importante compte tenu de l'investissement que son application et son utilisation nécessitent en termes de temps, de ressources et d'expertise. Afin de sélectionner un ou plusieurs modèle(s) qui soi(en)t adapté(s) aux besoins de l'utilisateur, il faut en premier lieu que les besoins soient clairement et précisément identifiés. Les trois principaux besoins identifiés par EC étaient : (i) que le modèle puisse être utilisé pour déterminer les NPA ainsi que les actions à mettre en oeuvre pour atteindre ces NPA; (ii) qu'il puisse être utilisé à une échelle régionale, ceci dans un contexte pancanadien, et (iii) qu'il puisse être appliqué avec des données disponibles et simples à obtenir.

Afin de comparer les modèles disponibles de manière objective et systématique, nous avons fait une analyse multicritère. Ce type d'approche est souvent utilisé pour la sélection de modèles hydrologiques (CDM Camp Dresser & McKee, 2001; Kasier-Hill Company, 2001; Collectif, 2002). Cette approche, qui a été approuvée par EC, représentait la première des trois phases de réalisation de ce projet. La première étape de cette première phase a consisté à définir les critères de sélection puis à déterminer leur importance relative. Ces critères étaient regroupés en cinq classes afin de pouvoir contrôler la répartition des poids et interpréter plus facilement le pointage final :

- Les caractéristiques de modélisation : dynamique de modélisation (événementielle ou continue), composantes (modèles reconnus ou non), processus simulés, pas de temps, discrétisation spatiale (unité homogène d'un point de vue hydrologique ou simple maille de calcul);

- Les variables de sortie : concentration en tout point du réseau ou seulement à l'exutoire du bassin versant, concentration dans les eaux souterraines, autres paramètres de qualité d'eau simulés;
- L'applicabilité du modèle : échelle spatiale d'application, complexité des données requises et de la procédure de calage, validation réalisée ou non sur au moins un bassin versant, applicabilité dans les conditions du Canada (prise en compte des processus hydrologiques liés à l'accumulation et à la fonte de la neige);
- Les possibilités de prise en compte des PGB concernant les pesticides. Les autres PGB décrits précédemment sont détaillés; et
- La facilité d'utilisation : interface graphique, outils cartographiques, modules de gestion, outils d'analyse, documentation, gratuité.

Il a été illustré, lors de l'analyse, que la grande majorité des modèles satisfait aux critères de modélisation et d'applicabilité, et se différencie surtout par rapport aux variables de sortie, aux possibilités de prendre en compte les PGB et aux facilités d'utilisation. Les détails de l'analyse multicritère ne sont pas répétés ici et le lecteur est invité à consulter les ouvrages suivants pour une description exhaustive du processus de sélection des modèles : Rousseau *et al.* (2005b) et Quilbé *et al.* (2006). Ce travail a permis de mettre en évidence plusieurs systèmes d'aide à la décision qui pouvaient répondre aux besoins de l'étude : BASINS (Meyers *et al.*, 2001; US-EPA, 2002; Di Luzio *et al.*, 2003), SWAT (Arnold *et al.*, 1996; Neitsch *et al.*, 2000), MIKE SHE (DHI, 1998; Styczen, 2002), HSPF (Donigian *et al.*, 1983; Donigian *et al.*, 1984; Bicknell *et al.*, 1993; Donigian *et al.*, 1995) et GIBSI (Quilbé et Rousseau, 2007; Rousseau *et al.*, 2005a, 2002; 2000). Toutefois, il restait difficile de sélectionner un modèle à partir d'informations trouvées dans la littérature. La connaissance pratique des modèles est un élément qui n'a pas été pris en compte dans cette analyse comparative mais qui est primordial pour pouvoir faire le bon choix et économiser des dépenses inutiles. Cela dit, afin de mieux identifier et comparer les avantages et inconvénients de ces modèles, la deuxième phase de ce projet a consisté à appliquer trois des cinq modèles sélectionnés sur un bassin versant pilote, le bassin de la rivière Chaudière (QC) et plus spécifiquement à l'échelle du sous-bassin de la rivière Beaurivage. Ces trois modèles étaient BASINS, SWAT et GIBSI. À noter que BASINS comprend à la fois le modèle HSPF et le modèle SWAT.

Les détails de l'application des trois modèles ne sont pas répétés ici et le lecteur est invité à consulter l'ouvrage suivant pour une description exhaustive du processus d'application des modèles : Rousseau *et al.* (2006). L'application des modèles sur le bassin versant pilote a bénéficié des données qui avaient déjà été compilées par l'INRS-ETE lors de travaux de modélisation antérieurs à ce projet. Seules les données de concentrations en pesticides en rivière nécessaires au calage des modèles ainsi que les données concernant les pratiques

phytosanitaires, culturales et les PGB étaient manquantes ou incomplètes. Nous avons donc réalisé un inventaire des suivis environnementaux ayant documenté, dans la littérature, les concentrations en pesticides mesurées dans les rivières Chaudière et Beaurivage. Parallèlement, un inventaire des pratiques phytosanitaires utilisées dans les bassins versants des rivières Chaudière et Beaurivage (sous-bassin de la Chaudière) a été réalisé. Ces données, même partielles, étaient essentielles pour définir les scénarios de gestion agricole pris en compte pour les simulations avec les modèles. L'application des modèles a été réalisée et des simulations ont été faites pour évaluer leur capacité à reproduire les concentrations en pesticides mesurées en rivière; en voici les principales conclusions :

- L'application et le calage de chacun des trois modèles sur un nouveau bassin versant est fastidieuse et nécessite un important investissement en temps, même lorsque les données nécessaires sont déjà disponibles comme c'était le cas pour cette étude.
- Le modèle BASINS/HSPF ne semble pas être adapté pour déterminer les NPA compte tenu de la lourdeur du processus d'application et de calage des modèles et des mauvais résultats obtenus pour les concentrations simulées et mesurées.
- SWAT et GIBSI devraient être favorisés puisqu'ils sont un peu plus simples à appliquer et à caler (avec notamment moins de paramètres de calage) et permettent de simuler des concentrations en pesticides du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées.
- La précision des informations sur les superficies cultivées, les taux et les dates d'application des pesticides est prépondérante pour pouvoir valider et éventuellement caler les modèles de transport des pesticides. Il est donc primordial de réaliser des enquêtes précises pour pouvoir appliquer et caler le modèle sélectionné, et par la suite déterminer les NPA.
- Enfin, le temps alloué à la réalisation de ce travail ne nous a pas permis d'explorer deux aspects du cadre de travail de la modélisation hydrologique distribuée, c'est-à-dire : (i) la réalisation d'analyses de sensibilité et **d'incertitudes** des modèles et (ii) l'analyse de l'impact du nombre d'unités de calcul sur les valeurs des NPA. Tout cela ne remet pas en question les travaux de démonstration du cadre de travail d'élaboration de NPA à l'aide de la modélisation hydrologique.

1.2 ORGANISATION DU RAPPORT

Ce rapport synthèse est structuré en six chapitres (incluant ce chapitre d'introduction) :

- Le chapitre 2 introduit la méthode de détermination des NPA pour les pesticides.
- Le chapitre 3 présente les NPA pour quatre pesticides sur trois bassins versants.

- Le chapitre 4 discute des limites d'interprétation des NPA et des besoins scientifiques à combler.
- Le chapitre 5 présente un sommaire et un résumé des travaux futurs.
- Le chapitre 6 vient conclure ce rapport synthèse.

2 MÉTHODE DE DÉTERMINATION DES NPA POUR LES PESTICIDES

Les NPA correspondent à un niveau de concentration qui peut être atteint en mettant en place des mesures de gestion, des pratiques agricoles et des technologies disponibles, et doivent être définies à l'aide d'outils de modélisation, en l'occurrence par l'application de la modélisation hydrologique. Ce chapitre présente la méthode d'application de la modélisation hydrologique ainsi que l'approche utilisée pour définir les NPA dans ce contexte. Pour une description détaillée de cette méthode le lecteur est invité à consulter Rousseau *et al.* (2006).

2.1 MISE EN PLACE DE LA MODÉLISATION HYDROLOGIQUE

La procédure générale pour appliquer un modèle hydrologique destiné à simuler le transport des pesticides sur un bassin versant comprend différentes étapes :

- Rassembler les informations et données nécessaires pour constituer la base de données (données spatiales vectorielles et matricielles par intégration des couches d'information géographiques avec le SIG approprié, données d'entrée, paramètres des modèles, paramètres de gestion, données mesurées de débits et de concentrations);
- Construire la base de données;
- Appliquer le modèle hydrologique;
- Caler et valider le modèle hydrologique à l'aide de données de débits mesurées;
- Appliquer les modèles d'érosion et de transport des pesticides;
- Réaliser d'éventuelles adaptations des modèles utilisés en fonction des conditions d'application (exemple : prise en compte des PGB);
- Caler et valider les modèles d'érosion et de devenir de pesticides à l'aide de données de concentrations et de débits mesurées.

Les modèles hydrologiques développés pour cette fin nécessitent à peu près les mêmes données de base pour leur implantation (voir Tableau 2.1).

Tableau 2.1 : Inventaire des données requises pour l'implantation et l'application des modèles de transport de pesticides

DONNÉES REQUISES
Données géographiques
Modèle Numérique d'Altitude
Carte d'occupation du sol
Réseau hydrographique numérique
Carte des sols
Limites du bassin et des sous-bassins
Limites des municipalités
Localisation des stations météorologiques
Localisation des stations hydrométriques
Localisation des stations qualité
Localisation des rejets ponctuels
Localisation des réservoirs
Données attributs
Données sur les municipalités (population, unités animales, <i>etc.</i>)
Données sur les rejets ponctuels (débit, concentrations en polluants)
Données de gestion agricole
Types de culture
Rotations culturales (nombre d'années, cultures)
Pratiques phytosanitaires (pesticides, dates, taux d'application)
Pratiques culturales (PGB)
Données d'entrée
Données météorologiques journalières
Données spécifiques pour les modèles
Pesticides : coefficient de partition, solubilité, temps de demi-vie
Données pour le calage des modèles
Données journalières de débits
Données de concentrations en sédiments
Données de concentrations en pesticides

2.2 DÉTERMINATION DES NPA

Les trois modèles sélectionnés précédemment (voir section 1.1) permettent de simuler l'effet de scénarios de pratiques agricoles sur les concentrations des pesticides en rivière. Dès lors, comment déterminer des NPA à partir de ces résultats de simulation? Rappelons que la notion de NPA est définie comme un niveau de concentration qui peut être atteint en mettant en place des mesures de PGB. Dans le cadre de ce projet, on a proposé d'utiliser les courbes cumulatives de concentrations obtenues par simulation à partir des différents scénarios de gestion.

Les courbes de fréquence cumulée représentent la distribution des valeurs de concentration calculées par le modèle sur une période et une fenêtre de temps (ex. : sur les étés de 30 ans) et en un tronçon donné du réseau hydrographique. On y retrouve en abscisse la gamme des concentrations simulées, tandis qu'en ordonnée on y retrouve la probabilité de non-dépassement. Ces courbes traduisent l'effet de différents scénarios de PGB pour un bassin versant donné. Elles sont spécifiques aux caractéristiques anthropiques (*i.e.*, gestion du territoire, pratiques culturelles et autres), physiographiques (*i.e.*, topographie), climatiques (ex. : simulées avec 30 années de données météorologiques), biologiques et chimiques des sols et des milieux aquatiques du bassin. Ainsi, on peut avoir deux courbes très différentes en appliquant les mêmes pratiques agricoles sur deux bassins versants différents. De même, pour un bassin versant donné, on peut avoir différentes courbes pour différents scénarios d'implantation des PGB correspondant chacun, par exemple, à un scénario de référence sans PGB, un scénario des pratiques phytosanitaires actuelles et un scénario de PGB optimal.

Deux possibilités peuvent être envisagées pour déterminer une NPA : (i) déterminer la NPA en fonction de la valeur d'un critère quelconque, par exemple la norme de performance idéale (NPI) ou encore le critère de protection de la vie aquatique (CPVA) du Conseil canadien des ministères de l'environnement (CCME) ou (ii) déterminer la NPA indépendamment de la valeur d'un critère quelconque. Rappelons que les NPI correspondent à un niveau de concentration qui permet de protéger un certain pourcentage des espèces présentes dans un milieu aquatique selon, entre autres approches et lorsque les informations et les données sont disponibles, des « courbes doses-réponses » spécifiques à un pesticide ou à un groupe de pesticides. Cependant, et lorsqu'une telle courbe n'est pas disponible pour un pesticide, une autre approche ou outil écotoxicologique doit être envisagée pour la détermination de la NPI (ex. : « *lowest acceptable toxicity test* », communication personnelle de EC, 19 avril 2007). À noter que les NPI sont spécifiquement conçues pour les milieux aquatiques retrouvés dans des environnements affectés par des activités agricoles.

2.2.1 Détermination en fonction de la valeur d'une NPI

Ici on considère la NPA comme une valeur cible intermédiaire pour atteindre la NPI. Cela implique que la NPA est déterminée à partir des valeurs de concentrations supérieures à la NPI (Figure 2.1). Dans l'exemple de la Figure 2.1, où la NPI est prise égale à 1 $\mu\text{g/L}$, les valeurs possibles pour la NPA vont de 1 à 1.5 $\mu\text{g/L}$.

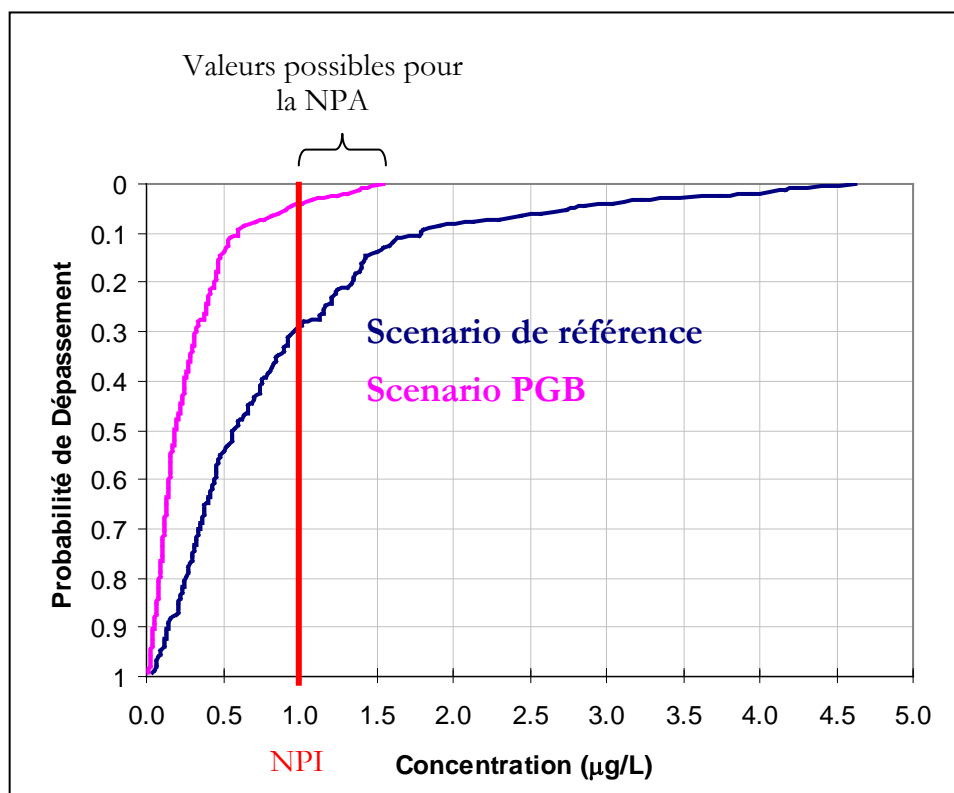


Figure 2.1 : Utilisation des courbes de fréquence cumulée pour déterminer la NPA en fonction d'un risque écotoxicologique

2.2.2 Détermination indépendante de la valeur d'une NPI

Ici, la NPA est déterminée sans tenir compte de la NPI, à partir de l'ensemble des valeurs de concentrations obtenues avec le scénario PGB. Dans ce cas, on peut tirer une valeur statistique de la totalité des valeurs simulées à partir du scénario tenant compte des PGB. Avec cette approche, il peut arriver que la NPA soit inférieure à la NPI, si par exemple la NPI est élevée et que la qualité de l'eau initiale est déjà très bonne. Si tel est le cas, on peut aussi choisir de fixer la NPA égale à la NPI. Compte tenu de notre compréhension de la définition de la NPA, qui ne dépend en théorie que de ce qui est technologiquement faisable, il nous semble préférable d'utiliser la deuxième approche (indépendamment de la NPI). Une fois déterminée la

gamme de valeurs possible pour la NPA, il convient de déterminer une valeur. Une première possibilité est de choisir une valeur statistique (médiane, maximum, quantile, voir Figure 2.2). Le choix de la valeur statistique reste subjectif et peut dépendre du niveau d'exigence désiré. Il faut aussi prendre en compte la facilité de communiquer ces valeurs aux agriculteurs et privilégier donc la simplicité. La médiane (qui correspond à une probabilité de dépassement de 50 %) est une statistique simple à considérer et à communiquer mais qui manque de signification physique et de crédibilité. Comment demander, en effet, aux agriculteurs d'atteindre un objectif de concentration qui peut être dépassé un jour sur deux? De plus, elle est très difficile à relier avec l'impact écotoxicologique (voir section suivante) puisque la gamme des valeurs qui lui sont supérieures peut être très importante. Il nous semble préférable de prendre le quantile 90 % de la distribution (qui correspond à une probabilité de dépassement de 10 %). Cette valeur est plus élevée que la médiane.

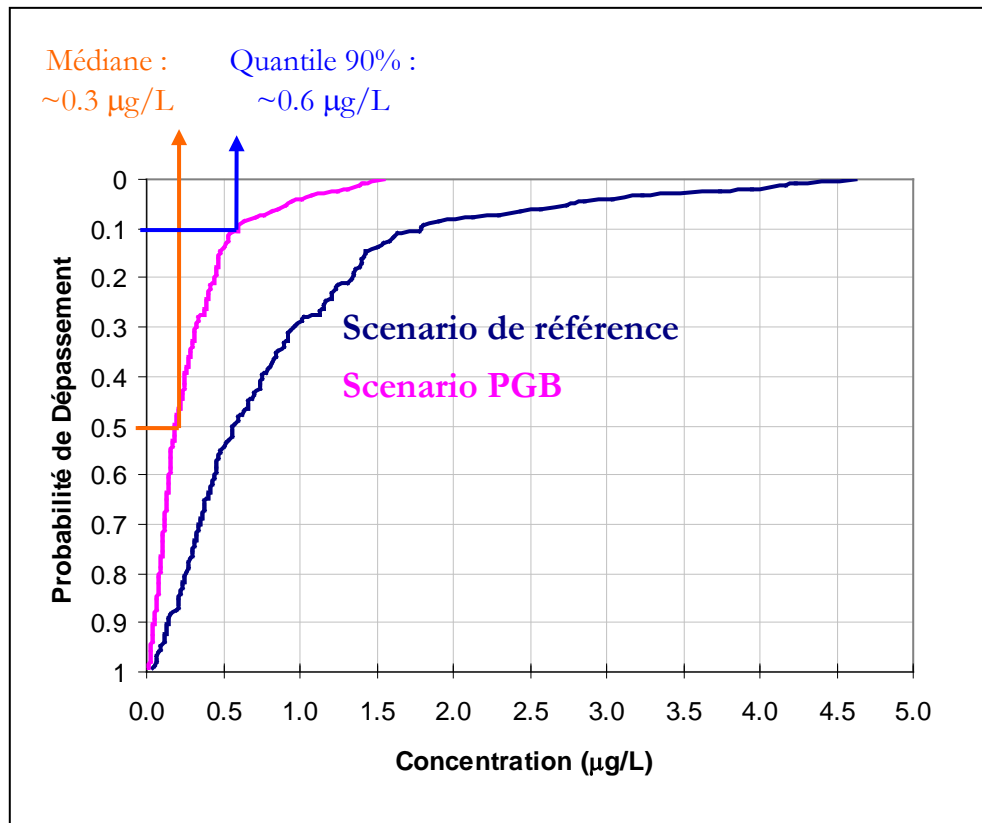


Figure 2.2 : Détermination de différentes valeurs statistiques à partir des courbes de fréquence cumulée (indépendamment du risque écotoxicologique)

2.2.3 Lien avec le risque écotoxicologique

Les résultats de simulation peuvent être reliés à l'impact écotoxicologique à l'aide des courbes dose-réponse (SSD) privilégiées pour déterminer les NPI (Figure 2.3, CANTOX Environmental, 2005). À chaque valeur de concentration simulée par le modèle correspond donc un pourcentage d'espèces affectées.

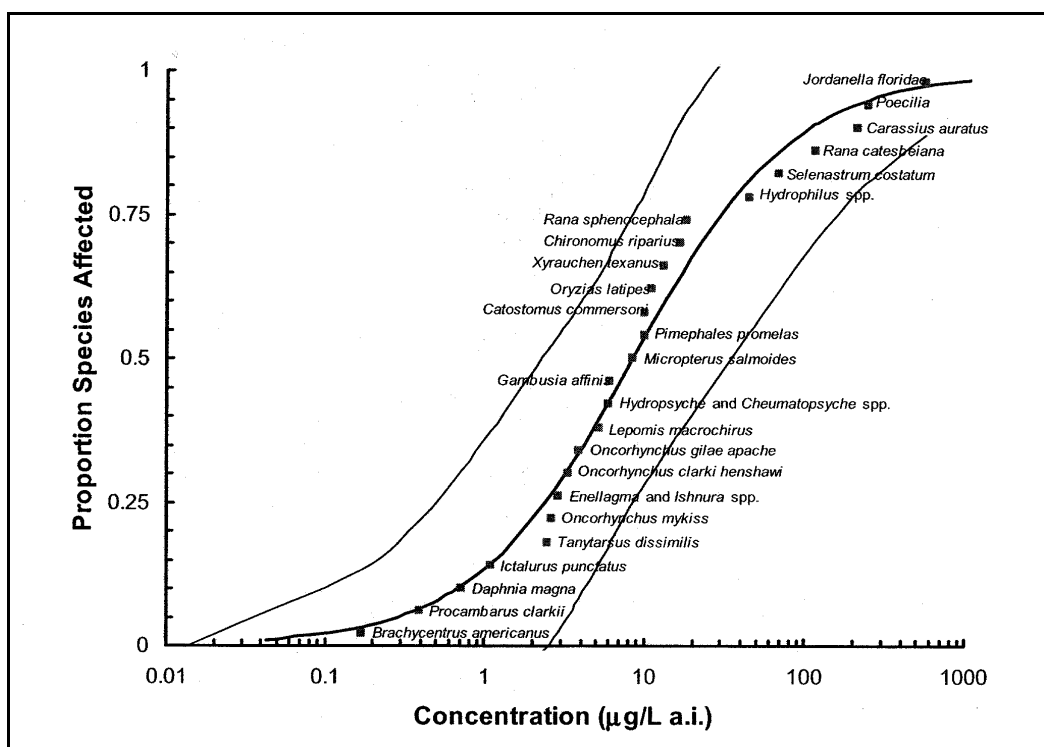


Figure 2.3 : Distribution de sensibilité des espèces pour le perméthrin (source : CANTOX Environmental, 2005)

Toutefois, il est important de considérer le fait que la relation dose-réponse est le plus souvent déterminée à partir de tests en laboratoires avec exposition aiguë au contaminant (des données sur la toxicité chronique sont moins disponibles). Ce sont généralement des données de CL_{50} . Si l'on considère une valeur de concentration qui a une forte probabilité de dépassement (donc qui est fréquemment dépassée), il convient de considérer plutôt des données de toxicité chronique, ou si celles-ci ne sont pas disponibles, d'utiliser un rapport ACR (« acute-to-chronic ratio ») qui transforme le CL_{50} aigu en critères de faible effet chronique (CE_{10} , LOEC, NOEC).

Le fait de relier la NPA (*i.e.*, concentration communiquée par EC au secteur agricole) à un impact sur les espèces présentes (*i.e.*, sensibilité des espèces au contaminant c'est-à-dire « How

clean is clean water? » selon la perspective d'EC) permet d'aborder la notion de risque écotoxicologique dans la définition des NPA. Quel est le niveau de risque acceptable ? Vaut-il mieux choisir une valeur qui est fréquemment dépassée mais avec un impact faible, ou bien une valeur plus rare mais qui a un impact important ? La détermination de la NPA pourrait alors se faire sur la base d'une minimisation du risque. D'autres approches peuvent être envisagées pour quantifier ce risque écotoxicologique.

2.2.4 Extension à la détermination de valeurs de NPA intermédiaires

Dans le cas où la mise en place des PGB représente un processus à long terme, avec plusieurs étapes étalées sur plusieurs années et que les étapes peuvent être définies en terme de scénario de gestion dans les modèles, l'approche proposée peut permettre de définir une valeur cible pour chacune de ces étapes (Figure 2.4).

Enfin, la Figure 2.5 vient résumer l'approche que l'on a développée pour la détermination des NPA. Tel que mentionné précédemment, on considère des NPI déterminées (idéalement) à partir de courbes dose-réponse. Rappelons, encore une fois, que de telles courbes dose-réponse ne sont pas disponibles pour la totalité des pesticides pouvant être jugés d'intérêt par EC.

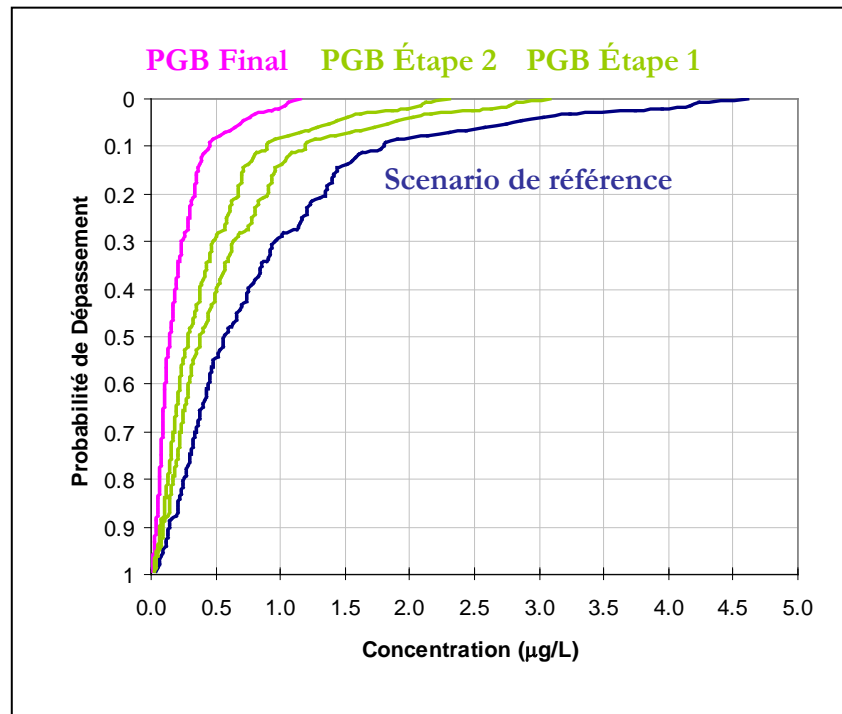


Figure 2.4 : Courbes de fréquence cumulée pour chaque étape de la mise en place des PGB

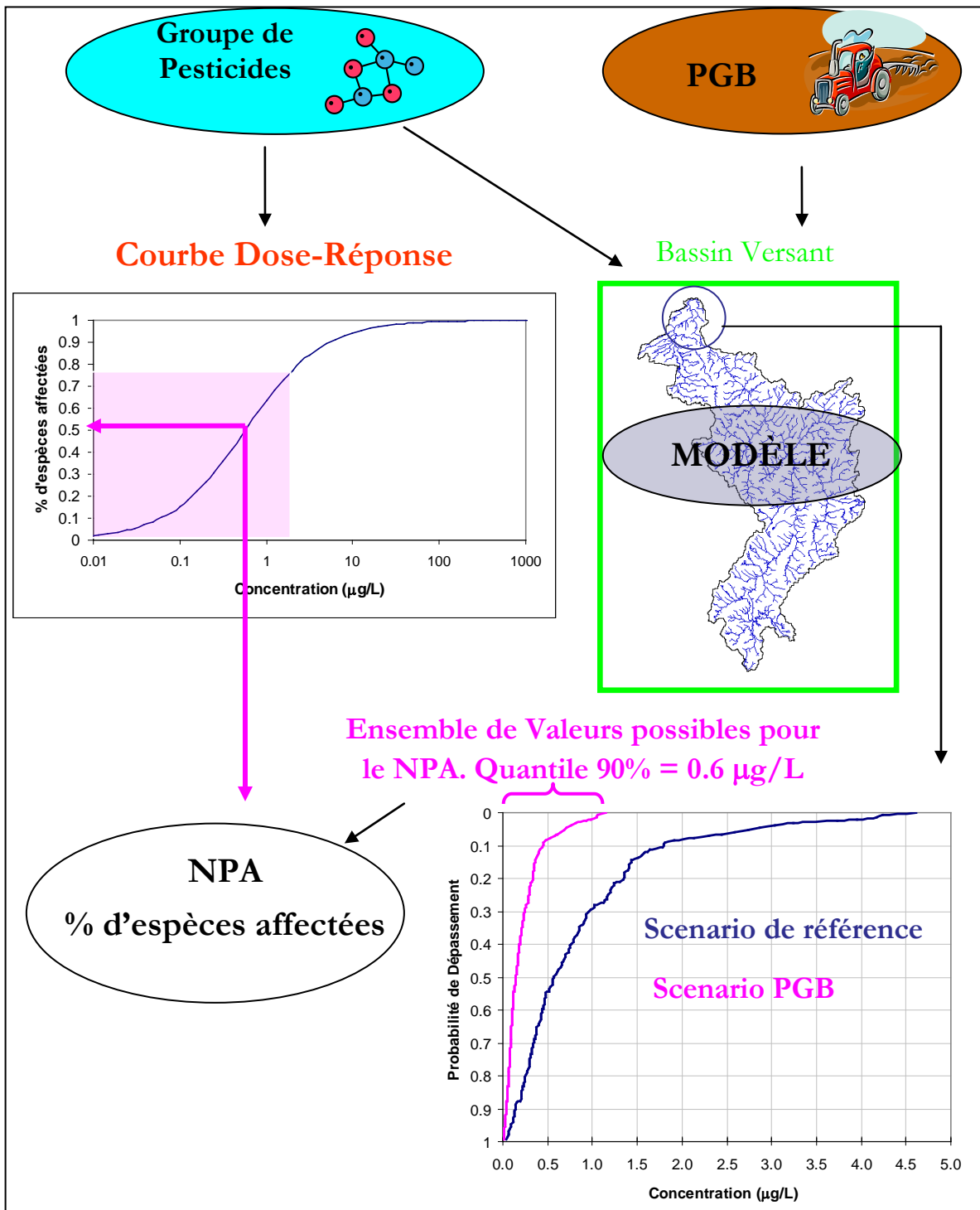


Figure 2.5 : Schématisation de l'approche pour la détermination des NPA (dans ce cas, la NPA est déterminée indépendamment de la NPI)

3 DÉTERMINATION DES NPA POUR LES PESTICIDES ET BASSINS SÉLECTIONNÉS

Dans le cadre de ce projet, on a pour objectif de faire l'application de la méthode de détermination des NPA pour sept pesticides (*Atrazine*, *Carbofuran*, *Dicamba*, *Glyphosate*, *MCPB*, *MCPA*, *Métolachlor*, et α -HCH, ou γ -HCH, ou HCB ou *Endosulfan*) sur six bassins versants canadiens, voir Figures 3.1 et 3.2) : Wilmot et Dunk (I.P.E), Beurivage, un sous-bassin versant agricole de la rivière Chaudière, et Yamaska (QC), South Nation (ON), Salmon River (C.B). À ce jour, on a complété la détermination de NPA pour les quatre pesticides des bassins des rivières Beurivage, Wilmot et Dunk.

Compte tenu de leurs performances lors de l'étude d'intercomparaison des modèles sélectionnés (Rousseau *et al.*, 2005b, 2006) et de la familiarité de l'équipe de l'INRS-ETE avec ceux-ci, les NPA pouvaient être déterminées à l'aide de SWAT ou de GIBSI. C'est ce qui a été fait pour le bassin de la Beurivage lors de la démonstration de la faisabilité de la méthode proposée de détermination de NPA à l'aide de la modélisation hydrologique (Rousseau *et al.*, (2006). On présente ici les résultats obtenus avec GIBSI tant pour le bassin de la Beurivage que pour les autres bassins versants. De plus, ce rapport présente les NPA préliminaires pour les bassin des rivières Wilmot, Dunk et Beurivage. Les NPA pour les autres bassins seront présentées dans la série de rapports techniques 2008 de l'Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales.

3.1 BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE BEURIVAGE (QC)

3.1.1 Caractéristiques du bassin

Le bassin versant de la rivière Chaudière est localisé au sud de la ville de Québec et couvre un territoire de 6 682 km². Selon des données de 1995, le territoire est dominé par la forêt (63 %), tandis que les terres cultivées couvrent 17.4 % de la superficie, avec principalement des cultures fourragères (82 %). La population est d'environ 150 000 habitants. La rivière Beurivage est un affluent de la rivière Chaudière, et son bassin versant, d'une superficie de 718 km², est le plus agricole des sous-bassins du bassin de la Chaudière (30 % en culture dont 4 % en maïs et 26 % en rotation céréales et fourrages). C'est donc sur ce sous-bassin que l'étude a focalisé concernant l'acquisition de données de concentrations en pesticides et le calage des modèles. À l'intérieur de ce sous-bassin, le ruisseau du Bras d'Henri est particulièrement intéressant car il est équipé d'une station de mesure des débits et de la qualité de l'eau, et draine un petit bassin versant essentiellement agricole et sans rejets ponctuels qui

pourraient biaiser les mesures. Il a donc fait l'objet, lui aussi, d'acquisition de données et de calage et/ou validation des modèles.

Figure 3.1 : Localisation du bassin versant de la Beaurivage, un sous-bassin versant agricole de la rivière Chaudière



Figure 3.2 : Localisation des bassins versants sélectionnés pour la détermination des NPA

Ce cas d'application concerne les trois pesticides suivants : *Atrazine* (maïs), *Métolachlor* (maïs) et *MCPB* (céréales). Ce choix a été dicté par la présence de données mesurées de concentration en rivière afin de valider les modèles. Nous souhaitons également déterminer les NPA pour des pesticides utilisés sur différentes cultures (maïs et céréales). À noter que l'*Atrazine* est le seul pesticide faisant partie des dix pesticides prioritaires identifiés par EC qui a été appliqué et mesuré sur ce bassin versant.

3.1.2 Mise en place de la méthode de détermination des NPA

Une première simulation a été réalisée à partir d'un scénario de référence avec application des pesticides aux taux suivants : *Atrazine* : 0.65 kg/ha sur les occupations du sol en maïs; *Métolachlor* : 1.6 kg/ha sur les occupations de maïs; et *MCPB* : 0.06 kg/ha sur les occupations de céréales. À noter que d'autres simulations sont en cours pour le MCPB et ce afin de mieux représenter le taux d'application conventionnel de 1.0 kg/ha. Les résultats seront présentés dans l'un des rapports de la la série de rapports techniques 2008 de l'Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales. L'application des pesticides est réalisée sur la période du 1^{er} au 15 juin (16 jours).

Pour déterminer les NPA, et ce à la suite de discussions avec EC, trois scénarios de PGB ont été pris en compte : (i) une réduction du taux d'application de pesticide de 30 % (PGB1); (ii) l'implantation de bandes enherbées de 1 m de largeur (PGB2) et (iii) une réduction du taux d'application de 30 % et implantation de bandes de 1 m (PGB1+2). À noter que l'algorithme utilisé pour déterminer l'influence des bandes enherbées est le même pour SWAT et GIBSI. Une bande de 1 m de largeur permet de retenir environ 36 % des pesticides avant leur arrivée en rivière (Neitsch *et al.*, 2000).

Les données mesurées montrent que l'on retrouve essentiellement des pesticides en rivière au mois de juin et au début juillet. En effet, la grande majorité des pesticides appliqués est soit exportée par ruissellement, soit dégradée dans le sol durant cette période. On observe la même dynamique avec les résultats de simulation. Nous avons donc choisi de considérer la période allant du 1^{er} juin (1^{er} jour d'application des pesticides dans nos simulations) au 31 juillet, soit 61 jours, pour déterminer l'effet des PGB sur les concentrations en pesticides et les NPA.

L'effet des PGB sur les concentrations en pesticides a été examiné à l'exutoire du sous-bassin de la rivière Beaurivage (709 km²).

En ce qui concerne l'interprétation des résultats, et pour être fidèle à la procédure proposée au chapitre 2, nous avons choisi ici de comparer les distributions obtenues avec ou sans PGB et plus précisément les quantiles 90 % de ces distributions. Ces distributions représentent le cumul de 30 années de simulation (années météorologiques de 1965 à 2004 inclusivement).

3.1.3 Valeurs des NPA

Comme GIBSI permet de prendre en compte une répartition aléatoire des années de rotation des cultures et des dates d'application des pesticides, nous avons réalisé trois simulations « aléatoires » pour chaque combinaison année/scénario afin d'obtenir un résultat plus représentatif. Toutefois, ces combinaisons aléatoires n'ont que très peu d'influence sur la distribution des valeurs de concentrations obtenues. Le calcul des fréquences de dépassement et des NPA est ensuite réalisé sur le cumul des valeurs obtenues avec les trois simulations, pour chaque année, puis pour l'ensemble des cinq années. On présente ici les résultats pour trois pesticides : *Atrazine*, *Métolachlor*, et *MCPB*.

À noter que ces résultats diffèrent de ceux présentés dans Rousseau *et al.* (2006) car depuis, nous avons refait les simulations avec 30 ans de données météorologiques au lieu de choisir cinq années dites représentatives, choix qui s'imposait à l'époque par le temps restreint pour effectuer la deuxième phase du projet. **Les valeurs de NPA présentées ici sont donc plus représentatives.** De plus, dans la construction des courbes de fréquence cumulée, nous avons gardé les valeurs supérieures à trois seuils : 0.00 µg/L, 0.01 µg/L, et 0.02 µg/L (seuil de détection de l'*Atrazine*).

La figure 3.3 présente l'impact sommaire de l'intégration des PGB sur la simulation de l'*Atrazine* appliqué à la classe d'occupation maïs du bassin versant de la rivière Beurivage. À noter que GIBSI a reproduit fidèlement les niveaux des pics de concentrations mesurés en *Atrazine* mais que les concentrations simulées pouvaient être trop élevées entre ces pics (Rousseau *et al.*, 2006). Ceci étant dit, on note au tableau 3.1 que les Q90 dans le bassin de la Beurivage décroissent en fonction des PGB. Suite à l'application des PGB1, PGB2 et PGB1+PGB2, il se produit, si l'on considère le seuil de 0.02 µg/L (seuil de détection de l'*Atrazine*), des réductions de 58 %, 66 % et 94 % des Q90. Par rapport au Q90 de référence (1.08 µg/L), ces Q90 correspondent à des concentrations de 0.45, 0.37, et 0.07 µg/L. On note que ces Q90 sont inférieurs au critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique; 1.8 µg/L) pour le l'*Atrazine* (CCME 2007; MDDEP, 2006). À noter que toutes ces observations sont aussi valides si l'on considère une période de 30 jours (1^{er} au 30 juin) au lieu de 61 jours sauf pour le seuil de 0.0 µg/L.

Tableau 3.1 : Quantile 90 des concentrations détaillées d'*Atrazine* (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beurivage pour différents seuils (période 1^{er} juin au 31 juillet). Les valeurs entre parenthèses ont été déterminées pour la période du 1^{er} au 30 juin.

Scénario				
Seuil [µg/L]	Aucune PGB	PGB1	PGB2	PGB1+2

0.00	0.14 (0.45)	0.03(0.08)	0.03(0.05)	0.02 (0.03)
0.01	0.89 (0.72)	0.33 (0.33)	0.18 (0.18)	0.05 (0.05)
0.02	1.08 (0.85)	0.45 (0.45)	0.37 (0.37)	0.07 (0.07)

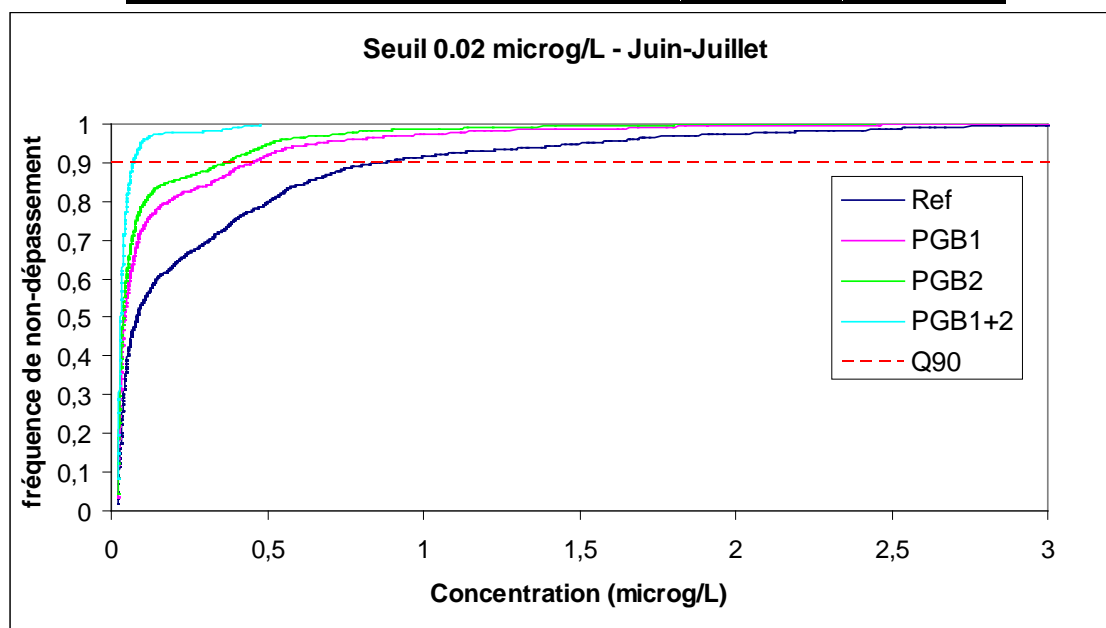


Figure 3.3 : Effet des PGB sur la fréquence cumulée des concentrations en *Atrazine* proche de l'exutoire du sous-bassin de la rivière Beurivage. Cumul des 90 simulations (30 années et 3 combinaisons aléatoires de dates d'application et de rotation culturale par année) avec le seuil de 0.02 $\mu\text{g/L}$ - seuil de détection de l'*Atrazine*

La figure 3.4 présente l'impact sommaire de l'intégration des PGB sur la simulation du *MCPB* appliqué à la classe d'occupation céréales du bassin versant de la rivière Beurivage. On note au tableau 3.2 que les Q90 des concentrations simulées de *MCPB* décroissent en fonction des PGB. Suite à l'application des PGB1, PGB2 et PGB1+PGB2, il se produit, si l'on considère le seuil de 0.01 $\mu\text{g/L}$, des réductions de 41 %, 38 % et 56 % des Q90. Par rapport au Q90 de référence (2.61 $\mu\text{g/L}$), ces Q90 correspondent à des concentrations de 1.53, 1.60, et 1.18 $\mu\text{g/L}$. Si l'on exclut l'état de référence, on note que ces Q90 sont inférieurs au critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique; 7.3 $\mu\text{g/L}$) pour le *MCPB* (CCME 2007). À noter que toutes ces observations sont similaires si l'on considère une période de 30 jours (1^{er} au 30 juin) au lieu de 61 jours sauf pour le seuil de 0.0 $\mu\text{g/L}$.

Tableau 3.2 : Quantile 90 des concentrations détaillées de *MCPB* (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beaurivage pour différents seuils (période du 1^{er} juin au 31 juillet). Les valeurs entre parenthèses ont été déterminées pour la période du 1^{er} au 30 juin.

Scénario				
Seuil [$\mu\text{g/L}$]	Aucune PGB	PGB1	PGB2	PGB1+2
0.00	1.11 (1.91)	0.40 (1.12)	0.59 (1.00)	0.17 (0.48)
0.01	2.61 (2.44)	1.53 (1.62)	1.60 (1.46)	1.18 (1.07)

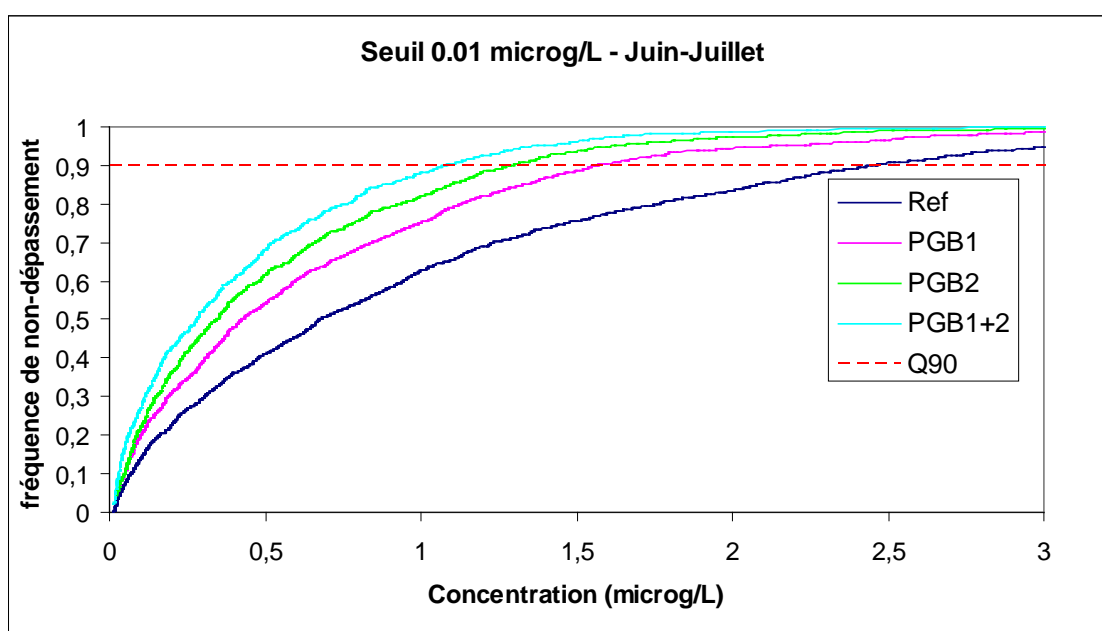


Figure 3.4 : Effet des PGB sur la fréquence cumulée des concentrations en *MCPB* proche de l'exutoire du sous-bassin de la rivière Beaurivage. Cumul des 90 simulations (30 années et 3 combinaisons aléatoires de dates d'application et de rotation culturale par année)

La figure 3.5 présente l'impact sommaire de l'intégration des PGB sur la simulation du *Métolachlor* appliqué à la classe d'occupation maïs du bassin versant de la rivière Beaurivage. On note au tableau 3.3 que les Q90 dans le bassin de la Beaurivage décroissent en fonction des PGB implantées. Suite à l'application des PGB1, PGB2 et PGB1+PGB2, il se produit, si l'on considère le seuil le plus restrictif (*i.e.*, 0.01 $\mu\text{g/L}$ - seuil de détection), des réductions de 34%, 40% et 72% des Q90 à l'exutoire du bassin de la Beaurivage. Par rapport au Q90 de référence (0.95 $\mu\text{g/L}$), ces Q90 correspondraient à des concentrations de 0.63, 0.57, et 0.27 $\mu\text{g/L}$. Les valeurs de Q90 sont toutes inférieures au critère pour la protection de la vie aquatique (effet

chronique) qui est de $7.8 \mu\text{g/L}$ pour le *Métolachlor* (CCME 2007; MDDEP, 2006). À noter que toutes ces observations sont aussi valides si l'on prend une période de 30 jours (1^{er} au 30 juin) au lieu de 61 jours sauf pour le seuil de $0.0 \mu\text{g/L}$.

Tableau 3.3 : Quantile 90 des concentrations détaillées du *Métolachlor* (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beaurivage pour différents seuils (période 1^{er} juin au 31 juillet). Les valeurs entre parenthèses ont été déterminées pour la période du 1^{er} au 30 juin.

Scénario				
Seuil [$\mu\text{g/L}$]	Aucune PGB	PGB1	PGB2	PGB1+2
0.00	0.18 (0.42)	0.00 (0.18)	0.00 (0.13)	0.00 (0.00)
0.01	0.95 (0.95)	0.63 (0.63)	0.57 (0.57)	0.27 (0.27)

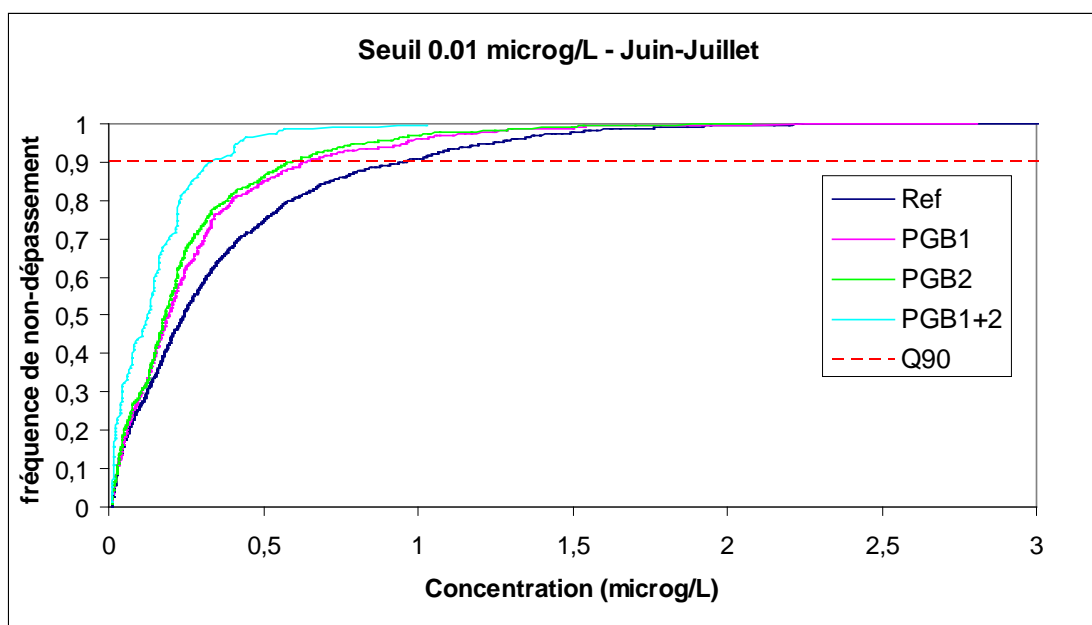


Figure 3.5 : Effet des PGB sur la fréquence cumulée des concentrations en *Métolachlor* proche de l'exutoire du sous-bassin de la rivière Beaurivage. Cumul des 90 simulations (30 années et 3 combinaisons aléatoires de dates d'application et de rotation culturale par année) avec le seuil de $0.01 \mu\text{g/L}$ - seuil de détection.

3.2 BASSINS VERSANTS WILMOT/DUNK (I.P.E)

3.2.1 Caractéristiques des bassins

Les rivières Wilmot et Dunk sont situées sur l'Île-du-Prince-Édouard. Ces bassins versants supportent la culture de pommes de terre. La superficie drainée par la rivière Wilmot est d'environ 150 km², alors que celle drainée par la rivière Dunk est d'environ 70 km². Les figures 3.6 et 3.7 montrent la proportion occupée par chaque classe d'occupation sur les bassins des rivières Dunk et Wilmot. Sur le bassin de la rivière Wilmot, les activités agricoles couvrent 82 % du bassin versant et se divisent en trois types de cultures, soit les pâturages et foin, avec 31 % de la superficie, les pommes de terre avec 26 %, et les céréales avec 24 %. Les proportions sont similaires sur le bassin de la rivière Dunk où les activités agricoles occupent 70 % de la superficie. Les cultures de pâturages et foin, de céréales, et de pommes de terre en composent l'essentiel avec des superficies respectives de 29 %, 22 % et 20 % du bassin.

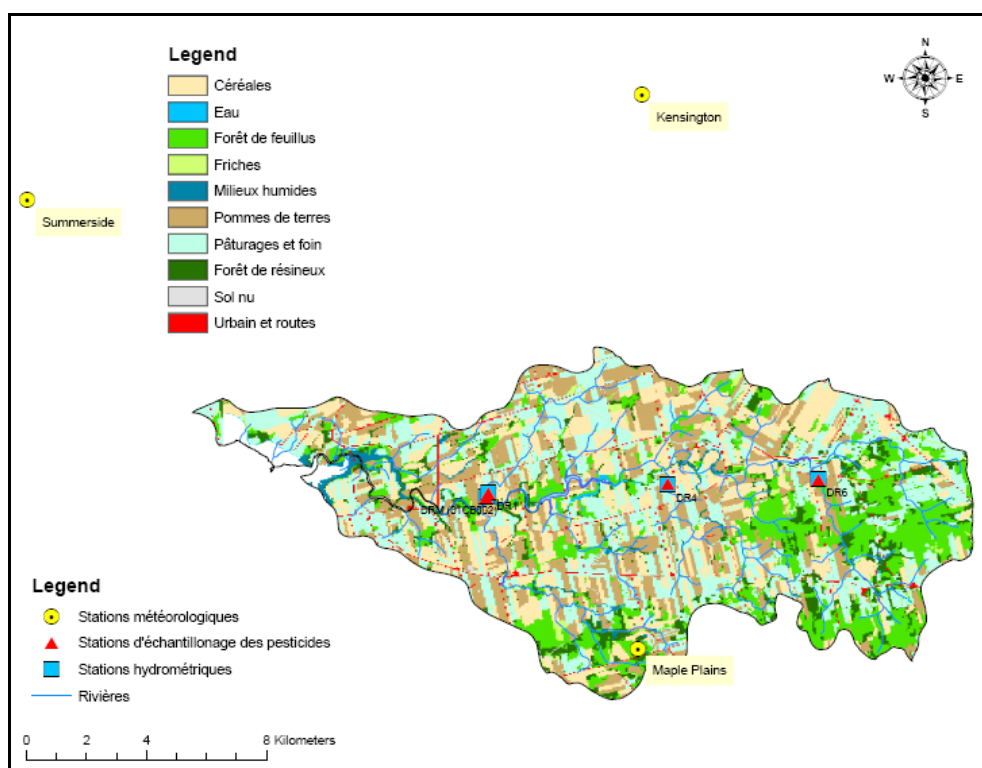


Figure 3.6 : Caractéristiques d'occupation du sol et localisation des stations hydrométéorologiques du bassin de la Dunk

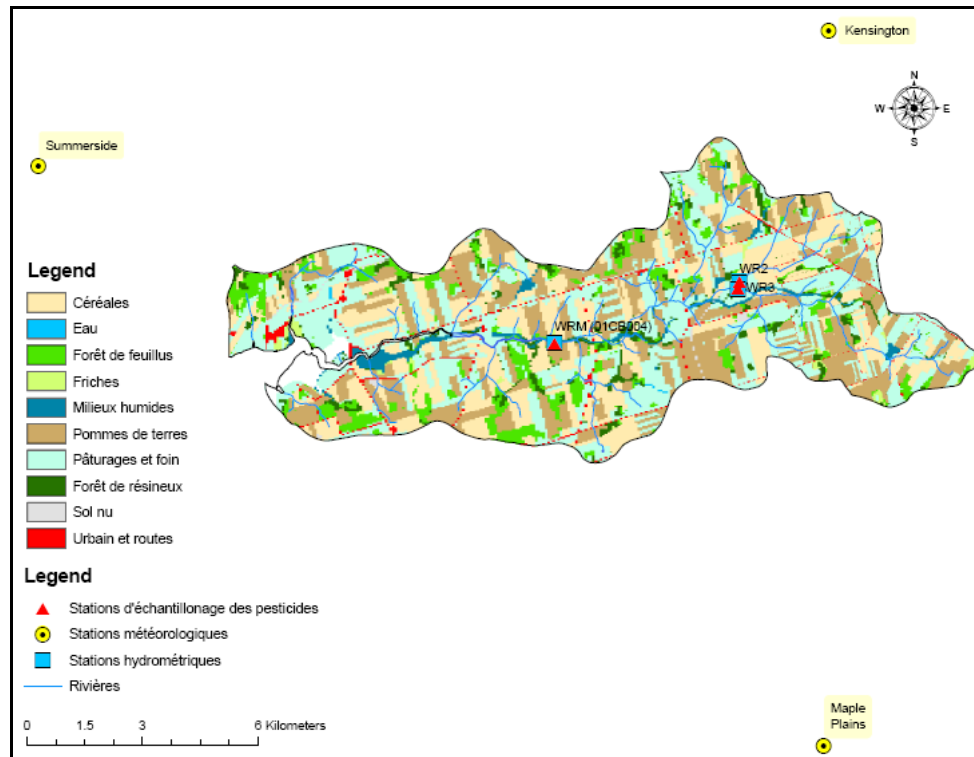


Figure 3.7 : Caractéristiques d'occupation du sol et localisation des stations hydrométéorologiques du bassin de la Wilmot

3.2.2 Mise en place de la méthode de détermination des NPA

Une première simulation a été réalisée à partir d'un scénario de référence avec application du *Carbofuran* : 0,72 kg/ha sur les occupations du sol en pommes de terre. L'application des pesticides est réalisée sur la période du 15 juin au 15 août.

Pour déterminer la NPA, trois scénarios de PGB ont été pris en compte : (i) l'implantation de bandes enherbées de 10 m de largeur (PGB1); (ii) une réduction du taux d'application de pesticide de 30 % (PGB2) et (iii) une réduction du taux d'application de 30 % et implantation de bandes enherbées de 10 m (PGB1+2). À noter que l'algorithme utilisé pour déterminer l'influence des bandes enherbées est le même pour SWAT et GIBSI. Une bande de 10 m de largeur permet de retenir environ 73 % des pesticides avant leur arrivée en rivière.

Les données mesurées montrent que l'on retrouve essentiellement des pesticides en rivière au mois de juin et à la mi-octobre. En effet, la grande majorité des pesticides appliqués est soit exportée par ruissellement, soit dégradée dans le sol durant cette période. On observe la même dynamique avec les résultats de simulation. Nous avons donc choisi de considérer la période

allant du 15 juin (1^{er} jour d'application des pesticides dans nos simulations) au 31 août, pour déterminer l'effet des PGB sur les concentrations en pesticides et les NPA.

L'effet des PGB sur les concentrations en pesticides a été examiné tout près de l'exutoire des bassins des rivières Wilmot (station WRM : superficie de drainage de 46 km² ou 78 % de la superficie modélisée par GIBSI) et Dunk (station DRM : superficie de drainage de 114 km² ou 84 % de la superficie modélisée). À noter que les courbes de fréquence cumulée produites varient selon le tronçon du réseau hydrographique où les concentrations sont considérées. La NPA calculée est donc dépendante de l'endroit où l'on se situe sur le bassin.

En ce qui concerne l'interprétation des résultats, et pour être fidèle à la procédure proposée au chapitre 2, nous avons choisi ici de comparer les distributions obtenues avec ou sans PGB et plus précisément les quantiles 90 % de ces distributions. Ces distributions représentent le cumul de six années de simulation (avec les séries météorologiques disponibles, c'est-à-dire 2001 à 2006).

3.2.3 Valeurs de la NPA

Les résultats qui sont présentés ici se veulent préliminaires car nous n'avons pas utilisé l'option de GIBSI qui permet une répartition aléatoire des années de rotation des cultures et des dates d'application des pesticides. Toutefois, si l'on se fie à l'application sur la Beaurivage, on peut dire en première approximation que ces combinaisons aléatoires pourraient avoir une très faible influence sur la distribution des valeurs de concentrations obtenues. Le calcul des fréquences de dépassement et de la NPA est ensuite réalisé sur le cumul des valeurs obtenues pour chaque année, puis pour l'ensemble des six années pour la période d'intérêt.

La figure 3.8 présente l'impact sommaire de l'intégration des PGB sur la simulation du Carbofuran appliqué à la classe d'occupation pommes de terre du bassin versant de la rivière Dunk. À noter, lors de l'exercice de calage, que GIBSI a généralement bien reproduit les concentrations mesurées en *Carbofuran* à la station DRM. Cela dit, on note au tableau 3.4 que les Q90 dans le bassin de la Dunk décroissent en fonction des PGB implantées. Suite à l'application des PGB1, PGB2 et PGB1+PGB2, il se produit, si l'on considère le seuil 0.05 µg/L, des réductions de 5%, 39% and 46% des Q90 à l'exutoire du bassin de la Dunk. Par rapport au Q90 de référence (0.22 µg/L), ces Q90 correspondent à des concentrations de 0.21, 0.14, et 0.12 µg/L. Les valeurs des Q90 sont toutes inférieures au critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) qui est de 1.8 µg/L pour le *Carbofuran* (CCME 2007; MDDEP, 2006).

Tableau 3.4 : Quantile 90 des concentrations détaillées du *Carbofuran* (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Dunk pour un seuil de 0.05 $\mu\text{g/L}$ (période 15 juin au 31 août)

Scénario				
Seuil [$\mu\text{g/L}$]	Aucune PGB	PGB1	PGB2	PGB1+2
0.05	0.22	0.21	0.14	0.12

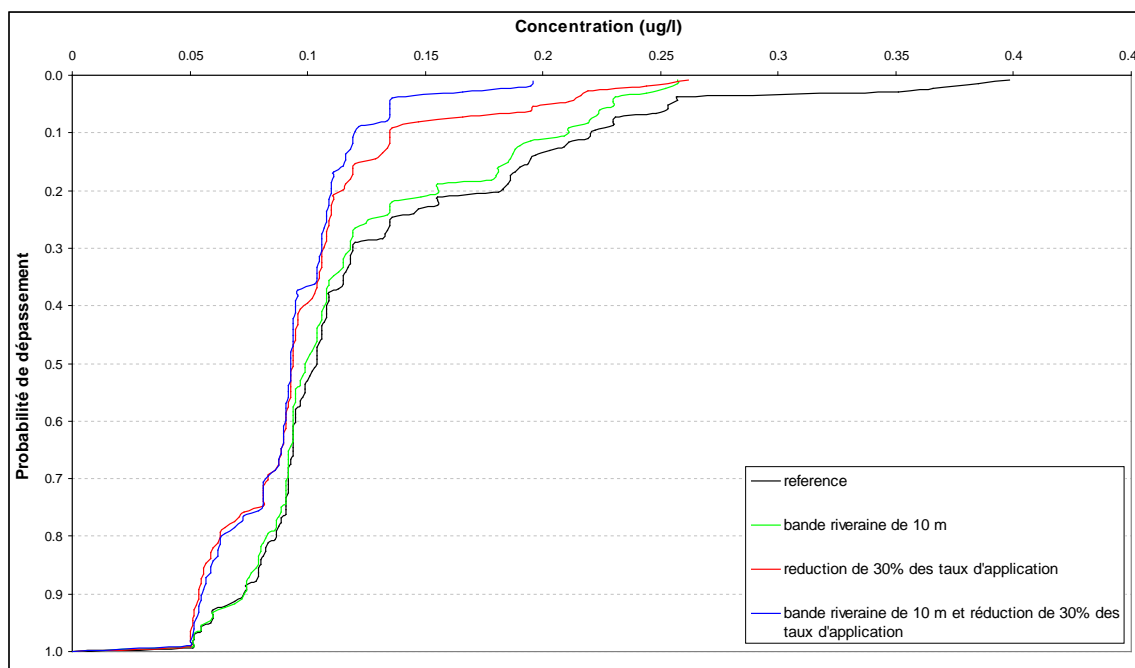


Figure 3.8 : Effet des PGB sur la fréquence cumulée des concentrations en *Carbofuran* près de l'exutoire du bassin de la rivière Dunk (station DRM). Cumul des six années de simulation avec le seuil de 0.05 $\mu\text{g/L}$.

Tableau 3.5 : Quantile 90 des concentrations détaillées du *Carbofuran* (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Wilmot pour un seuil de $0.05 \mu\text{g/L}$ (période 15 juin au 31 août)

Scénario				
Seuil [$\mu\text{g/L}$]	Aucune PGB	PGB1	PGB2	PGB1+2
0.05	0.80	0.79	0.51	0.50

La figure 3.9 présente l'impact sommaire de l'intégration des PGB sur la simulation du *Carbofuran* appliqué à la classe d'occupation pommes de terre du bassin versant de la rivière Wilmot. À noter, lors de l'exercice de calage, que GIBSI a généralement bien reproduit les concentrations mesurées en *Carbofuran* à la station WRM. Cela dit, on note au tableau 3.5 que les Q90 dans le bassin de la Wilmot décroissent en fonction des PGB. Suite à l'application des PGB1, PGB2 et PGB1+PGB2, il se produit, si l'on considère le seuil $0.05 \mu\text{g/L}$, des réductions de 1.5%, 36% et 38% des Q90 à l'exutoire du bassin. Par rapport au Q90 de référence ($0.80 \mu\text{g/L}$), ces Q90 correspondent à des concentrations de 0.79 , 0.51 , et $0.50 \mu\text{g/L}$.

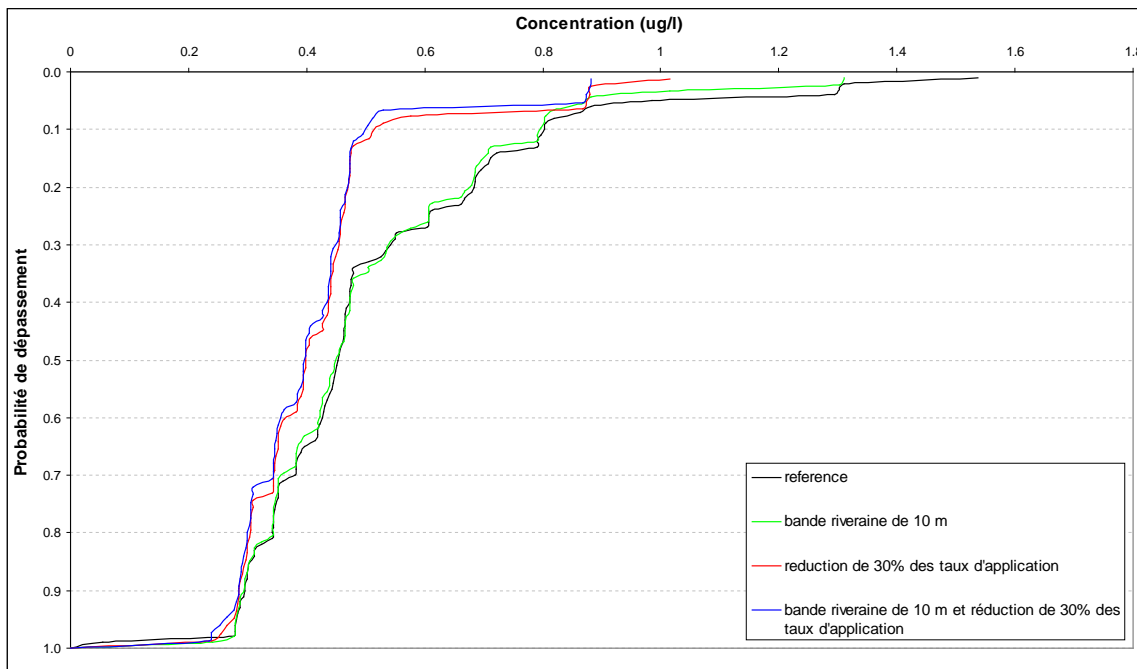


Figure 3.9 : Effet des PGB sur la fréquence cumulée des concentrations en *Carbofuran* près de l'exutoire du sous-bassin de la rivière Wilmot (station WRM). Cumul des six années de simulation avec le seuil de $0.05 \mu\text{g/L}$.

Ces valeurs sont toutes inférieures au critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) qui est de 1.8 µg/L pour le *Carbofuran* (CCME 2007; MDDEP, 2006).

À noter que les réductions des valeurs de NPA sont beaucoup moins importantes que celles obtenues pour les pesticides utilisés dans le bassin de la Beaurivage et ce, même si la largeur de la bande riveraine passait de 1 m à 10 m dans le cas des bassins des rivières Wilmot et Dunk. Ceci peut être attribué en grande partie à la faible sorption et plus grande solubilité du *Carbofuran* par rapport à l'*Atrazine* (voir Tableau 3.6). Ceci étant, il faut considérer ces résultats comme préliminaires et que d'autres simulations seront faites à mesure que l'information sur les fréquences d'application du *Carbofuran* se précise pour la période d'application d'intérêt. De plus, il aurait été souhaitable de simuler les concentrations sur de plus longues périodes, mais les chroniques météorologiques mises à notre disposition ne couvraient qu'une période de 6 ans au lieu d'une période de 30 ans.

Tableau 3.6 : Valeurs de sorption, solubilité et demi-vie pour les pesticides ciblés (Hornsby *et al.*, 1996)

Pesticides	Sorption [mL/g]	Solubilité [mg/L]	Demi-vie [jours]
<i>Atrazine</i>	100	33	60
<i>Carbofuran</i>	22	351	50
<i>Dicamba sel</i>	2	400000	14
<i>Endosulfan</i>	12400	0.32	50
<i>Glyphosate sel Isopropylamine</i>	24000	900000	47
<i>MCPA sel Dimethylamine</i>	2000	866000	25
<i>MCPB sel Sodium</i>	20	200000	14
<i>Métolachlor</i>	200	530	90
<i>2, 4-D sel Dimethylamine</i>	20	796000	10

4 LIMITES D'INTERPRÉTATION DES NPA ET IDENTIFICATION DES BESOINS SCIENTIFIQUES À COMBLER

Le présent chapitre a pour but de rappeler et d'ajouter des éléments de réflexion liés aux limites d'interprétation des NPA, en relation avec les NPI. Ces éléments s'ajoutent, en particulier, à la réflexion posée par l'importance (dans les NPI) de critères et d'outils d'évaluation (éco)toxicologiques. Il porte également un regard critique sur les limites de la modélisation hydrologique tout en identifiant des besoins scientifiques à combler pour améliorer la détermination des NPA.

Il est très important de noter, en premier lieu, la signification des NPI et des NPA, ainsi que leur intérêts et usages respectifs pour la protection de la vie aquatique. Les NPI constituent une recommandation (ou norme) destinée à préserver l'intégrité des organismes aquatiques en milieu agricole. Elles sont ainsi des concentrations en pesticides jugées « idéales » pour cette protection de la vie aquatique. La détermination d'une NPI est complexe et fait partie des travaux d'une autre équipe du projet INÉNA-Pesticides. En bref, ces valeurs de NPI sont notamment basées sur : (i) la toxicité d'un pesticide et (ii) les devenir, destin et impact biologique d'un pesticide (mobilité, persistance, potentiel de bioaccumulation, impact biologique, *etc.*). La valeur intrinsèque d'une NPI est donc très importante : il s'agit d'une concentration de « référence » qui permet la protection souhaitée de la vie aquatique.

Les NPA sont des concentrations simulées à l'aide de la modélisation hydrologique du devenir et du transport d'un pesticide en rivière, dans un cadre spatio-temporel défini. Ainsi, et par exemple dans nos travaux, le pas de temps de simulation utilisé permet d'obtenir des concentrations journalières : ceci est important car un tel pas de temps permet d'évaluer les concentrations en pesticide(s) auxquelles les organismes aquatiques seront exposés. Un important but de la détermination des NPA est de favoriser le transfert auprès du secteur agricole, et de démontrer que des PGB (ou combinaison de PGB) permettent d'atteindre ou de tendre vers une valeur de NPI, c'est-à-dire de bien visualiser le gain environnemental de l'implantation de PGB. Ce gain environnemental étant quantifié sous la forme d'une NPA, il devient à notre avis essentiel d'assigner une signification « écotoxicologique » aux NPA. Nos travaux ont ainsi et également porté sur le lien entre les NPA et les NPI. Les NPA **prennent leur sens environnemental lorsqu'elles sont comparées aux concentrations acceptables pour la protection de la vie aquatique (ex. : NPI, CPVA).**

De fait, la NPI ne constitue en aucun cas une limite au développement des NPA. À l'opposé, la signification écotoxicologique des NPA (gain environnemental lors de l'application de PGB)

a nécessairement besoin de la valeur de référence qui est la NPI. La signification environnementale d'une NPA est donc dépendante de la NPI ce qui permet de lui donner une valeur concrète pour une démonstration de PGB pouvant améliorer la qualité des eaux. En ce sens, il est important de faire le lien (écotoxicologique) entre les NPA (déterminées par modélisation) et les NPI (généralement déterminées *via* les courbes SSD pour les pesticides d'intérêt). Bien entendu, et pour faire ce lien, il est requis de bien comprendre la méthode de détermination des NPI pour des fins de transfert des NPA.

Encore une fois, en aucune façon les NPI ne constituent une limite à l'évaluation quantitative des NPA. Nous parlons en fait ici des limites potentielles concernant la signification environnementale (et donc du transfert au secteur agricole) des valeurs de NPA. Afin de bonifier la signification environnementale des NPA déterminées dans ce projet, nous faisons ainsi ce lien souhaitable (écotoxicologique) entre NPA et NPI dans les sections suivantes.

4.1 CONSIDÉRATIONS ÉCOTOXICOLOGIQUES DES NPA

Les éléments de réflexion présentés ici constituent en fait des points à garder à l'esprit afin de mieux cibler ultérieurement l'interprétation (voir signification écotoxicologique) des NPA estimées à partir de la modélisation hydrologique du transport des pesticides. Les valeurs de NPA seront en effet comparées (en termes d'impact biologique) à celles des NPI. Pour cette raison, la signification, la portée (et donc le mode de détermination) des NPI sont importantes à considérer lors du transfert (protection de la vie aquatique) des valeurs de NPA auprès du secteur agricole.

Les éléments décrits ci-après n'ont pas pour but de réaliser une revue de la littérature quant aux paramètres de toxicité (*i.e.*, NOEL, LOEC, CL₅₀, *etc.*) ou à l'établissement des courbes « dose-réponse » (SSD) de différents organismes aquatiques (algues, invertébrés, mollusques, poissons, *etc.*). Par ailleurs, ces éléments de réflexion n'ont pas pour but de réaliser une revue de littérature quant aux normes ou critères pour la protection de la vie aquatique et aux SSD en regard d'un (ou de) pesticide(s) particulier(s). Rappelons simplement que des valeurs de NPI et, s'il y a lieu, de SSD, doivent être établies pour les pesticides (ou groupes de pesticides) d'intérêt afin d'interpréter de façon écologiquement appropriée des valeurs de NPA obtenues par modélisation hydrologique. **Ceci est d'autant plus important qu'il faut ici rappeler que les concentrations simulées représentent des concentrations journalières.**

4.1.1 Paramètres de toxicité

On rappelle ici très brièvement et de façon non exhaustive la définition de quelques paramètres de toxicité établis sur la mesure des effets toxiques. Chacun de ces paramètres peut présenter, à divers degrés, des limites tant au niveau de leur quantification (*i.e.*, évaluation en laboratoire, micro- ou mésocosme), qu'à celui de la fiabilité et de la représentativité lors de l'évaluation des risques (extrapolés) en milieu naturel. Également, nous examinons quelques-uns des liens entre ces paramètres, la courbe-dose réponse (SSD) et les NPI.

- **Effets aigus et effets chroniques** : ils se distinguent surtout selon la durée d'exposition des organismes au contaminant présentant un niveau de toxicité donné. Mesure de la toxicité à court terme : aigue. Mesure à plus long terme : chronique.
- **Effets létaux : DL₅₀ et CL₅₀** (à 24 h ou 96 h) : dose ou concentration provoquant 50 % de mortalité dans la population exposée au contaminant durant une période de temps donnée. Le niveau de mortalité considéré peut varier (autre que 50 %) selon l'application désirée. Il y a un intérêt particulier à préciser le temps d'exposition ici (*i.e.*, 24 h ou 96 h) car les concentrations simulées par les modèles de transport représentent des concentrations journalières auxquelles les organismes seront théoriquement soumis.
- **Effets sub-létaux : DE₅₀ et CE₅₀** : dose ou concentration provoquant un « effet » (réserve énergétique, poids, croissance, motricité, reproduction, évitement, *etc.*) chez 50 % de la population exposée durant une période de temps donnée. Le niveau de l'effet considéré peut varier (autre que 50 %) selon l'application désirée. Le paramètre **CE** (anglais : EC) est très utilisé en écotoxicologie, notamment pour l'établissement de SSD.
- **NOAEL ou NOEL** (« no observed - adverse - effect level ») : niveau d'absence d'effets secondaires observés (parfois appelé : dose la plus élevée sans effet décelable).
- **NOEC** (« no observed effect concentration ») : concentration la plus élevée sans effet décelable.
- **LOAEL** (« lowest observed adverse effect level ») : niveau le plus bas d'effets secondaires observés (parfois appelée : dose la plus faible ayant un effet décelable).
- **LOEC** (« lowest observed effect concentration ») : concentration la plus faible ayant un effet décelable.

Notons que la valeur assignée à ces paramètres pour un contaminant donné, de même que leur intérêt pour une application dans des conditions environnementales *in situ*, seront fortement conditionnés par l'exposition des organismes à un certain niveau ou intensité (dose, concentration, durée d'exposition) de contaminant donné. Par ailleurs, une connaissance des

seuils (NOEL, LOEC, *etc.*) n'est pas suffisante pour quantifier les impacts : ces seuils indiquent la présence ou l'absence de risque (d'impact).

4.1.2 Courbe « dose-réponse » (SSD)

La notion de courbe « dose-réponse » est utilisée ici au sens écotoxicologique large, soit une fonction (courbe, relation) simple de type « Concentration-Réponse ». La « courbe dose-réponse » est la fraction (ou pourcentage) du nombre d'espèces affectées en fonction du log (concentration) du pesticide en solution. L'intervalle de confiance est de 95 %.

À l'intérieur de la courbe Concentration-Réponse (que nous appelons ici SSD au sens large), les espèces peuvent subir un effet : (i) irréversible (mortel), traduit notamment par CL₅₀ (50 % mortalité dans la population exposée) ou (ii) délétère, traduit entre autres paramètre par CE₅₀. Sur la courbe dose-réponse, chaque point représente la valeur pour un paramètre (*i.e.*, CL₅₀) établie pour un organisme (ou espèce-cible) biologique.

Lorsqu'elles sont disponibles pour un pesticide (ou un groupe de pesticides), les SSD peuvent être utilisées dans le présent projet :

- soit pour estimer la concentration en pesticide à laquelle une proportion pré-déterminée d'espèces va probablement subir des effets toxiques directs;
- soit pour estimer quel pourcentage des espèces subira un effet toxique lorsque exposé à une ou à des concentrations prédéterminées (ex. : NPA, concentrations simulées sous différents scénarios de PGB appliqués, *etc.*).

Les NPI qui seront développées pour le secteur agricole (Agriculture et Agroalimentaire Canada, AAC) correspondront sans doute, pour des fins de gestion et de transfert, à des valeurs discrètes de concentrations en pesticide. Il est important de rappeler que tout paramètre de toxicité, critère de qualité de l'eau, norme, standard (*etc.*) comprend une incertitude qui peut être importante lors de son estimation (*i.e.*, approche et techniques de détermination), de son extrapolation (*i.e.*, effets d'échelle) et de sa transposition (*i.e.*, du milieu contrôlé en laboratoire au milieu naturel). La réflexion d'EC sur « ce que doit être une NPI idéale » est toujours d'actualité et demeure potentiellement évolutive. De leur côté, les NPA (basées sur les concentrations simulées en présence ou non de PGB) pourraient ultérieurement (Rousseau *et al.*, 2006) être estimées sur la base d'une fréquence de dépassement de la NPI (évaluation probabiliste), et ceci en considérant des échelles spatio-temporelles prédéfinies. Il est ainsi intéressant de constater que les valeurs à la fois de NPA et de NPI, qui seront comparées entre elles, comprennent chacune (de par leur mode de détermination) une incertitude dont la grandeur et la portée sont encore peu connues.

4.1.3 Niveau de protection souhaité des espèces aquatiques

Le pourcentage d'espèces aquatiques à protéger, tel qu'il sera représenté sur les SSD, est une décision qui est du ressort d'EC dans le présent projet. Aussi, EC a le mandat de définir « ce qui doit être protégé et pourquoi » (nature, composition, structure, intégrité, fonctionnalité et diversité des communautés d'organismes biologiques). Il est utile de rappeler que les SSD sont souvent obtenues à partir d'une exposition d'organismes en conditions contrôlées et à l'intérieur d'un cadre expérimental normalisé et spécifique. Ceci pourrait poser certaines limites lors d'une extrapolation visant à estimer la réponse biologique attendue en conditions réelles de terrain (*in situ*). En effet, la réponse *in situ* des organismes biologiques est susceptible de différer de celle observée en conditions de laboratoire (pour de multiples raisons non énumérées ici). Pour ces raisons, il n'est pas exclu, en toute hypothèse, qu'une concentration en pesticide affectant 10 % d'espèces en laboratoire ou en mésocosme (telle que prédite par une SSD standard) affecterait, dans la réalité, un pourcentage différent d'espèces en conditions réelles de terrain.

Tel que mentionné précédemment, une évaluation dose-réponse consiste à caractériser le rapport entre l'intensité de l'exposition et le seuil ou niveau d'effets délétères pour les organismes aquatiques. La réponse biologique sera fonction de l'intensité de l'exposition, parfois exprimée par la relation qualitative : Concentration fois le Temps d'exposition. La caractérisation des risques est obtenue en considérant la nature et l'intensité des risques d'altération que subissent les organismes soumis à un composé toxique. Différentes approches, méthodes et évaluations numériques sont utilisées dans la littérature pour l'estimation des risques. Pour les aspects liés à l'exposition (intensité-durée), notons entre autres l'importance :

- des composés toxiques (utilisation, nombre, concentrations);
- de l'intervalle de temps considéré pour l'apport des pesticides dans les eaux (événements pluviaux épisodiques, évolution saisonnière), et :
- du facteur d'échelle spatiale (ou de l'ordre des cours d'eau) : en effet, les pics de concentrations sont souvent élevés et de courte durée dans les ruisseaux, alors qu'ils sont souvent moins élevés mais étalés dans le temps pour le cas des petites, puis des grandes rivières.

Sachant que les résultats de la modélisation hydrologique du transport des pesticides fournit des concentrations simulées (« niveau d'exposition ») journalières (« durée d'exposition ponctuelle »), et ceci sur un tronçon de rivière donné (déterminant en cela une « intensité globale de l'exposition »), il est alors important de conserver à l'esprit le lien entre les significations respectives des NPA et NPI eu égard aux impacts biologiques. En effet, les NPI sont déterminées à partir de données écotoxicologiques, elles-mêmes basées sur des « intensités » d'exposition des organismes aux composés toxiques (concentration, durée, *etc.*).

De leur côté, les NPA représentent également des concentrations, en rivière (simulées par la modélisation hydrologique), journalières (déterminant un pas de temps pour l'exposition) et ceci durant un intervalle de temps donné (ex. : simulation des concentrations journalières pour toute la période de culture et d'exportation des pesticides). Les NPA déterminent ainsi un cadre spatio-temporel d'exposition des organismes aux pesticides exportés des champs agricoles, et l'impact biologique de ce cadre d'exposition est à lier à celui défini par les NPI.

Notons, finalement, que les effets synergiques et/ou antagonistes potentiels pouvant être causés aux organismes biologiques en présence d'un mélange de très faibles concentrations de pesticides (sous les valeurs des normes, seuils ou critères) demeurent une question de premier ordre qui préoccupe depuis longtemps les ministères provincial et fédéral de l'Environnement.

4.1.4 Aspects écotoxicologiques du présent projet

Nous avons présenté, dans les paragraphes précédents, des résultats obtenus ainsi que des éléments de réflexion relatifs à :

- La détermination de (et la relation entre) NPA et NPI;
- L'importance de l'interprétation écotoxicologique (ainsi que certaines limites et incertitudes pouvant y être associées) dans l'évaluation et le transfert de normes de performance agro-environnementales;
- Des notions de paramètres de toxicité et de courbes SSD qui conditionnent, à la source, la signification écologique des **niveaux** de concentrations en pesticides d'une part susceptible de causer des effets non acceptables (NPI), et d'autre part susceptibles de se retrouver dans le milieu récepteur sous différents scénarios de pratiques agricoles - soient des concentrations simulées (NPA).

En effet, ces éléments d'ordre écotoxicologique sont utiles pour aider à assurer, ultimement, une interprétation appropriée (pour fins de gestion) des impacts possibles des concentrations prédites en pesticides dans les cours d'eau. Ces impacts écotoxicologiques pressentis seront fonction à la fois des valeurs NPA et des NPI. **Pour cette raison, il convient, à ce stade, d'énoncer ci-après des éléments (ou hypothèses de travail) qui soient compatibles avec les objectifs d'EC et d'AAC. Rappelons que ces objectifs visent ultimement la protection de la vie aquatique.** Ces éléments sont évoqués ici dans le seul but d'assurer la meilleure signification environnementale possible (et donc le meilleur transfert) des NPA déterminées à partir de la modélisation hydrologique du transport des pesticides. Cette signification environnementale des NPA est fonction de la portée écotoxicologique des NPI, ces dernières étant elles-mêmes tributaires des paramètres de toxicité, du pourcentage d'espèces à protéger et des SSD utilisés lorsqu'ils sont disponibles.

4.1.5 Choix de paramètres de toxicité et du pourcentage d'espèces à protéger

Niveau de toxicité : dans ce projet qui est appliqué au cas de composés biocides, il serait intéressant, voire préférable, de viser la toxicité aiguë comme mesure d'impact à utiliser pour les SSD (et donc l'élaboration de NPI). Les valeurs des paramètres associés (*i.e.*, CL_{50}) sont généralement disponible pour les pesticides.

Établissement des SSD : pour l'établissement de SSD, le paramètre de toxicité souhaitable est, dans un premier temps, la CL_{50} . En l'absence de banque de données appropriées (homogènes, complètes, *etc.*) pour la CL_{50} et pour un pesticide donné, la CE_{50} présente un bon intérêt qui doit, néanmoins, bien refléter la nature des impacts du pesticide considéré. En effet, et à titre d'exemple, un herbicide pourra présenter un effet « rapidement » visible et « aisément » quantifiable pour une algue, mais non pour un mollusque : ceci pourrait limiter l'intérêt ou la portée de SSD établies à partir de certains organismes bien différemment vulnérables. Dans le cas de la toxicité chronique ou des expositions à long terme, les NPI seraient généralement déterminées par EC *via* des méthodes autres que celle utilisant une SSD.

Niveau de protection des espèces aquatiques : il est clair que le niveau choisi de protection est idéalement de 95 % et que les NPI permettraient de viser (idéalement) la protection d'au-moins 95 % des espèces aquatiques.

4.1.6 Disponibilité de SSD pour des pesticides particuliers

Il est présumé que certaines SSD pourraient être retrouvées dans la littérature dans le cas de pesticides particuliers. Par ailleurs, et dans le cadre du projet INÉNA-Pesticides, les ministères AAC et EC sont susceptibles de faire appel à des experts-conseils externes dans le but de proposer (ou d'élaborer) des SSD pour des pesticides reconnus comme étant prioritaires. Suite à la téléconférence du 14 mars 2007 entre EC, AAC et l'INRS-ETE (voir Rousseau *et al.*, 2007), M. P. Jiapizian a transmis le 15 mars à l'INRS-ETE la liste des pesticides pour lesquels une valeur de NPI sera développée. Il s'agit des pesticides suivants :

- En 2005-2006, les NPI ont été développées pour les 10 (« *Top ten* ») pesticides prioritaires d'EC, soient :
 - *Atrazine; Chlorpyrifos; Diquat; Fluroxypyr-methyl; Malathion; Methomyl; Pendimethalin; Quintozene; Tefluthrin; Trichlorfon.*
- En 2006-2007, des NPI sont ou seront développées pour les pesticides suivants :
 - *2,4-D; Carbofuran; Cypermethrin; Diazinon; Endosulfan; Flufanacet; Glyphosate; Methamidophos; Thifensulfuron-methyl; Thiram.*

Les SSD, pour ces pesticides, existent actuellement ou seront élaborées ultérieurement, selon des paramètres de toxicité convenant à la détermination de NPI. Il n'y a pas, à notre connaissance et à ce stade, de SSD disponible pour le *Métolachlor* ni pour le *MCPB*, soit deux pesticides ayant fait l'objet de la démonstration du développement de NPA à partir de l'application de trois modèles hydrologiques de transport dans le sous-bassin de la Beaurivage (Rousseau *et al.*, 2006). Le *Métolachlor* est en effet considéré dans le contexte actuel comme un composé présentant une problématique de contamination plutôt « régionale » (spécifique au Québec, surtout).

À titre complémentaire, le tableau 4.1, à la fin de ce chapitre, présente une synthèse des normes et critères pour les pesticides retenus dans le cadre de ce projet.

4.2 MODÉLISATION HYDROLOGIQUE

4.2.1 Hypothèses de modélisation

Que se soit le modèle GIBSI ou le modèle SWAT, on peut dire que ceux-ci sont basés sur un ensemble d'hypothèses simplificatrices dont il faut avoir conscience au moment d'interpréter les résultats. En particulier, aucun de ces modèles ne prend en compte le transport préférentiel par les macropores du sol ni le transport par les drains souterrains qui peuvent être déterminants dans le devenir des pesticides. De plus, la localisation de l'application par rapport aux rivières ne peut être prise en compte à cette échelle. Enfin, un dernier aspect, très peu considéré scientifiquement et pratiquement à ce jour, concerne l'importance actuellement très peu connue de l'impact lié à la variabilité spatiale des pentes et des types de sol à l'intérieur des unités de calculs de type bassin versant utilisées par GIBSI et SWAT. En d'autres termes, les modèles de transport, de même que les démarches d'application de ces modèles, peuvent ne pas prendre en compte de façon adéquate la variabilité spatiale réelle des conditions hydrotopographiques et pédologiques dans ces bassins. À titre d'exemple, des variations non connues de pente de terrain, et des perméabilités variables attribuables à divers types de sols qui constituent la surface contributrice au ruissellement, peuvent se traduire par des écarts entre les pics de concentration simulés et ceux observés. Ainsi, la présence d'une zone de surface contributrice au ruissellement (zone davantage imperméable et/ou pentue) située à proximité d'un cours d'eau pourrait être suffisante pour générer de façon rapide un pic de concentration dans ce cours d'eau qui pourrait ne pas être reproduit par la modélisation aux échelles simulées. La typologie des événements pluviaux (ex. : intensité horaire) et des surfaces contributrices (diverses textures de sol plus ou moins perméables) peuvent, possiblement dans certains cas, autant conditionner les temps de transfert des pesticides aux cours d'eau que les caractéristiques physico-chimiques de ceux-ci (ex.: persistance apparente, et retard). Une

différentiation spatiale de ces surfaces contributrices hétérogènes (et donc leur impact sur le temps de transfert des pesticides) peut difficilement être prise en compte par la modélisation, quel que soit le modèle employé.

4.2.2 Pratiques phytosanitaires

La précision des informations sur les taux et les dates d'application des pesticides est prépondérante pour pouvoir valider et caler les modèles de transport des pesticides. Il est donc primordial de réaliser des enquêtes précises pour pouvoir appliquer et caler le modèle sélectionné, et par la suite déterminer les NPA. À titre d'exemple, faute d'information précise, on a introduit dans GIBSI une répartition aléatoire des années de rotation parmi les occupations du sol agricole des unités de calcul (unité de type sous-bassin versant). En effet, dans la plupart des modèles, on considère que toutes les occupations de sol sont dans la même année de rotation. Dans la réalité, les rotations sont indépendantes d'une exploitation à l'autre. Afin de pouvoir prendre en compte des configurations culturales plus réalistes sur le bassin versant, il était donc important d'introduire une répartition aléatoire des années de rotation parmi les occupations agricoles des unités de calcul. La succession habituelle des cultures est ensuite adoptée pour les années suivantes de la simulation.

De même, on considérait initialement dans GIBSI que, lors d'une simulation, toutes les pratiques phytosanitaires se faisaient en même temps pour chaque occupation agricole d'une unité de calcul. Dans la réalité, les applications sont indépendantes d'une exploitation à l'autre et donc d'une unité de calcul à l'autre. Afin de pouvoir prendre en compte des configurations temporelles plus réalistes sur le bassin versant, il semblait donc important d'introduire également une répartition aléatoire, parmi les unités de calcul, du jour d'application des pesticides (dans la fenêtre de jours possibles déterminés par le scénario de gestion et en fonction des périodes disponibles, c'est-à-dire sans précipitation).

4.2.3 Analyses de sensibilité et d'incertitudes

Enfin, le temps alloué à la réalisation de ce travail ne nous a pas permis d'explorer deux aspects du cadre de travail de la modélisation hydrologique distribuée (Beven, 2001), c'est-à-dire : (i) la réalisation d'une analyse de sensibilité sur les paramètres des modèles et (ii) l'analyse de l'impact du nombre d'unités de calcul sur les valeurs des NPA. À titre de rappel, l'analyse de sensibilité porte sur la détermination de l'impact d'une variation des valeurs des paramètres sur les sorties du modèle. Alors que l'analyse d'incertitudes se penche sur le calcul de l'incertitude totale sur les variables de sorties du modèle induite par les incertitudes quantifiées des variables d'entrées et des modèles utilisés, ainsi que l'importance relative des incertitudes

d'entrée (Morgan et Heniron, 1998). Tout cela ne remet pas en question nos travaux de démonstration du cadre de travail d'élaboration de NPA à l'aide de la modélisation hydrologique, néanmoins, il faudra prévoir le temps nécessaire à ces travaux lors de la détermination « officielle » de NPA sur les bassins versants d'intérêt pour EC et AAC.

4.3 CONCLUSION

Le cadre général et le contexte d'application (transfert des résultats) du développement de NPA, en regard de NPI, nécessitent plusieurs niveaux de considération pour les fins ultimes de la protection de la vie aquatique. Nous avons rappelé et développé dans ce chapitre quelques objectifs principaux et certains résultats obtenus antérieurement (Rousseau *et al.*, 2006), tous liés à l'intérêt, la signification et la portée environnementale des NPA dont le développement fait l'objet principal de ce travail. Ainsi, le développement et la portée environnementale (écotoxicologique) d'une NPA sont notamment fonction :

- De l'évaluation d'une NPA à partir de la modélisation du transport. À cet égard, nous avons déjà proposé et démontré l'intérêt et la faisabilité d'utiliser des courbes de fréquence cumulée des concentrations simulées et une probabilité de dépassement de 10 %, comme valeur de NPA. La démonstration de cette approche a été faite en considérant trois modèles, trois pesticides et un bassin versant du Québec (Rousseau *et al.*, 2006).
- Du cadre spatio-temporel d'exposition des organismes aux pesticides. Nous avons soulevé, de façon commune (EC, AAC et INRS-ETE) mais très succincte, la question de l'exposition des organismes aquatiques aux pesticides dont la présence dans l'eau est souvent de nature épisodique (pluies) et pour une période donnée (*i.e.*, l'été). Il est utile de conserver à l'esprit d'une part que les concentrations prédites par les modèles sont journalières, et d'autre part que plusieurs paramètres de toxicité sont établis pour des durées d'exposition de 24 h à 96 h. Tel qu'indiqué dans ce chapitre, la grandeur de l'impact biologique sera fonction de l'intensité de l'exposition (concentration/dose et durée d'exposition). L'utilisation des modèles permet donc d'obtenir une gamme de valeurs possibles de concentration à laquelle correspond un impact biologique dans un cadre spatio-temporel donné.
- De la relation entre NPA et NPI. Du seul point de vue écotoxicologique, la NPA peut être reliée à l'impact biologique à l'aide des courbes « dose-réponse » utilisées pour la détermination des NPI. Cet impact est ainsi relié au pourcentage d'espèces présentes qu'EC tient à protéger (1 – pourcentage d'espèces affectées).
- Liens entre les paramètres de toxicité, la courbe « dose-réponse » (SSD) et les NPI. Nous avons examiné certains aspects liés aux paramètres de toxicité et aux courbes

« dose-réponse » (SSD) qui conditionnent, à la source, la signification écologique des **niveaux** de concentrations en pesticides d'une part susceptibles de causer des effets non acceptables (NPI), et d'autre part susceptibles de se retrouver dans le milieu récepteur sous différents scénarios de pratiques agricoles - soit des concentrations simulées (NPA). Cette signification environnementale des NPA est fonction de la portée écotoxicologique des NPI, ces derniers étant eux-mêmes tributaires des paramètres de toxicité, du pourcentage d'espèces à protéger et des SSD utilisées, lorsque disponibles.

L'approche globale déjà proposée pour la détermination de NPA peut ainsi être appliquée à différents pesticides de classes chimiques différentes, à différents bassins versants, et à des composés actuels et futurs pour lesquels une NPI a été développée ou non.

L'avantage de cette approche intégrée « modélisation hydrologique – méthode d'estimation des NPA – signification écotoxicologique » est ainsi d'assurer une interprétation la plus adéquate possible (pour fins de gestion et de transfert) des impacts biologiques potentiels des concentrations en pesticides prédites dans les cours d'eau.

Tableau 4.1 : Norme(s) et critère(s) pour les pesticides retenus dans le projet INÉNA-Pesticides pour les NPA

Bassin versant	Pesticide	Norme(s) ou critère(s) (µg/L)					
		Environnement Canada		CCME (Canada)	MDDEP (Québec)		
		NPI aiguë ¹	NPI chronique ¹	Eau douce ²	CPC (OAS) ³	CPVA (TA) ⁴	CPVA (EC) ⁵
Beaurivage, QC	<i>Atrazine</i>	82.12	12.53	1.8	0.78	ND	1.8
	<i>Métolachlor</i>	ND*	ND	7.8	15	ND	7.8
	<i>MCPB</i>	ND	ND	ND	ND	170	7.3
Yamaska, QC	<i>Atrazine</i>	82.12	12.53	1.8	0.78	ND	1.8
	<i>Métolachlor</i>	ND*	ND	7.8	15	ND	7.8
	<i>Glyphosate</i>	5409	604	65	ND	ND	65
South Nation, ON	<i>Atrazine</i>	82.12	12.53	1.8	0.78	ND	1.8
	<i>Métolachlor</i>	ND	ND	7.8	15	ND	7.8
	<i>Dicamba</i>	ND	ND	10	ND	ND	10
Wilmot/Dunk, P.E.I.	<i>Carbofuran</i>	4.1	0.12	1.8	ND	ND	1.8
Salmon River, B.C.	<i>MCPA</i>	ND	ND	2.6	ND	ND	2.6
	<i>1 organochloré éventuel :</i>						
	<i>α-HCH ; γ-HCH</i>	ND ; ND	ND ; ND	ND ; 0.01	0.013 ; 0.03	ND ; 0.08	ND ; 0.08
	<i>HCB</i>	ND	ND	ND	0.00077	ND	ND
	<i>ou Endosulfan</i>	0.0769	0.004	0.02	ND	0.11	0.02

* Valeur Non Déterminée (ou non calculée).

(1) **NPI**: Norme performance idéale (“Acute and Chronic IPS values, 2005-2006 and 2007-2008”).

Approche pour NPI aigu : courbe de sensibilité « SSD ». Approche pour NPI chronique : « SSD » sauf pour le *Carbofuran* : « interim ». Source : P. Jiapizian, Environnement Canada (communication personnelle, 8 janvier 2008).

(2) Source : « Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life », CCME, Update 7.1, December 2007.

À l'adresse WEB du 8 janvier 2008 : http://www.ccme.ca/assets/pdf/aql_summary_7.1_en.pdf

(3) **CPC (OAS)** : Critère de prévention de la contamination (Organismes Aquatiques Seulement).

(4) **CPVA (TA)** : Critère de protection de la vie aquatique (Toxicité Aiguë).

(5) **CPVA (EC)** : Critère de protection de la vie aquatique (Effet Chronique).

Source des données MDDEP (Québec) : site WEB du 4 janvier 2008 : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm

Nota : Les données de CPVA(EC), MDDEP, sont basées (identiques) sur les valeurs recommandées par le CCME (Canada).

5 SOMMAIRE ET TRAVAUX FUTURS

On a présenté, dans ce rapport de synthèse, un condensé de la contribution de l'INRS-ETE à l'élaboration de NPA dans le cadre du projet INÉNA-Pesticides mené par EC. Cette contribution a porté sur l'application de la modélisation hydrologique, en particulier le modèle GIBSI, pour développer des NPA pour sept pesticides (*Atrazine*, *Carbofuran*, *Dicamba*, *Glyphosate*, *MCPB*, *MCPA*, *Métolachlor* et α -HCH ou γ -HCH ou HCB ou *Endosulfan*) sur six bassins versants canadiens : Wilmot et Dunk (I.P.E.), Beaurivage et Yamaska (QC), South Nation (ON), Salmon River (C.B).

Jusqu'à maintenant, des NPA ont été déterminées pour les bassins des rivières Beaurivage, Wilmot, et Dunk à partir des résultats de concentrations simulées de pesticides suite à l'application PGB. Plus précisément, pour un pesticide et un bassin à l'étude, une NPA correspond à la valeur du quantile 90 %, Q90, (*i.e.*, probabilité de dépassement de 10 %) de la courbe de fréquence cumulée des concentrations simulées sur la période d'intérêt (ex. : l'été) et l'intervalle de simulation (ex. : 30 ans). Cette valeur peut ensuite être reliée à l'impact écotoxicologique à l'aide des courbes « dose-réponse » utilisées ou tout autre approche utilisée pour la détermination des NPI ou des CPVA. Le fait de relier la NPA (*i.e.*, concentration communiquée au secteur agricole) à un impact sur les espèces présentes permet d'aborder la notion de risque écotoxicologique dans la définition des NPA. Dans le cas de ces trois bassins, toutes les valeurs des NPA étaient inférieures au critère pour la CPVA(EC) du CCME (2007).

De nouveaux éléments de réflexion sur les limites d'interprétation et des besoins scientifiques à combler ont été apportés en ce qui a trait au contexte de développement des NPA et NPI, ainsi que les relations entre elles (signification biologique). Ceci a permis d'approfondir la réflexion et de mettre en contexte la signification écotoxicologique des NPA obtenues avec ou sans l'application de PGB. Une telle réflexion sur la signification écotoxicologique des NPA (pour les fins de gestion et transfert des résultats) a nécessité le besoin de discuter brièvement du mode de détermination des NPI. On a également souligné l'importance d'obtenir de la précision sur les taux et les dates d'application des pesticides pour pouvoir valider et caler les modèles de transport des pesticides. Afin de combler un manque d'informations potentiel, on a introduit dans GIBSI une répartition aléatoire des années de rotation parmi les occupation du sol agricole des unités de calcul (unité de type sous-bassin versant) de même qu'une répartition aléatoire, parmi les unités de calcul, du jour d'application des pesticides (dans la fenêtre de jours possibles déterminés par le scénario de gestion et en fonction des périodes disponibles, c'est-à-dire sans précipitation).

Au niveau des travaux futurs, la collecte des données disponibles nécessaires à l'application du système de modélisation intégrée GIBSI est complétée pour les bassins des rivières Yamaska (QC), South Nation (ON), et Salmon River (C.B). À ce sujet, les tableaux 5.1 et 5.2 présentent les listes de PGB et de taux d'application des pesticides qui seront appliqués dans ces bassins. Les premières étapes d'application sont avancées sur tous ces bassins versants incluant le calage de la modélisation pluie-débit. Nous travaillons actuellement à l'application des modèles d'érosion et de transport des pesticides. L'application de ces modèles nécessite des adaptations du logiciel propres à chaque bassin. De plus, il n'y a que très peu de mesures de sédiments en suspension sur tous ces bassins, quand elles ne sont pas tout simplement inexistantes. Ceci risque de limiter le calage et la validation des résultats du modèle d'érosion sans toutefois freiner la détermination des NPA.

Enfin, la classification des 340 pesticides de la base de Hornsby *et al.* (1996) a été complétée à l'aide d'une méthode statistique basée sur les cartes auto-organisatrices de Kohonen. Les détails de classifications ne sont pas répétés ici et le lecteur est invité à consulter l'ouvrage suivant pour une description exhaustive de classification : Rousseau *et al.* (2007). Cela a abouti à la détermination de six groupes de pesticides. Cette méthode et ces outils autorisent une ordination et une classification rigoureuses et optimales des variables étudiées (sorption, solubilité et demi-vie). La classification obtenue résulte d'une analyse quantitative et ne dépend pas de critères subjectifs. En effet, l'intervention de l'utilisateur de ces méthodes et outils consiste principalement à définir le nombre de groupes souhaités ou souhaitables (dans ce cas-ci, six). Cette classification pourra notamment, s'il y a lieu, être utilisée pour déterminer les pesticides pour lesquels des NPA devront être définies sur des bassins versants d'intérêt. De plus, elle sera utile pour identifier un groupe de pesticides susceptible de présenter non seulement un comportement similaire dans l'environnement (*i.e.*, concentrations prédites dans les milieux aquatiques), mais également un comportement similaire lors de l'application de PGB en milieu agricole (diminution des concentrations exportées). Ceci signifie que, pour des fins de gestion en présence de nombreux pesticides agricoles, la classification des pesticides en six groupes aidera grandement à identifier les pesticides pour lesquels une valeur de NPA pourrait, *a priori*, être peu dissemblable pour chacun d'entre eux.

Tableau 5.1 : PGB pour les bassins Yamaska, South Nation et Salmon River

Bassin	PGB
Yamaska	<ul style="list-style-type: none"> • Bandes riveraines de 3 ou 10 m. • Réduction de 25 % des taux d'application de pesticides • Bandes riveraines de 3 ou 10 m. et réduction de 25 % des taux d'application de pesticides.
South Nation	<ul style="list-style-type: none"> • Bandes riveraines de 1, 3, ou 10 m. • Réduction de 30 % des taux d'application de pesticides • Bandes riveraines de 1, 3, ou 10 m et réduction des taux d'application de pesticides
Salmon River	<ul style="list-style-type: none"> • Bandes riveraines de 10 m. • Réduction de 25 % des taux d'application de pesticides • Bandes riveraines de 10 m et réduction des taux d'application de pesticides

Tableau 5.2 : Taux et périodes d'application des pesticides pour les bassins Yamaska, South Nation et Salmon River

Bassin	Pesticide	Taux d'application [kg/ha/an]	Culture	Période d'application ¹
Yamaska ²	<i>Atrazine</i>	0.970	Maïs	10/05 à 15/06
	<i>Métolachlor</i>	1.603	Maïs	10/05 à 15/06
		2.148	Soya	10/05 à 15/06
	<i>Glyphosate</i>	0.827	Maïs	10/05 à 15/06
		0.890	Soya	10/05 à 15/06
		0.890	Canola	10/05 à 15/06
South Nation ³	<i>Atrazine</i>	1.440	Foin	10/05 à 15/06
		1.12	Maïs	10/05 à 15/06
	<i>Métolachlor</i>	1.4	Maïs	10/05 à 15/06
	<i>Dicamba</i>	0.24	Soya	10/05 à 15/06
		0.6	Maïs grain	10/05 à 15/06
Salmon River	<i>MCPA</i>	0.099	Céréales	10/05 à 15/06
		À venir	À venir	

¹Les dates d'application sont sujettes à révision, si requis.²Les taux déterminés par l'équipe de Laurier Poissant (Rapport technique : *Sommaire du milieu physique, modes de cultures et estimation des taux d'application des pesticides sur le bassin de la rivière Yamaska*)³Les taux ont été déterminés suite à des communications avec John. Struger (taux d'application suggérés par l'OMAFRA).

6 CONCLUSION

Dans le cadre de l'INÉNA-Pesticides d'EC, l'INRS-ETE a élaboré une méthode de détermination de NPA à partir des résultats de simulation hydrologique de concentrations en pesticides. Plus précisément, pour un pesticide et un bassin à l'étude, une NPA correspond à la valeur du quantile 90 %, Q90, (*i.e.*, probabilité de dépassement de 10 %) de la courbe de fréquence cumulée des concentrations simulées sur la période d'intérêt (ex. : l'été) et l'intervalle (période) de simulation (ex. : 30 ans). On peut relier la NPA (*i.e.*, concentration communiquée au secteur agricole) à un impact écotoxicologique à l'aide des courbes « dose-réponse » utilisées ou toute autre approche utilisée pour la détermination des NPI ou des CPVA. La méthode de détermination des NPA développée est exportable à tout bassin versant agricole.

Dans le cadre de ce projet, on applique la modélisation hydrologique, en l'occurrence le modèle GIBSI, pour développer des NPA pour sept pesticides sur six bassins versants : Beurivage, QC (*Atrazine*, *MCPB*, *Métolachlor*); Yamaska, QC (*Atrazine*, *Glyphosate*, *Métolachlor*); South Nation, ON (*Atrazine*, *Dicamba*, *Métolachlor*); Wilmot et Dunk, I.P.E. (*Carbofuran*) et Salmon River, C.B (*MCPA*, et α -HCH ou γ -HCH ou HCB ou *Endosulfan*). Le choix des pesticides, pour chacun des bassins versants étudiés, a été fait en concertation et d'un commun accord avec les responsables d'EC du projet INÉNA-Pesticides, ainsi qu'avec les responsables de chacun de ces bassins versants désignés.

Jusqu'à maintenant, des NPA ont été déterminées pour les bassins des rivières Beurivage, Wilmot et Dunk à partir des résultats de simulation hydrologique de concentrations en pesticides suite à l'application de PGB. Dans tous ces cas, toutes les valeurs des NPA étaient inférieures au CPVA(EC) du CCME (2007). Au niveau des travaux futurs, la collecte des données disponibles nécessaires à l'application GIBSI ainsi que le calage et la validation du modèle hydrologique sont complétés. Par ailleurs, le calage et la validation des modèles d'érosion et de devenir des pesticides sont en voie d'être terminés afin de passer à la détermination des NPA.

7 RÉFÉRENCES

Arnold, J.G., J.R. Williams, R. Srinivasan et K.W. King, 1996. *SWAT. Manual*. USDA, Agricultural Research Service and Blackland Research Center, Texas

Beven, K. 2001. *Rainfall-Runoff Modelling – The Primer*. John Wiley and Sons, NY.

Bicknell, B.R., J.C. Imhoff, J.L.J. Kittle, A.S.J. Donigian et R.C. Johanson, 1993. *Hydrologic Simulation Program - FORTRAN (HSPF) User's manual for release 10*. EPA/600/R-93/174. U.S. EPA Environmental Research Lab, Athens, Ga.

CANTOX Environmental, 2005. Scoping Assessments of Environmental Performance Standards for In-Use Pesticides from Agricultural Sources. Draft Report. CDM

CDM (Camp Dresser & McKee, Inc.), 2001. *Evaluation of Integrated Surface Water and Groundwater Modeling Tools*.

Collectif, 2002. *Central & Southern Florida Project. Comprehensive Everglades Restoration Plan. Storage Reservoirs - Phase 1. B.2 Hydraulics. Final Model Evaluation Report*. U.S. Army Corps of Engineers, South Florida Water Management District, Kimley-Korn and Associates

DHI, 1998. *MIKE SHE Water Movement - User guide and technical reference manual, Edition 1.1*. Danish Hydraulic Institute.

Di Luzio, M., R. Srinivasan et J.G. Arnold, 2003. Integration of watershed tools and SWAT model into BASINS. *Journal of the American Water Resources Association*, **38**(4): 1127-1141.

Donigian, A.S., J.C. Imhoff et B.R. Bicknell, 1983. Predicting water quality resulting from agricultural nonpoint source pollution via simulation - HSPF. Dans: F.W. Schaller et G.W. Bailey (Eds.), *Agricultural Management and Water Quality*. Iowa State University Press, Ames, Iowa, pp. 200-249.

Donigian, A.S., J.C. Imhoff, B.R. Bicknell et J.L. Kittle, 1984. *Application Guide for Hydrological Simulation Program - Fortran (HSPF)*. EPA-600/3-84-065. U.S. Environment Protection Agency (EPA), Washington, D.C.

Donigian, A.S., B.R. Bicknell et J.C. Imhoff, 1995. Hydrological Simulation Program - Fortran (HSPF). Dans: V.P. Singh (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado, pp. 395-442.

Gariépy, S. et A.N. Rousseau, 2000. La gestion de l'eau par bassin versant aux États-Unis. *Vecteur environnement*, **33**(5): 43-50

Kasier-Hill Company, 2001. *Model Code and Scenario Selection Report. Site-Wide Water Balance. Rocky Flats Environmental Technology Site*. Report n° 01-RF-00337

Hornsby, A.G., Don Wauchope, R. et Herner, A.E. 1996. Pesticide properties in the environment. Springer-Verlag, New-York. 227 p.

Morgan, M.G., et M. Henrion. 1998. *Uncertainty – A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*. Cambridge University Press, NY

Meyers, M., K. Albertin et P. Cocca, 2001. BASINS 3.0: Modeling tool for improved watershed management. Dans: J.J. Warwick (Ed.) *Water Quality Monitoring and Modeling*. American Water Resources Association, pp. 17-22.

Neitsch, S.L., J.G. Arnold, J.R. Kiniry, R. Srinivasan et J.R. Williams, 2000. *Soil and Water Assessment Tool. User's Manual. Version 2000*. US EPA, Temple, Texas.

Quilbé, R., A. N. Rousseau. 2007. GIBSI : An integrated modelling system for watershed management - Sample applications and current developments. *Hydrology and Earth System Sciences*, **11**:1785-1795.

Quilbé, R., A. N. Rousseau, P. Lafrance, J. Leclerc, M. Amrani. 2006. Selecting a pesticide fate model at the watershed scale using a multi-criteria analysis. *Water Quality Research Journal of Canada* **41**(3): 283-295.

Rousseau, A.N., A. Mailhot, R. Turcotte, M. Duchemin, C. Blanchette, M. Roux, N. Etong, J. Dupont et J.P. Villeneuve, 2000. GIBSI - An integrated modelling system prototype for river basin management. *Hydrobiologia*, **422/423**: 465-475.

Rousseau, A.N., A. Mailhot et J.P. Villeneuve, 2002. Development of a risk-based TMDL assessment approach using the integrated modeling system GIBSI. *Water Science and Technology*, **45**(9): 317-324.

Rousseau, A.N., A. Mailhot, R. Quilbé et J.P. Villeneuve, 2005a. Information technologies in a wider perspective: integrating management functions across the urban-rural interface. *Environmental Modelling & Software*, **20**: 443-455.

Rousseau A.N., Lafrance P., Quilbé R. et Villeneuve J.-P., 2005b. *Analyse comparative de modèles de devenir des pesticides à l'échelle des bassins versants*. Rapport n° R-791. INRS-ETE, Québec, PQ, Canada.

Rousseau A.N, Lafrance P, Quilbe R, Savary S, Sulis M, Caron E 2006. *Évaluation de Modèles de Transport des Pesticides pour le Développement de Normes de Performances Agro-Environnementale Atteignables (NPA) à l'Échelle des Bassins Versants*. Rapport final No R-786f. Centre Eau, Terre et

Environnement, Institut national de la recherche scientifique, INRS-ETE. Québec, PQ, Canada.

Rousseau A.N, Lafrance P, Quilbe, Caron E, Grenier M, Lavigne M-P. 2007. *Détermination de normes de performances agro-environnementale atteignables (NPA) pour les pesticides à l'échelle de quatre bassins versants canadiens*. Rapport No R-924. Centre Eau, Terre et Environnement, Institut national de la recherche scientifique, INRS-ETE. Québec, PQ.

Styczen, M., 2002. Development of a tool for estimation of pesticide occurrence in surface water under danish conditions. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, **82**(8-9): 611-630.

Santhi, C., J.G. Arnold, J.R. Williams, L.M. Hauck et W.A. Dugas, 2001. Application of a watershed model to evaluate management effects on point and nonpoint source pollution. *Transactions of the ASAE*, **44**(6): 1559-1570.

US-EPA, 2002. *Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources (BASINS), Version 3. User's manual*. EPA823B01001. US-EPA