



**Renforcement de la protection des puits
municipaux en lien avec l'utilisation de pesticides**

Rapport bibliographique

Rapport « Étude bibliographique » du projet.

Numéro de contrat: SePSI-18-BARBF-S05

À la date du : 2020/03/03

Contractant/ demandeur:

Nom: Diane Myrand	
Adresse: Direction de l'eau potable et des eaux souterraines, Direction générale des politiques de l'eau	
Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques.	
Tel, Mail: 418-521-3885 poste 4806	Diane.Myrand@environnement.gouv.qc.ca

Titre du projet:

Renforcement de la protection des puits municipaux en lien avec l'utilisation de pesticides

Rédaction du rapport :

Nom: Barbecot Florent, professeur titulaire en hydrogéologie et géochimie des eaux	
Adresse: GEOTOP - UQAM	
Tel, Mail: +1 514 923 2405	barbecot.florent@uqam.ca

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION	6
Rétrospective mondiale quantitative sur la production et l'utilisation de pesticides ...	8
Tendances modernes mondiales de l'usage de pesticides.....	10
Historique des mesures d'encadrement de l'usage des pesticides.....	10
2. USAGE ET DISTRIBUTION DES PESTICIDES DANS L'ENVIRONNEMENT QUÉBÉCOIS	12
2.1. Historique de l'usage de pesticides au Québec	12
2.2 Famille de pesticides présentes au Québec et leur distribution dans l'environnement	15
Reconnaissance de la distribution des pesticides dans les eaux au Québec	15
Quels sont les secteurs où l'eau souterraine est la plus impactée ?.....	19
Quelle évolution dans l'Environnement du Québec ?.....	21
3. REVUE DES RÉGLEMENTATIONS EXISTANTES À L'EXTÉRIEUR DU QUÉBEC CONCERNANT LA PROTECTION DES SOURCES D'EAU SOUTERRAINE AUX POLLUTIONS ANTHROPIQUES	22
3.1. Exemple de cadres réglementaires pertinents (par pays)	23
3.2. Délimitation des aires de protection	24
Zone de protection immédiate	31
Zones de protection bactériologique et virologique	31
Zone de protection chimique.....	33
Définition du périmètre dans le cas des pesticides	33
3.3. Une approche innovante.....	34
Détermination du périmètre des ZSCE	36
Les moyens mis en œuvre	38
4. VECTEURS DE MOBILISATION DES PESTICIDES VERS LES CAPTAGES D'EAU SOUTERRAINE	40
4.1. Problématiques inhérentes au transport de soluté.....	40

La diffusion	41
L'advection	42
La dispersion mécanique	42
La dispersion hydrodynamique.....	44
La rétention.....	45
4.2. Dégradation des pesticides	50
5. CONCLUSIONS.....	56

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Production mondiale totale de pesticides et importations mondiales de pesticides (Tilman, Cassman et al. 2002).....	9
Figure 2 : Ventes annuelles mondiales de pesticides (herbicides, insecticides, fongicides et autres) dans le monde, en milliards de dollars, 1960-1999 (Agrios 2005).....	9
Figure 3 : Variation des ventes de pesticides dans le secteur de la production végétale de 1992 à 2017 en valeur relative à l'année 1992 (MELCC 2017).....	12
Figure 4 : Variation conjointe des ventes de pesticides dans le secteur de la production végétale (kg i.a.), surfaces cultivées (ha) et taux (pression) d'utilisations (kg i.a./ha) pour la période de 2006 à 2017. Compilation de données MDDELCC (MELCC 2017).....	13
Figure 5 : Répartition des ventes de pesticides dans le secteur de la production végétale par type d'utilisation de 2006 à 2017 (MELCC 2017).	14
Figure 6 : Évolution moderne de l'utilisation de pesticides (kg/ha) dans les principaux pays producteurs. Données compilées de FAO-UN [9].....	14
Figure 7: Concentrations maximales d'hexazinone mesurées dans les prises d'eau en 2009 (Giroux and Sarrasin 2011)	17
Figure 8: Présence de pesticides dans les puits échantillonnés entre 2012 et 2014 à proximité de vignes, vergers, cultures maraîchères et de petits fruits (Giroux 2016).....	18
Figure 9 : Distribution des teneurs en pesticides dans les eaux souterraines en France (Données 2014, carte extraite de https://www.data-pesticides.fr/)	19
Figure 10 : Réseaux municipaux de distribution d'eau potable où au moins un pesticide a été détecté (MDDEP 2006).	20
Figure 11 : Délimitation des périmètres de protection des puits municipaux de prélèvement d'eau potable	25
Figure 12 : Définition des zones de protection dans le cadre législatif français (http://www.drome.gouv.fr/IMG/pdf/Decret_14mai2007.pdf).....	35
Figure 13 : Schéma fonctionnel pour la définition des zones à protéger (Vernoux, Wuilleumier et al. 2014)	37
Figure 14 : Transport des pesticides et cycle de l'eau (Ligaray, Kim et al. 2017)	40
Figure 15 : Illustration de la dispersion mécanique aux échelles micro et macroscopiques (Freeze and Cherry 1979).....	43
Figure 16 : Influences de la dispersion et de la diffusion sur le front de progression d'un soluté	44

Figure 17 : Développement d'un panache de contamination, (A) injection continue, (B) injections ponctuelles (Fetter 2000).....	45
Figure 18 : Corrélation entre le Kd calculé (Weber et al., 2004) et les Kd de la littérature (Donati, Keizer et al. 1994, Dousset, Mouvet et al. 1994, Daniel, Bedmar et al. 2002, Sakaliene, Papiernik et al. 2007, Kookana, Janik et al. 2008).....	49
Figure 19 : Transfert des pesticides dans les bassins versant (modifié d'après BRGM.fr)	53

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Consommation mondiale totale de pesticides par région du monde, 1994-1997 en milliers de tonnes d'ingrédients actifs (Heisey and Norton 2007)	10
Tableau 2 : Présence de pesticides dans les eaux souterraines en fonctions du type de sol et de puits [45].....	21
Tableau 3 : Synthèse bibliographique des extensions des aires de protection des captages	28
Tableau 4 : Références pour la synthèse des périmètres de protection.....	30
Tableau 5 : Propriétés de transport des pesticides en milieu aqueux. (modifié depuis https://www.sagepesticides.qc.ca/Recherche/RechercheMatiere)	48
Tableau 6 : Demi-vies des pesticides en milieu aqueux. (modifié depuis https://www.sagepesticides.qc.ca/Recherche/RechercheMatiere)	53
Tableau 7 : Gamme des valeurs attendues pour le GUS (Gustafson 1989)	54
Tableau 8 : Valeur du GUS pour les principaux pesticides utilisés au Québec.....	55

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

RPEP : Règlement sur le Prélèvement des Eaux et leur Protection

RQEP : Règlement sur la Qualité de l'Eau Potable

ZSCE : Zone Soumise à Contrainte Environnementale

1. INTRODUCTION

L'évaluation prévue à l'article 106 du RPEP vise à renforcer la protection des eaux exploitées à des fins de consommation humaine ou de transformation alimentaire. Dans le cadre de ce processus, la Direction de l'eau potable et des eaux souterraines (DEPES) a souhaité faire appel aux plus récentes avancées techniques et scientifiques. Le but est d'aider le ministère à explorer les avenues permettant de renforcer la protection des eaux souterraines exploitées sans pour autant générer des contraintes indues sur les activités humaines qui font usage de pesticides.

Un mandat de revue et de travail prospectif a été confié à l'UQAM. Les objectifs identifiés étaient de réaliser une revue de l'encadrement appliqué par d'autres juridictions ainsi qu'une revue de ce qui a été publié dans la littérature scientifique et technique relativement :

- À l'encadrement de l'utilisation de pesticides à proximité de sites municipaux de prélèvement d'eau souterraine effectué à des fins de consommation humaine;
- Au **comportement des pesticides (dégradation, mobilité dans l'eau, mécanismes de retard...)**, c'est-à-dire quel est l'état des connaissances scientifiques sur les mécanismes faisant en sorte que l'utilisation de pesticides est susceptible d'affecter la qualité des eaux souterraines exploitées à un site de prélèvement d'eau municipal à des fins de consommation humaine.

Contrairement aux bactéries et virus, les pesticides peuvent être stables et ne pas être dégradés dans les eaux souterraines. L'encadrement de l'utilisation des pesticides repose en partie sur la notion de dilution par les eaux souterraines. Il est important de pouvoir considérer le contexte plus général de l'utilisation des pesticides pour contextualiser cette possibilité de dilution dans les aires de protections des captages d'eau souterraine.

Du latin, *pestis* (fléau) et *caedere* (tuer), le terme « pesticide » désigne les substances et produits chimiques utilisés pour réguler la distribution des populations de végétaux et d'animaux indésirables en lien avec les activités humaines. Leurs domaines d'utilisation sont très diversifiés, de l'application au champ, en passant par le désherbage des parcs, trottoirs, voies ferrées, jusqu'au traitement des jardins privés. Ces pesticides regroupent des substances chimiques actives classées en premier selon leur utilisation (Gorse and

Dion 2010) :

- **les herbicides** employés pour contrôler les plantes indésirables;
- **les régulateurs de croissance des plantes** utilisés pour réguler la croissance de certaines cultures ou pour stabiliser les récoltes pendant la période d'entreposage;
- **les insecticides** regroupant les pesticides utilisés contre les insectes et les acariens de même que les synergistes qui en augmentent l'effet, les régulateurs de croissance des insectes et les insectifuges;
- **les adjuvants homologués**, c'est-à-dire tous les additifs aux pesticides appliqués sur les cultures et/ou inclus dans les préparations commerciales;
- **les fongicides** sont utilisés pour contrôler les maladies des plantes et pour la préservation du bois;
- **les stérilisants de sol** (fumigants) détruisent tous les organismes des sols (bactéries, champignons, insectes et plantes) en vue des nouvelles cultures.
- **les rodenticides**, soit tous les produits employés contre les rongeurs et les produits de lutte contre les vertébrés nuisibles (avifuges, répulsifs pour animaux, etc.);
- **les iocides** utilisés en industrie pour détruire les microorganismes;

Les pesticides sont souvent groupés en « familles » parce qu'ils partagent des propriétés chimiques similaires ou parce qu'ils agissent sur les organismes nuisibles de façon semblable. Un pesticide peut contenir des matières actives provenant de plus d'une famille chimique.

Les pesticides ont une longue histoire associée à l'agriculture, pour protéger les cultures et améliorer la productivité. À titre d'exemple ancien, l'usage du soufre utilisé comme insecticide dès 2000 av. J.-C, et celui de l'arsenic en Chine dès 900. Plus récemment, la nicotine extraite du tabac a été utilisée comme insecticide en Europe dès 1690, ainsi que le savon, mentionné dès 1790. On peut aussi mentionner l'usage de la chaux et du cuivre qui ont été utilisés dès les années 1850 pour le traitement de la vigne en France, ceci ayant perduré pendant plusieurs décennies. Ces pesticides de « première génération » étaient dérivés de plantes et de composés inorganiques et appliqués sur les cultures avant « l'âge chimique » (Handford, Elliott et al. 2015). Les besoins de traitements étaient moindres jusque dans les années 1950, car même en pays industrialisé, la plupart des

activités agricoles étaient menées dans des exploitations familiales plus petites, qui utilisaient des engrais organiques et la rotation des cultures. Pour la période post 1950, on assiste, dans le monde entier, à un passage à de plus grandes surfaces agricoles monoculturales en exploitation intensive, associées et à des besoins accrus en pesticides (Novotny 1999). Ceci correspond, après la seconde guerre mondiale, à l'émergence de pesticides synthétiques efficaces, connus sous le nom de pesticides de « deuxième génération ». Les organochlorés tels que le DDT et la dieldrine ont ainsi été les premiers pesticides populaires en raison de leur faible coût, de leur application facile et de leur grande efficacité (Handford, Elliott et al. 2015). L'introduction d'autres pesticides de synthèse, tels que les organophosphates et les phénoxyacides, a suivi peu après. D'innombrables pesticides organiques synthétiques ont été développés pendant les années 1950-1970. Ces produits synthétiques ont lancé l'industrie chimique moderne et ont ouvert une nouvelle ère dans la lutte antiparasitaire accompagnant les monocultures intensives (Fischel 2009). Les derniers développements dans la synthèse moléculaire concernent l'apparition de l'atrazine, enregistrée comme herbicide en 1965, la description des propriétés herbicides du glyphosate en 1971 et la mise au point des premiers insecticides pyréthrinés synthétiques photo-stables en 1973. Finalement, on assiste aujourd'hui au développement et à l'introduction controversée d'espèces végétales génétiquement modifiées, qui sont, soit résistantes à un herbicide non sélectif, soit produisant elles-mêmes une substance active ayant un effet « pesticide ».

Rétrospective mondiale quantitative sur la production et l'utilisation de pesticides

La production de pesticides associée à la révolution verte débute dès 1940. Le volume des ventes exprimé en données financières, est l'indicateur quantitatif le mieux documenté et le plus disponible concernant la consommation de pesticides. Ceci est d'autant plus vrai pour la période 1940 à 1980, pour laquelle les bénéfices de ventes sont bien documentés, alors que ceux relatifs aux quantités de pesticides utilisées (i.e. tonnes, kg/ha), sont peu ou pas disponibles avant 1980.

La Figure 1 reporte la production et les volumes monétaires associés à la vente de pesticides (toutes familles confondues) à l'échelle mondiale. La production débute vers la fin de la seconde guerre mondiale, et augmente de manière linéaire jusqu'aux années 2000, avec un tonnage qui double tous les 15 ans. En complément, la Figure 2 exprime le total des ventes de pesticides de 1960 jusqu'à 2000 en distinguant cette fois les

principales classes, soit les herbicides, les insecticides et les fongicides. La Figure 2 confirme une augmentation linéaire de production de pesticides au cours du temps, mais indique également que proportionnellement, les herbicides sont les plus utilisés, suivi par les insecticides et les fongicides.

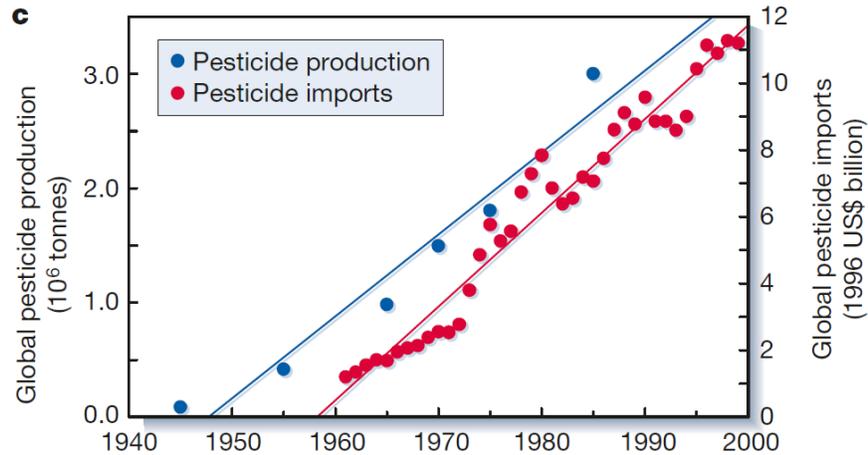


Figure 1 : Production mondiale totale de pesticides et importations mondiales de pesticides (Tilman, Cassman et al. 2002)

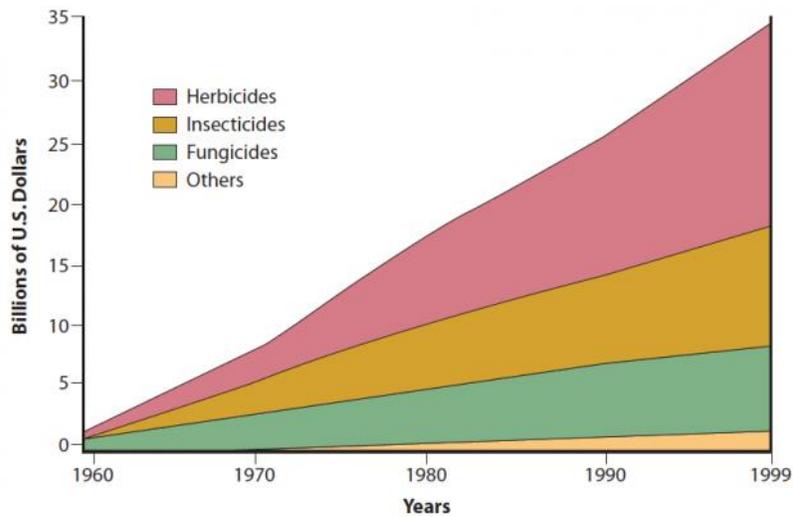


Figure 2 : Ventés annuelles mondiales de pesticides (herbicides, insecticides, fongicides et autres) dans le monde, en milliards de dollars, 1960-1999 (Agrios 2005)

Tendances modernes mondiales de l'usage de pesticides

À l'échelle mondiale les herbicides sont les plus utilisés et représentent près de 45 % du total des pesticides. Viennent ensuite à parts égales, les insecticides et les fongicides, qui représentent chacun près de 27 % du total des usages. 60 % des pesticides utilisés mondialement sont consommés par les pays industrialisés, 33% par les pays en voie de développement et 6% par les pays en voie de transition économique. Les données compilées au Tableau 1 suggèrent que la proportion d'insecticides utilisée parmi la masse totale de pesticides serait plus importante en climat chaud et humide, là où les conditions climatiques favorisent la prolifération d'insectes qui représentent une pression plus forte sur les cultures. Cette tendance apparaît clairement pour l'Inde, l'Asie et pour les pays en voie de développement. Ceci contraste avec les pays industrialisés, majoritairement situés en climat tempéré, pour lesquels les herbicides sont utilisés en proportion la plus importante parmi l'ensemble des pesticides.

Pays / Région	Herbicides	Insecticides	Fongicides
Chine	NA	NA	NA
Inde	6.8	37.2	9.4
Asie (autre)	24.4	41	19.2
Moyen orient /Afrique du Nord	9.7	19.5	14.1
Afrique sub-Saharienne	11.7	9.7	9
Amérique Latine / caraïbes	85.8	39.8	31.8
Pays en voie de developpement	138.4	147.2	83.6
Pays en transition économique	35.6	7.9	23.2
Industrialisés	337.8	163.4	190.4
Monde	511.8	318.4	297.2

Tableau 1 : Consommation mondiale totale de pesticides par région du monde, 1994-1997 en milliers de tonnes d'ingrédients actifs (Heisey and Norton 2007)

Historique des mesures d'encadrement de l'usage des pesticides

Il n'y a pas de consensus mondial sur la manière dont les pesticides devraient être réglementés (Li and Jennings 2017), mais, il y a une unanimité sur la nécessité de protéger les eaux souterraines contre les contaminations par les pesticides. Elle résulte notamment, de la mise en place, de programmes de surveillance des eaux souterraines, initiés dans les années 80, en Europe et aux États-Unis. Cette surveillance, a eu le mérite

de faire ressortir les particularités de certains éléments chimiques toxiques, tels que les pesticides, provoquant une prise de conscience, même si les réponses peuvent varier.

2. USAGE ET DISTRIBUTION DES PESTICIDES DANS L'ENVIRONNEMENT QUÉBÉCOIS

2.1. Historique de l'usage de pesticides au Québec

Les données compilées ci-dessous concernent l'usage de pesticides selon les dernières statistiques disponibles en ligne (MELCC 2017). En 2017, 81.4% des pesticides utilisés concernaient un usage agricole pour la production végétale. L'usage de pesticides pour l'élevage représentait seulement 0.2% du total des pesticides utilisés. Les autres secteurs utilisant des pesticides sont les milieux urbains (usage domestique, espaces verts, gestion parasitaire) et les autres secteurs (foresterie, industrie, transport routier et ferroviaire et contrôle de milieu aquatique pour les insectes piqueurs) qui représentent respectivement 9.8 et 8.6% des consommations. Dans le cadre de pollution diffuses pouvant impacter les eaux souterraines, les données reportées ici focalisent sur les pesticides d'origine agricole pour la production végétale, qui constituent les principales sources de pollution sur les aires d'alimentation des captages.

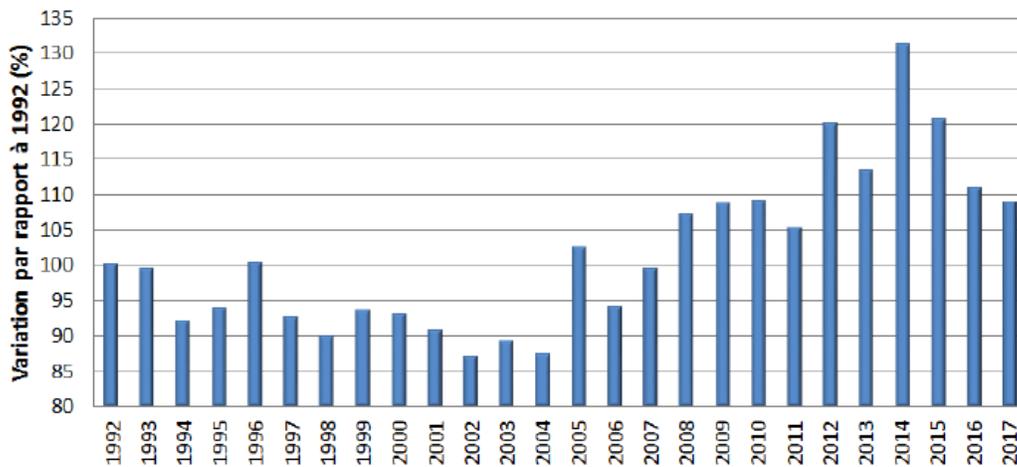


Figure 3 : Variation des ventes de pesticides dans le secteur de la production végétale de 1992 à 2017 en valeur relative à l'année 1992 (MELCC 2017)

L'augmentation de consommation de pesticides a été importante de 2006 à 2014 (Figure 3), elle est suivie d'une baisse sur 2015-2017. L'explication de cette tendance se trouve dans l'analyse des données de ventes de pesticides dans le secteur de la production végétale (kg d'ingrédients actifs), des surfaces cultivées (ha) et pressions d'utilisations (kg i.a./ha) pour la période de 2006 à 2017 (Figure 4). Ainsi, pour la période 2006-2017, bien que la superficie des terres cultivées tende à baisser, l'augmentation significative des taux d'utilisations des pesticides contrôle à peu de chose près l'évolution des quantités de

pesticides vendues.

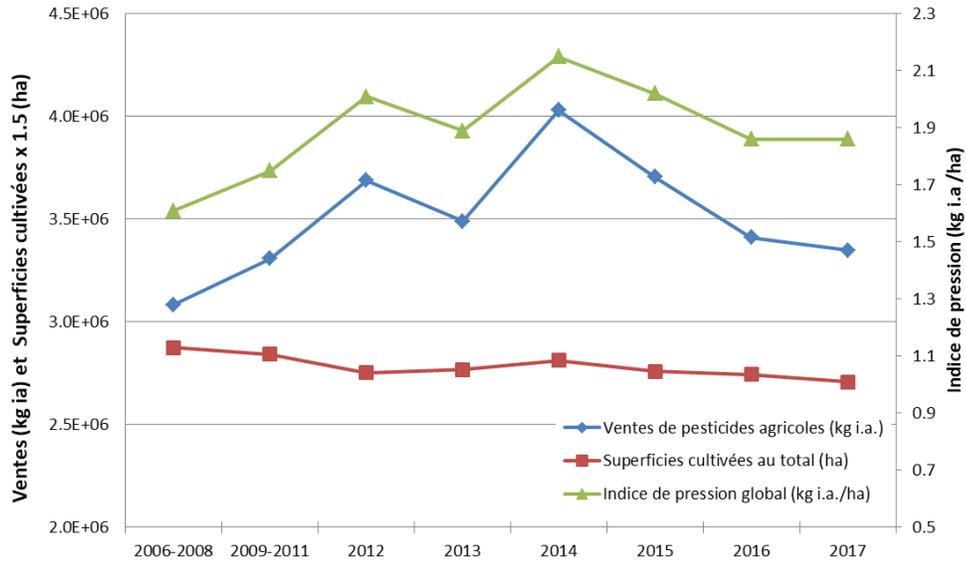


Figure 4 : Variation conjointe des ventes de pesticides dans le secteur de la production végétale (kg i.a.), surfaces cultivées (ha) et taux (pression) d'utilisations (kg i.a./ha) pour la période de 2006 à 2017. Compilation de données MDDELCC (MELCC 2017)

En termes de familles utilisées pour la production végétale en 2017 au Québec, les herbicides totalisaient 69.3% des pesticides, les fongicides 13.2% et les insecticides 10.3%. Les 7.2% restants étant constitués des adjuvants, les stérilisants de sol, les répulsifs à animaux vertébrés et les régulateurs de croissance des plantes (MELCC 2017). Ces proportions sont sensiblement constantes depuis 2006 (Figure 5). Une légère tendance à l'augmentation des quantités d'adjuvants et de stérilisants de sols est discernable depuis 2013.

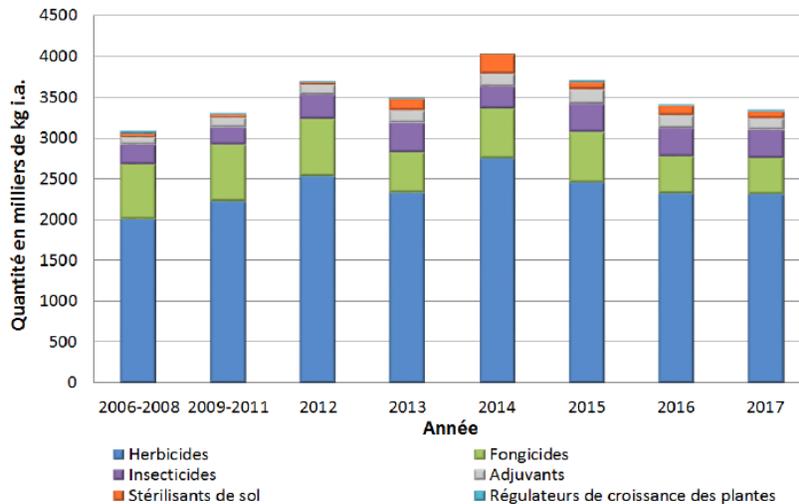


Figure 5 : Répartition des ventes de pesticides dans le secteur de la production végétale par type d'utilisation de 2006 à 2017 (MELCC 2017).

La pression environnementale des pesticides au Québec reste élevée par rapport aux périodes passées, avec un taux actuel d'utilisation de substances actives de 2 kg/ha sur les surfaces cultivées, alors qu'il était inférieur à 1 kg/ha jusqu'en 2005 au Canada (Figure 6).

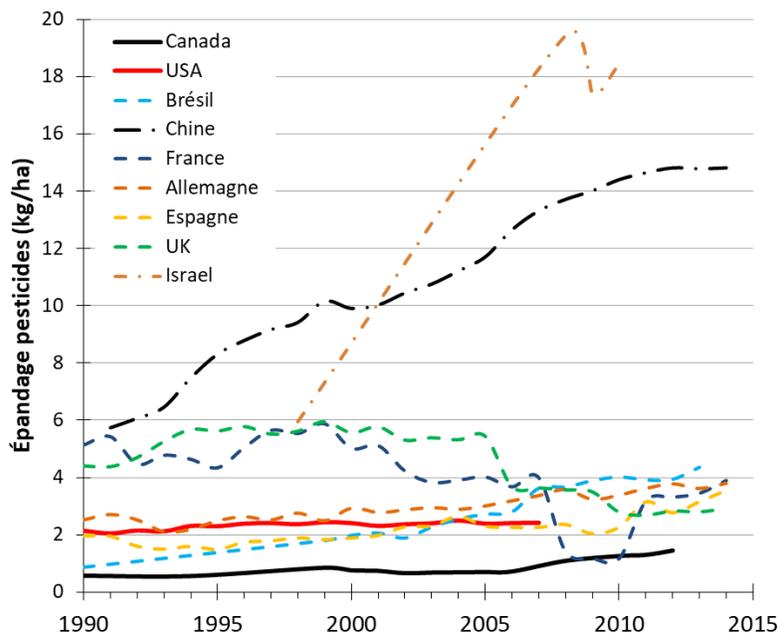


Figure 6 : Évolution moderne de l'utilisation de pesticides (kg/ha) dans les principaux pays producteurs. Données compilées de FAO-UN [9]

La revue de littérature dans le domaine de l'impact du changement climatique sur l'utilisation des pesticides (Delcour, Spanoghe et al. 2015) montre que leur utilisation devrait augmenter (quantités, fréquence et variétés de molécules). Mais surtout, des effets connexes comme l'accroissement de la volatilisation et l'accélération de la dégradation seront à considérer au regard de l'augmentation de l'exposition au soleil, de l'humidité et des températures. Dans tous les cas, l'augmentation des précipitations devrait favoriser la dissipation des pesticides dans l'environnement (Larsen and Deschenes 2016).

2.2 Famille de pesticides présentes au Québec et leur distribution dans l'environnement

Au Québec, les pesticides les plus communs sont les herbicides, insecticides et fongicides (Triazines, atrazine, métolachlore, organophosphorés, carbamates, sulfonylurés, triazoles, phénoxyacides, glyphosate, néonicotinoïdes, etc.). Les pesticides sont majoritairement appliqués dans les milieux agricoles mais aussi dans les milieux urbains (entretien paysager, golf, pelouses) et forestier (traitement du bois) (MELCC 2019a, MELCC 2019b, MELCC 2019c).

Reconnaissance de la distribution des pesticides dans les eaux au Québec

Eau de surface

Le MELCC opère un suivi des pesticides pour un réseau de base composé de 10 stations permanentes ou récurrentes en rivière. Ce réseau de base est orienté par type de culture pour les principales cultures utilisatrices de pesticides au Québec (maïs et soya, cultures maraîchères, pommes de terre, vergers). Les 4 stations en rivière échantillonnées dans les secteurs en culture de maïs et de soya sont suivies depuis 1992 alors que les stations pour les autres cultures sont suivies depuis 2010.

Les études publiées par le gouvernement Québécois et qui concernent les eaux de surface situées à proximité de cultures de maïs et soya (Giroux 2010, Giroux and Pelletier 2012, Giroux 2014, Giroux 2015, Giroux 2017, Giroux 2019) se concentrent sur les bassins versants des rivières Saint Régis (Montérégie), Des Hurons (Montérégie), Chibouet

(Montérégie) et Saint Zéphirin (Centre-du-Québec). D'après ces études, des pesticides sont présents dans 99% des échantillons analysés dans ces quatre cours d'eau.

En plus du réseau de base, le MELCC échantillonne aussi 5 à 10 rivières supplémentaires par année, pour la mesure des pesticides. Des projets particuliers (Ex : lac Saint-Pierre, Baie Missisquoi, etc.) complètent également le suivi.

Eau souterraine

Le MELCC a débuté le suivi des pesticides dans les eaux souterraines dans les années 1980, en échantillonnant des puits individuels en milieu agricole.

Secteurs en pommes de terre

Au départ, le suivi était axé sur un seul produit, l'insecticide aldicarbe utilisé dans la culture des pommes de terre (Giroux, 1993). Le produit était alors fréquemment détecté dans l'eau souterraine, notamment dans les régions de Portneuf et Lanaudière. Après le retrait de ce produit, de 1991 à 1993, le suivi a été élargi pour considérer une plus large gamme de pesticides utilisés dans la culture des pommes de terre (Giroux, 1995). Par la suite, des campagnes d'échantillonnage de l'eau souterraine dans les secteurs en pommes de terre ont été réalisées en 1999-2000-2001 (Giroux 2003) et en 2008-2009 (Giroux et Sarrasin 2011).

L'étude 2008-2009 met en évidence la présence de pesticides dans 69% des 77 puits échantillonnés dans les régions de Montérégie, Bas-St-Laurent, Capitale-Nationale, Lanaudière et Saguenay-Lac-St-Jean.

Secteurs en bleuetières

Des traces d'hexazinone, un herbicide utilisé pour lutter contre la végétation compétitrice dans les bleuetières, sont retrouvées dans plusieurs cours d'eau et prises d'eau (majoritairement souterraines) de la région Saguenay-Lac-St-Jean à proximité des dites bleuetières (Figure 7) (Ministère de l'Environnement 2003, Giroux 2008, Giroux and St-Gelais 2010)

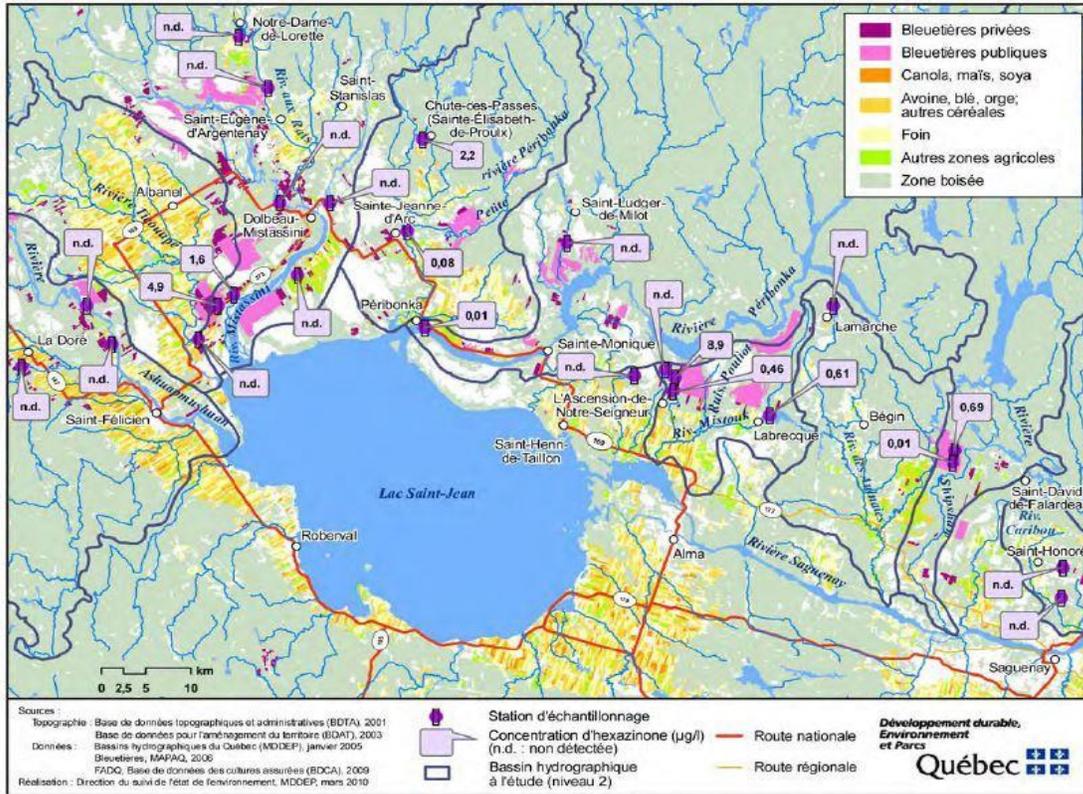


Figure 7: Concentrations maximales d'hexazinone mesurées dans les prises d'eau en 2009 (Giroux and Sarrasin 2011)

Secteurs de cultures maraîchères, vergers, vignes et petits fruits

L'échantillonnage de 103 puits situés à proximité de cultures maraîchères, vergers, vignes et cultures de petits fruits (Giroux 2016) fait état d'une présence de pesticides dans 42 d'entre eux. Ces exploitations sont situées dans les régions de Capitale-Nationale, Chaudière-Appalaches, Estrie, Centre-du-Québec, Lanaudière, Laval, Laurentides, Mauricie et Montérégie (Figure 8).

Systématiquement lorsque les pesticides sont utilisés, ils sont retrouvés dans les eaux de surface et les eaux souterraines à proximité des grandes régions agricoles.

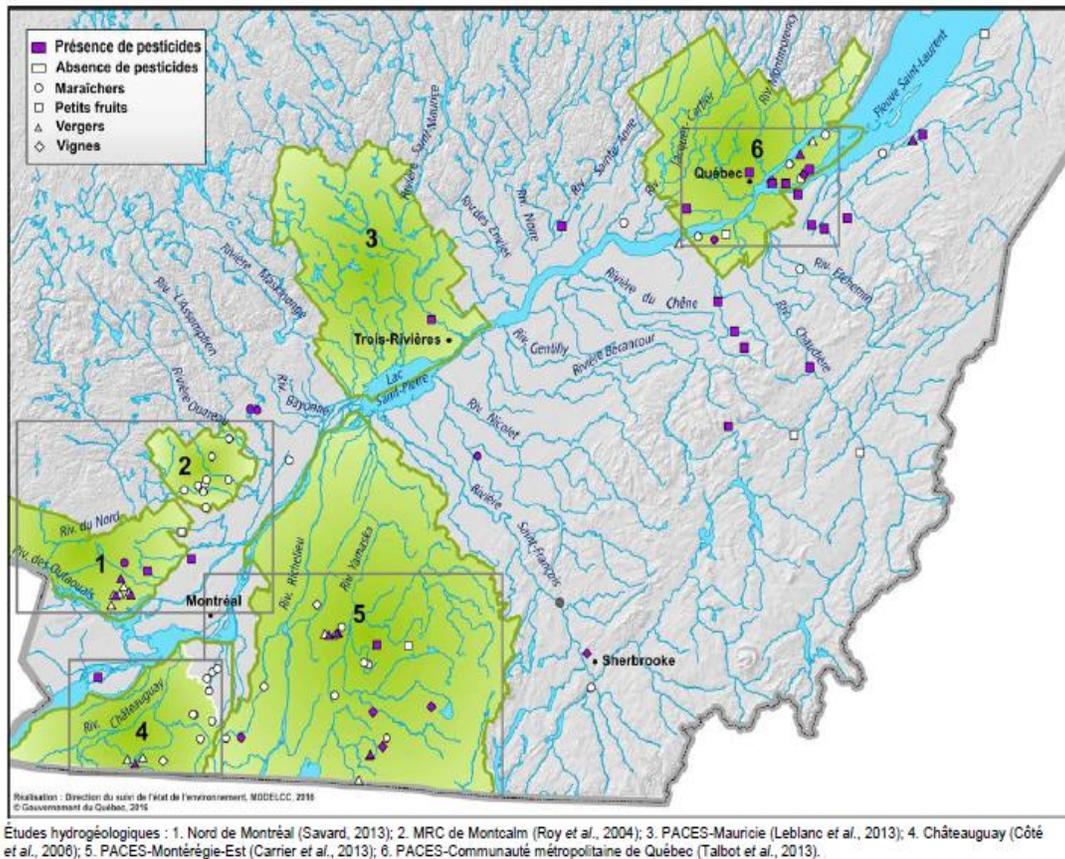


Figure 8: Présence de pesticides dans les puits échantillonnés entre 2012 et 2014 à proximité de vignes, vergers, cultures maraîchères et de petits fruits (Giroux 2016).

L'analyse des eaux souterraines à proximité de cultures de maïs et soya réalisée entre 2015 et 2017 fait état de la présence de pesticides dans 7 des 52 puits individuels échantillonnés (13,5 %) dans les régions Chaudière-Appalaches (St Joseph de Beauce et Honfleur), Capitale Nationale (Cap-Santé et Saint-Raymond), Lanaudière (Saint-Lin-des-Laurentides) et Montérégie (St-Blaise-sur-Richelieu)(Giroux 2010).

Les données recueillies au Québec depuis 1999 pour 418 puits individuels sont répertoriées dans L'Atlas interactif de la qualité des eaux et des écosystèmes aquatiques¹.

Les études disponibles à ce jour au Québec ne couvrent pas l'ensemble du territoire

¹ http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/Atlas_interactif/donnees_recentes/donnees_igbp.asp

comme c'est le cas dans d'autres pays. Il est donc difficile de mettre en évidence des tendances régionales. À titre de comparaison, le réseau de données sur les pesticides est plus développé par exemple en France (Figure 9). Avec une densité significative de mesures, il est alors possible d'associer la distribution des pesticides dans les eaux souterraines à la nature géologique des aquifères et au type d'occupation des sols. La densité d'information est cruciale pour pouvoir anticiper le comportement des pesticides dans les eaux souterraines.

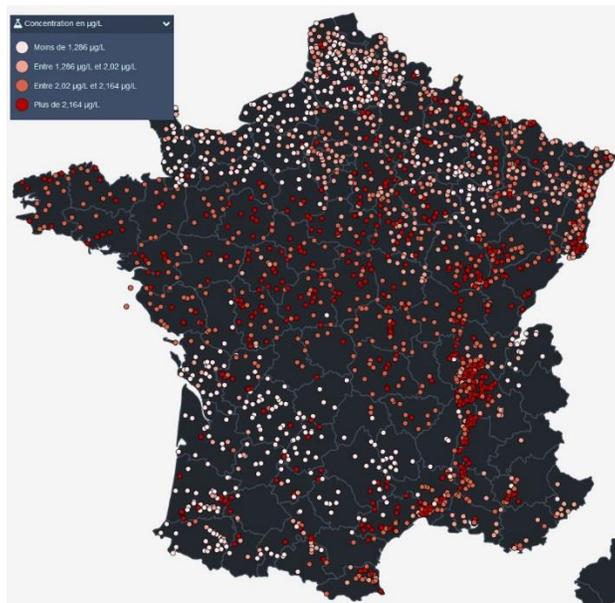


Figure 9 : Distribution des teneurs en pesticides dans les eaux souterraines en France (Données 2014, carte extraite de <https://www.data-pesticides.fr/>)

Quels sont les secteurs où l'eau souterraine est la plus impactée ?

La présence plus ou moins importante de certains pesticides dans les eaux souterraines semble généralement dépendre du type de sol plutôt que du type de pesticides (Tableau 2) (Figure 10). Les cultures en sol sableux, graveleux ou rocailleux semblent présenter plus de risque d'une contamination rapide des eaux souterraines (Giroux 2016), comme dans le cas de culture de pomme de terre, vignes, vergers et petits fruits. Les cultures de pomme de terre sont souvent pratiquées sur des sols sableux, ce qui explique la forte sensibilité de la nappe phréatique aux pollutions appliquées en surface : 2/3 des puits

échantillonnés présentent de faibles concentrations de pesticides (Giroux and Sarrasin 2011, Giroux 2014).

Une concentration faible mais constante d'hexazinone est aussi mesurée dans 40% des échantillons d'eaux souterraines prélevés en 2002 et 2009 dans 25 prises d'eau aux alentours du lac St Jean (Giroux and St-Gelais 2010).

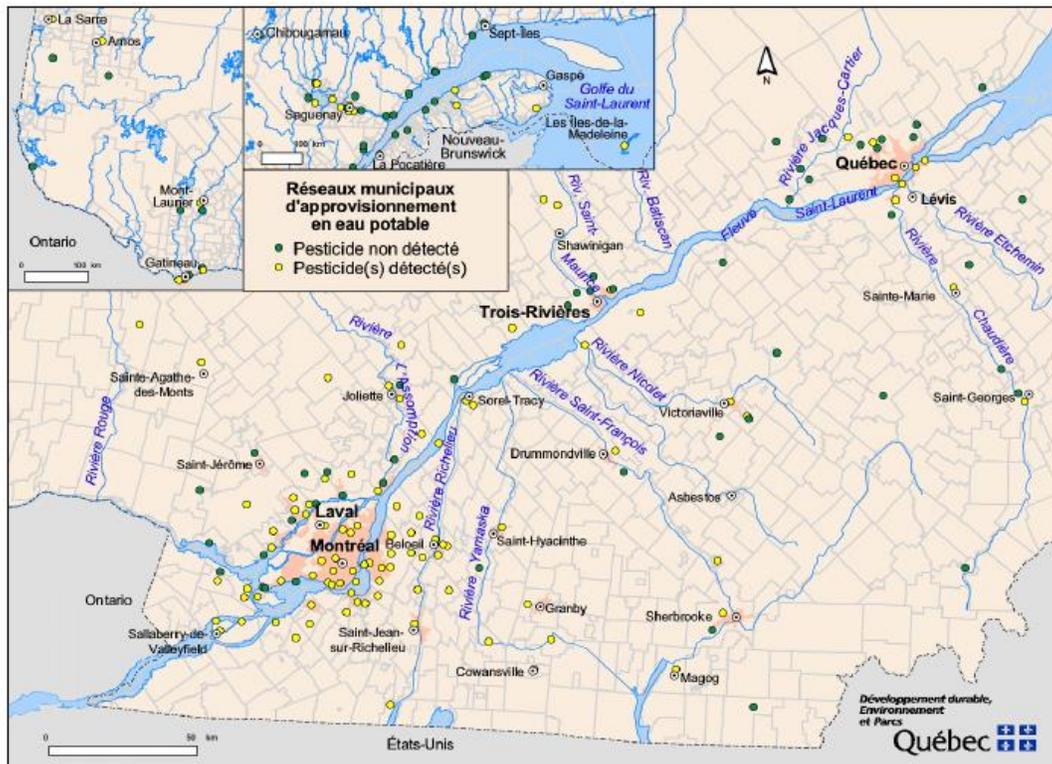


Figure 10 : Réseaux municipaux de distribution d'eau potable où au moins un pesticide a été détecté (MDDEP 2006).

Une étude présentant les résultats de l'échantillonnage sous différents types de couverture agricole (maraîchage, vergers, vignes et cultures de petits fruits) (Giroux 2016) fait état d'une présence de pesticides plus importante sous la culture de petits fruits, de vignes et de vergers (75%, 44% et 42% des puits échantillonnés) en comparaison avec les secteurs maraîchers (15% des puits) (Figure 8).

	Nombre de puits		
	Total	Détection de pesticides	Aucun pesticide détecté
Type de sol des champs voisins			
Sols sableux, graveleux ou rocailleux	55	27	28
Sols argileux ou loams	27	5	22
Autres types de sol ¹	11	7	4
Pas d'information	10	3	7
Profondeur du puits			
Moins de 10 mètres	31	17	14
Plus de 10 mètres	64	23	41
Pas d'information	8	3	5
Distance cultures-puits			
Moins de 30,5 mètres	61	24	37
31 à 50 mètres	17	4	13
51 à 100 mètres	17	11	6
Plus de 100 mètres	7	3	4
Pas d'information	1	-	1
	103	42	61

Tableau 2 : Présence de pesticides dans les eaux souterraines en fonctions du type de sol et de puits [45].

Quelle évolution dans l'Environnement du Québec ?

Entre 2001 et 2004, l'échantillonnage de 200 réseaux municipaux de distribution d'eau potable du Québec montrait une présence de pesticides dans 54% des réseaux contre 26% entre 2004 et 2007. Cette diminution semble attribuée au rehaussement des limites de détection analytiques qui varient entre le CEAEQ (Centre d'Expertise en Analyse Environnemental du Québec) et les laboratoires privés chargés d'analyser les échantillons entre 2004 et 2007 (Giroux 2014).

Entre le début des années 2000 et 2017, les teneurs en glyphosate, AMPA et imazéthapyr des quatre cours d'eau du « Réseau de base » (St-Régis, Huron, St-Zéphirin, Chibouet) sont à la hausse (Giroux 2019). Plusieurs cours d'eau présentent des dépassements de critères de qualité et pesticides. La relation entre eaux souterraines et eaux de surface joue un rôle déterminant dans l'interprétation de ces tendances. Ainsi, bien que les eaux de surfaces semblent dominantes au Québec, il a pu être démontré qu'en fonction du contexte géologique, jusqu'à 80 % du bilan en eau de certains lacs au Québec dépendait des ressources souterraines (Arnoux, Barbecot et al. 2017b). Les ressources souterraines contrôlent alors la qualité des eaux de surface et leur sensibilité aux changements environnementaux (Arnoux, Barbecot et al. 2017a).

Les concentrations de pesticides (hexazinone) dans les cours d'eau et puits d'eau

souterraines à proximité des bleuetières sont généralement constantes à l'échelle saisonnière (été versus automne) sur les années 2002 et 2009. Et les concentrations les plus élevées ne sont pas nécessairement mesurées à proximité immédiate des bleuetières (Giroux and St-Gelais 2010).

En ce qui concerne les puits situés à proximité de cultures de pommes de terre, on observe une augmentation de la concentration en pesticide dans 17 des 25 puits communs aux échantillonnages réalisés en 2001 et 2009 (Giroux and Sarrasin 2011) avec la présence en faible quantité de nouveaux pesticides utilisés après l'année 2000. Dans cette étude (Giroux and Sarrasin 2011), les teneurs en pesticides ne présentent pas de variation saisonnières significatives.

L'évolution de la présence de pesticides dans les eaux souterraines est difficile à évaluer étant donné le manque d'études impliquant un suivi temporel intra annuel ou sur de longues périodes. Les travaux disponibles présentent rarement des résultats d'échantillonnage effectués dans les mêmes puits ou les mêmes conditions dans le cadre d'un suivi temporel. Cependant, une certaine récurrence des concentrations semble être identifiée à proximité des bleuetières de la région de Saguenay-Lac-St-Jean. L'augmentation de la concentration et de la diversification des substances identifiées est quant à elle observée sous les cultures de pommes de terre, vergers, vignes et cultures de petits fruits.

Les concentrations de pesticides dans les eaux souterraines sont inférieures aux limites fixées par les critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques et inférieures aux concentrations observées dans les eaux de surface qui sont les plus contaminées. Les faibles variabilités saisonnières des teneurs en pesticides dans les eaux souterraines suggèrent, dans la plupart des cas, un processus de contamination diffuse à une échelle régionale.

3. REVUE DES RÉGLEMENTATIONS EXISTANTES À L'EXTÉRIEUR DU QUÉBEC CONCERNANT LA PROTECTION DES SOURCES D'EAU SOUTERRAINE AUX POLLUTIONS ANTHROPIQUES

Dans ce chapitre est abordé l'encadrement de l'utilisation de pesticides à proximité de sites de prélèvement d'eau souterraine effectué à des fins de consommation humaine. Il

est en premier question des choix de réglementations de l'utilisation des pesticides, puis un tour d'horizon des mesures de protection des captages.

3.1. Exemple de cadres réglementaires pertinents (par pays)

En Europe, la Directive-cadre Pesticides (EC/128 2009) de 2009 qui impose aux états membres de prendre des mesures spécifiques de protection du milieu aquatique et de l'eau potable (article 11) contre la pollution par les pesticides, fait suite à la Directive-Cadre sur l'Eau (EC/60 2000), adoptée en 2000. Cette dernière imposait le retour à un état de qualité des masses d'eau qui n'a pas été atteint, notamment en ce qui concerne les pesticides, en raison des nombreux mécanismes principalement liés au temps de séjour de ces molécules dans les sols et les eaux souterraines (Schipper, Vissers et al. 2008, Akesson, Sparrenbom et al. 2015). Mais bien avant ces actions communautaires, des initiatives dans ce sens, avaient été prises dans certains états membres, avec une habitude plus ancienne de la surveillance des eaux souterraines. C'est ainsi que l'atrazine a été interdite en Allemagne en 1991, en raison de la découverte de concentrations dépassant les valeurs seuils dans les eaux souterraines (Vonberg, Vanderborgh et al. 2014). Enfin, si traditionnellement, l'approche adoptée pour lutter contre les problèmes posés par les pesticides consistait à en réduire l'utilisation (Levitan 2000), les pays européens s'appuient de plus en plus sur des approches de classement quantitatif des risques développées pour comparer le risque potentiel de contamination des eaux souterraines et le risque pour la santé résultant de l'utilisation de pesticides (Labite and Cummins 2012). Il s'agit toutefois d'un sujet complexe : par exemple, la Norvège (non membre de l'Union Européenne), avec une législation restrictive (très peu de pesticides autorisés, et des normes drastiques), continue après des décennies à détecter des pesticides dans ses eaux souterraines (Haarstad and Ludvigsen 2007).

Aux États Unis, dès les années 80, à l'initiative de l'EPA (Agence fédérale de protection de l'environnement) de nombreuses lois ont été adoptées par le congrès, visant à la protection des eaux souterraines contre les pesticides. Cet arsenal législatif, présente cependant un certain nombre de lacunes qui diminuent la force de toute tentative de contrôle de la contamination par les pesticides (Sater 1990). En s'appuyant sur ces bases juridiques ainsi que sur les études sur l'occurrence et les changements des concentrations de pesticides dans les eaux souterraines, réalisées à partir des années 90 (Kolpin, Barbash et al. 1998, Gilliom, Barbash et al. 2006, Bexfield 2008, Toccalino, Gilliom et al. 2014): les

états ont la possibilité d'élaborer des lois et règlements locaux plus adaptés. C'est la raison pour laquelle on peut observer une disparité dans les exigences réglementaires, d'un état à l'autre.

Pour le reste du monde, deux classes de pays se distinguent : a) les nouvelles puissances économiques (Chine, Brésil, Inde...), qui ont fait un usage massif de pesticides, et doivent faire face à de grands aquifères pollués, et b) les pays en développement, qui principalement par manque de moyens financiers, ont utilisé peu les pesticides. Ces pays sont tiraillés entre les exigences environnementales, et la nécessité d'un développement économique reposant souvent sur l'agriculture. Dans tous les cas, dans ces pays, les options réglementaires, lorsqu'elles existent, sont rarement spécifiques aux eaux souterraines. Il s'agit de transposition de règles ou de pratiques visant à minimiser la contamination des eaux et des sols avec une réglementation souvent spécifique à certaines substances (Li and Jennings 2017).

Pour assurer la qualité des eaux destinées à l'alimentation humaine et le respect des normes de potabilité, les collectivités ont tendance à privilégier le recours au curatif (Siauve and Amorsi 2015). Pourtant, seules des actions préventives visant à protéger les eaux brutes des pollutions diffuses permettent de protéger la ressource de manière durable et de limiter les coûts liés au traitement de l'eau. Cela passe notamment par la mise en place de meilleures pratiques agricoles et non agricoles dans les aires d'alimentation des captages. En Europe et aux États-Unis, la protection des captages des eaux souterraines contre les pesticides se concrétise par des normes visant à minimiser la contamination, en considérant la délimitation de périmètres (aires) de protection.

3.2. Délimitation des aires de protection

La protection des puits municipaux de prélèvement d'eau de consommation est organisée via des périmètres de protection concentriques établis autour du puits en question. Les législations régissant la mise en place, le rayon et les réglementations établies dans ces périmètres sont similaires à travers le globe de nos jours. Nous avons établi une comparaison pour des pays européens (Autriche, Belgique, Danemark, Espagne, France, Pays-Bas, Italie, Irlande, Portugal, Royaume-Uni, Suisse), des états des États-Unis d'Amérique (New-Jersey, Wyoming, New-Hampshire, Illinois, Californie, Nevada) ainsi que des provinces canadiennes (Ontario, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse,

Québec)(Tableau 1).

La même hiérarchisation des périmètres de protection peut être retrouvée dans toutes les juridictions étudiées (Figure 11), même s'ils ne sont pas décrits sous les mêmes appellations :

- Un périmètre de protection immédiate, protégeant l'infrastructure de prélèvement d'eau (Zone 1) ;
- Un périmètre de protection bactériovirologique, pouvant être divisé en deux périmètres (zones 2 et 3) selon les juridictions (Divisé en un premier périmètre de protection bactériologique et un second périmètre de protection virologique au Québec) ;
- Un périmètre de protection chimique (Zone 4), dont la délimitation est la plus variable (de quelques dizaines de jours de transport advectif en Suisse à l'entièreté du bassin hydrologique dans de nombreuses autres juridictions comme l'Autriche, la France ou l'Italie par exemple).

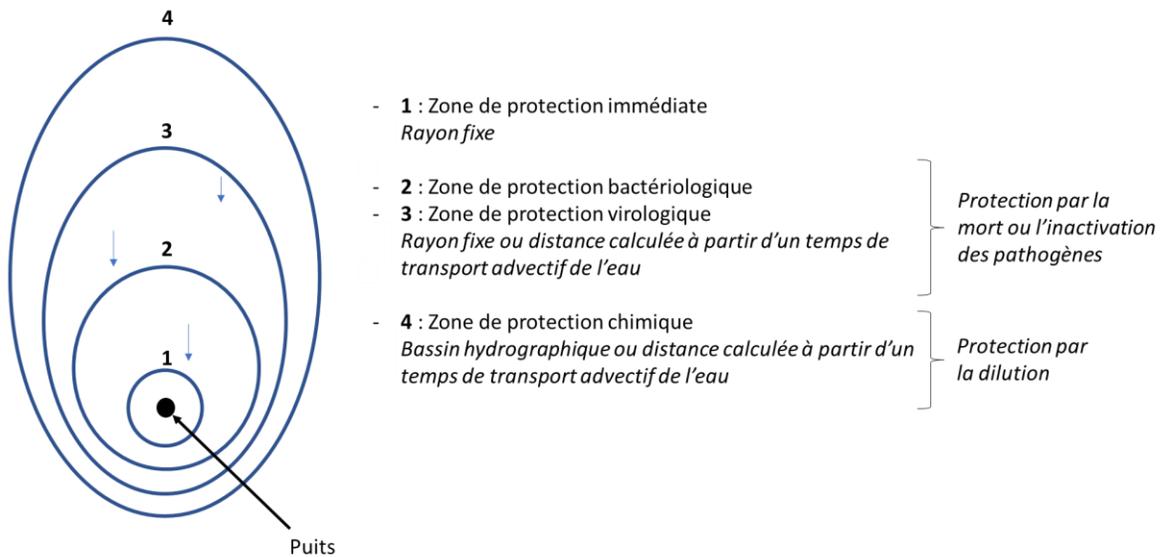


Figure 11 : Délimitation des périmètres de protection des puits municipaux de prélèvement d'eau potable

PAYS	ZONES (Type de protection)				Prise en compte de la pollution aux pesticides	Sources
	Zone 1 (Infrastructure)	Zone 2 (Bactériologique)	Zone 3 (Virologique)	Zone 4 (Chimique)		
Allemagne	10 – 30 m	50 j (100 m)	Si < 2 km : Bassin hydro		Contrôle et réduction des pesticides dans les aires d'alimentation des captages Actions de PAN Germany depuis 2002	[1] [2] [3] [5] [6] [7]
			Si > 2 km : 2 km ou 500 j 2500 – 3500 j			
Autriche	< 10 m	60 j	Bassin hydro			[1] [2]
Belgique	1 j (10 – 35 m)	50 j (100 – 1000 m)	2 km ou bassin hydro		Zone de non-application des pesticides (10 m) Plans de gestion des districts hydrographiques « <i>contrats de captage</i> » (2000)	[1] [3] [8] [9]
Danemark	10 m	60 j (300 m)	10 – 20 ans		Zone de non-application des pesticides (25 m) Nouvelle zone 10 – 20 ans pour lutter contre les pollutions diffuses aux nitrates et pesticides (1998)	[1] [2] [10]
Espagne	1 j (10 m)	60 j	4 – 10 ans		Mises en place de <i>Zonas de Salvaguarda</i> pour lutter contre les pollutions diffuses (2010), en fonction de leur vulnérabilité	[1] [3]
France	10 – 20 m	50 – 60 j	Bassin hydro		Zone de non-application des pesticides (35 m), régulation dans les autres zones Mise en place des <i>ZSCE</i> pour les <i>captages prioritaires Grenelle</i> pour la lutte contre les pollutions diffuses (2009), divers plans d'actions depuis 1991	[1] [3] [11]
Irlande	5 – 200 m	100 j (300 m)	Bassin hydro (1000 m)		Zone de non-application des pesticides (50 m) Sustainable Use of Pesticides	[1] [2] [3]

						Directive (2009)	
Italie	10 m	200 m	Bassin hydro			Zone de non-application des pesticides (10 m) et de régulation (Zone 2, création en 2003)	[1] [3]
Pays-Bas		50 – 60 j (30 – 150 m)	10 ans (800 m)	25 ans (1200 m)	100 ans (Bassin hydro)		[1] [3]
Portugal	20 – 60 m	50 j (40 – 280 m)	3500 j (50 -2400 m)			Zones établies en 2003, limitations de Pesticides dans la zone 2	[1] [3]
Royaume-Uni		50 j (50 m)	400 j (250 – 500 m)	Bassin hydro		Zone de non-application des pesticides (50 m), restrictions dans les autres zones <i>Saveguard Zones</i> autour des ressources où la pollution augmente et <i>Water Protection Zones</i> pour les sources polluées, mesures contre les pollutions diffuses (1991)	[1] [2] [13] [14]
Suisse	10 m	10 j (100 m)	2 x Zone 2			Délimitation d'une zone Z _U = zone où se forment 90 % des eaux souterraines qui parviennent au captage. Déterminée pour lutter contre les substances mobiles difficilement dégradables comme les pesticides	[1] [2] [3] [15] [16]
Nouveau Brunswick		100 – 250 j	5 ans	25 ans			[4] [17] [18]
Nouvelle Écosse		2 ans	5 ans	25 ans		Zone de non-application des pesticides décidée au cas par cas par le ministre Pesticide Regulation Act Art. 19	[4] [17] [18]
Ontario	100 m	2 ans	5 ans	25 ans		Zones de non-application des pesticides (15 – 30 m)	[18] [21]

Québec	30 m	200 jours	550 jours	Bassin hydro		Zone de non-application des pesticides (30 – 100 m) Loi sur les pesticides 1987 Code de gestion des pesticides 2003	[1] [4] [22] [23]
Californie	50 pieds (≈ 15m)	2 ans (600 – 900 pieds) (≈ 180 – 275 m)	5 ans (1500 pieds) (≈ 457 m)	10 ans		Zone de non-application des pesticides (100 pieds) Ground Water Protection Regulations 2007 Non point source Management Plan 1988	[24] [25]
Illinois	60 j 200 – 400 pieds (≈ 60 – 120 m)	1000 pieds (≈ 305 m)	5 ans	10 ans		Certaines zones à risques (puits pollués) ont vu leurs zones de restriction 200 pieds passer à 1000 pieds	[26] [27]
Nevada	150 pieds (≈ 45 m)	2 ans (1000 pieds) (≈ 305 m)	5 ans (3000 pieds) (≈ 915 m)	10 ans			[28]
New Hampshire	250 – 400 pieds (≈ 75 – 120 m)					Zone de non-application des pesticides (250 – 400 pieds) Division of Pesticide Control Art. 502.05	[29] [30]
New Jersey		2 ans	5 ans	12 ans		Zone extérieure de 12 ans est estimée comme suffisante pour atténuer toutes les pollutions	[31]
Wyoming	50 – 100 pieds (≈ 15 – 30 m)	2 ans	5 ans			State Management Plan for Pesticides in Ground Water (SMP) depuis 1999	[32]

Tableau 3 : Synthèse bibliographique des extensions des aires de protection des captages

Réf. []		Source
[1]	Global	<i>Protection des aires d'alimentation des captages en eau potable, Etude pratique en Europe, Partie I : Analyse croisée, 2015</i>
[2]		<i>Groundwater protection zones, World Health Organization, 2006</i>
[3]		<i>Perímetros de protección para captaciones de agua subterránea destinada al consumo humano, Metodología y aplicación al territorio, Martínez 2003</i>
[4]		http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/souterraines/drastic/guide.pdf
[5]	Europe	Allemagne <i>The meaning behind after protection area signs, Public Affairs Office, 2017</i>
[6]		<i>Towards pesticides use reduction in Germany, PAN Germany, 2005</i>
[7]		<i>Wellhead protection zones in Germany: Delineation, Research and Management, Schelver, 1992</i>
[1]		Autriche <i>Protection des aires d'alimentation des captages en eau potable, Etude pratique en Europe, Partie I : Analyse croisée, 2015</i>
[8]		Belgique <i>Comment est organisée la protection des captages, Société publique de gestion de l'eau, 2018</i>
[9]		
[10]		Danemark <i>Hydrogeological mapping as a basis for establishing site-specific groundwater protection zones in Denmark, Thomsen, 2004</i>
[3]		Espagne <i>Methodology for wellhead protection areas implementation, application to urban water supply catchment in carbonated and detritic formations in Spain, Martinez</i>
[11]		France <i>Aires d'alimentation de captages (AAC), 16 actions territoriales pour la protection de la ressource en eau, chambres d'agriculture France</i>
[1]		Irlande <i>Protection des aires d'alimentation des captages en eau potable, Etude pratique en Europe, Partie I : Analyse croisée, 2015</i>
[12]	Pays-Bas <i>Determination of protection zones for Dutch groundwater wells against virus contamination – Uncertainty and sensitivity analysis, Schijven 2006</i>	
[1]	Portugal <i>Protection des aires d'alimentation des captages en eau potable, Etude pratique en Europe, Partie I : Analyse croisée, 2015</i>	
[13]	Royaume-Uni	https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/290724/scho0309bpsf-e-e.pdf
[14]		https://books.google.ca/books?id=ArldvUKbzJwC&pg=PA476&lpg=PA476&dq=determination+protection+zone+wells+united+kingdom+contamination+time+travel+50+days&source=bl&ots=GFAy2n9Gmy&sig=ACfU3U2b5BioEXraAjY7wpJbov-NXoOhBA&hl=fr&sa=X&ved=2ahUKEwjb6b_o_jhAhXhguAKHeFZDWkQ6AEwAHoECAgQAO#v=onepage&q=advect&f=false
[15]	Suisse <i>Methodology for delineating groundwater protection areas against persistent</i>	

[16]			<u>contaminants, Brussard, 2006</u> <u>Instructions pratiques pour la protection des eaux souterraines, OFEFP, 2004</u>	
[17]	Canada	New-Brunswick	<u>Well design and wellhead protection, Agriculture and Agri-Food Canada, 2014</u>	
[18]			<u>The case for groundwater protection in Ontario: results of the workshop held at the University of Waterloo, 2001</u>	
[4]			<u>Détermination des aires de protection des prélèvements d'eau souterraine et des indices de vulnérabilité DRASTIC</u>	
[17]				
[18]		Nouvelle Écosse	<u>Well design and wellhead protection, Agriculture and Agri-Food Canada, 2014</u>	
[4]			<u>The case for groundwater protection in Ontario: results of the workshop held at the University of Waterloo, 2001</u> <u>Détermination des aires de protection des prélèvements d'eau souterraine et des indices de vulnérabilité DRASTIC</u>	
[21]		Ontario	<u>Environment and energy, Water supply wells : requirements and best practices, Siting the well, Ontario</u>	
[4]		Québec	<u>http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/souterraines/drastic/guide.pdf</u>	
[22]			<u>Prévenir la contamination de l'eau souterraine par les pesticides, Gouvernement du Québec, 2016</u>	
[23]			<u>Pesticides et eau souterraine : prévenir la contamination en milieu agricole, Gouvernement du Québec, 2006</u>	
[24]	États-Unis	Californie	<u>Drinking water source assessment and protection (DWSAP) program, division of drinking water and environmental management, 1999</u>	
[25]			<u>Pesticides and groundwater: a guide for the pesticide user, Natural resources Cornell cooperative extension, 2012</u>	
[26]		Illinois	<u>Illinois groundwater protection program, Illinois environmental protection agency, 2008</u>	
[27]			<u>Delineation of time-related recharge areas for the city of Shelbyville well fields, Anliker, 1997</u>	
[28]			Nevada	<u>Nevada integrated sourcewater protection program, draft update, 2010</u>
[29]		New Hampshire	<u>Special Permit, New Hampshire Department of Agriculture, Markets and Food, 2017</u>	
[30]			<u>Pesticide setback distances from wells and surface water, New Hampshire Department of Agriculture, Markets and Food, 2014</u>	
[31]			New Jersey	<u>Guidelines for delineation of well head protection areas in New Jersey, New Jersey geological survey, 2003</u>
[32]		Wyoming	<u>http://www.wrds.uwyo.edu/wrds/deq/whp/whpsect2.html</u>	

Tableau 4 : Références pour la synthèse des périmètres de protection

Discuter des choix internationaux sur la définition des différents périmètres implique d'identifier clairement la signification de la protection attendue dans chaque pays, ce qui n'est pas toujours évident dans les documents officiels disponibles en ligne.

Zone de protection immédiate

La zone de protection immédiate est établie comme zone de protection directe de l'infrastructure de prélèvement (Figure 11). Son périmètre est déterminé dans de nombreux pays par un rayon fixe appliqué par défaut à tous les puits de prélèvement, mais peut être établi à la suite d'études hydrographiques d'un site particulier et ainsi être diminué (Tremblay, Talbot Poulin et al. 2019). Le rayon par défaut peut également être déterminé selon la lithologie du substrat aquifère comme au Portugal (Martínez Navarrete and García García 2003) ou par le nombre de personnes approvisionnées par le puits d'eau de consommation comme au Québec (Tremblay, Talbot Poulin et al. 2019).

Cette zone est sanctionnée par une interdiction de toute activité non liée au prélèvement des eaux. Elle est délimitée par une clôture dans la plupart des cas, et reste inaccessible au public.

Zones de protection bactériologique et virologique

La détermination de ces zones est basée sur le calcul de distances associées à des temps de transport advectif de l'eau souterraine, à partir de temps d'atténuation des pathogènes. Ces zones sont, de ce fait, élaborées pour la protection des puits contre les pollutions peu persistantes.

Les temps de transport délimitant les périmètres choisis par les législations sont assez homogènes selon les continents (Tableau 3).

Ces durées ont été choisies à partir de l'estimation de la durée de vie/d'inactivation des bactéries et/ou virus dans l'eau souterraine, durées déterminées expérimentalement. Ces durées ont été déterminées pour les conditions hydrologiques et climatiques du pays concerné, ce qui explique la grande variabilité entre les continents (50 – 60 jours en Europe et jusqu'à 550 jours au Québec par exemple) (Schijven, Mülschlegel et al. 2006, Tremblay, Talbot Poulin et al. 2019).

Les législations établissent un risque maximal d'infection par un pathogène dû à la consommation d'eau potable, qui est fonction de la concentration (Illinois Environmental Protection Agency 2008). Le temps d'inactivation et donc de diminution de la concentration en pathogènes est estimé pour que le risque d'infection soit inférieur au seuil au niveau du puits (Schijven, Mülschlegel et al. 2006).

La distance associée au temps de transport est calculée à partir du transport advectif de l'eau seulement, les divers mécanismes de retard et de mouvement vertical auxquels les contaminants sont également soumis ne sont pas pris en compte. Ces périmètres se veulent donc conservatifs, surestimant les distances et ainsi les périmètres de protection nécessaires associés à un temps de transport (Tremblay, Talbot Poulin et al. 2019).

Plusieurs méthodes peuvent être utilisées au cas par cas pour calculer les distances associées au temps advectif de transport, mises en place selon les moyens disponibles (il n'est pas toujours possible de faire un modèle numérique de transport des eaux souterraines selon les données disponibles). Ces méthodes sont, entre autres, décrites dans le point 6.2.3 du rapport du programme DWSAP du département des services de santé de Californie ou le Guide (et fiches associées) de détermination des aires de protection des prélèvements d'eau souterraine et des indices de vulnérabilité DRASTIC au Québec (MELCC 2019d).

Méthode du rayon fixe calculé : la zone de contribution du puits (cône de dépression induit) est déterminée pour un temps de transport choisi. Le rayon est calculé à partir du volume pompé pendant le temps donné, en fonction du temps de transport choisi, de la porosité, de la hauteur du puits ;

Méthode du rayon fixe calculé modifié : le périmètre calculé avec la méthode précédente est circulaire et souvent inexact du fait que la nappe d'eau s'écoule (pente). Le périmètre est modifié dans cette méthode de façon à ce qu'il soit 1.5 fois le rayon fixe calculé en amont du puits et 0.5 fois le rayon fixe calculé en aval. Cette méthode requiert de déterminer la direction d'écoulement ;

Méthodes analytiques : la zone de contribution du puits est déterminée via des équations de transport, en rentrant divers paramètres d'écoulement tels que la transmissivité, la porosité, le gradient hydraulique, l'épaisseur de la zone saturée ;

Méthodes de cartographie hydrogéologique en fonction des paramètres locaux ;

Méthodes de modélisation numérique de transport : modélisation d'aquifères complexes à partir de données d'entrée telles que la perméabilité, la porosité, la recharge, la géométrie de l'aquifère, les conditions limites, ...

Ces zones de protection bactériovirologiques sont sanctionnées par des restrictions d'activités déterminées à l'échelle locale.

Zone de protection chimique

Les zones de protection chimiques, incluant les pesticides, sont déterminées par des temps de transport advectif de l'eau souterraine également, ou par l'entièreté de la surface du bassin hydrographique. Ces zones visent la protection à long terme des puits de captage, permettant de restreindre les activités pouvant contaminer les eaux souterraines qui seront captées par le puits après un long temps de transport.

Ces zones sont établies de telle sorte à protéger les puits des substances chimiques peu dégradables par la dilution : elles sont sanctionnées par des restrictions d'activités de telle sorte que les contaminants sont appliqués en faibles quantités et sont dilués lors du transport jusqu'au puits, même s'ils ne sont pas dégradés.

Elles peuvent être subdivisées (États-Unis, Canada, Royaume-Uni, Pays-Bas) dans le but d'appliquer différentes réglementations dans les différentes zones obtenues.

Définition du périmètre dans le cas des pesticides

Les pesticides rentrent dans le cadre des polluants peu ou non dégradables. Les zones de protection misant sur l'atténuation et l'inactivation ne sont pas efficaces contre ces polluants. Des législations ont été mises en place à partir des années 1980 dans certains pays pour protéger les puits contre les pollutions aux produits phytosanitaires, tandis que d'autres pays ne se protègent pas encore efficacement contre ces polluants.

Les substances ciblées par les restrictions sont répertoriées grâce à des campagnes de prélèvement où les substances fréquemment retrouvées dans les eaux souterraines sont établies comme étant à risque (potentiel de lessivage élevé), comme en Californie où une

liste est publiée et mise à jour². Le nombre de substances organiques suivies augmente d'année en année, ainsi on est passé d'une vingtaine de produits analysés à plus de 500 récemment (France) du fait de la diversité des pesticides appliqués et du risque associé à leurs métabolites.

L'application des pesticides est, au minimum, interdite dans la zone de protection immédiate des captages. Les mesures mises en place sont, soit des limitations d'utilisation dans les zones déjà existantes (zones de protection chimiques) pour réduire les concentrations à proximité des puits et permettre la dilution de ces produits dans la masse d'eau ; soit la mise en place de nouvelles zones de protection adaptées à des pollutions diffuses de pesticides, autour de tous les captages ou seulement des captages à risque. Par exemple, en France, des aires de protection spéciales ont été créées autour des captages dits prioritaires (présentant des concentrations en pesticides ou autres polluants élevées) et où des réglementations de régulation particulières ont été établies (Siauve and Amorsi 2015). Ces différentes mesures et zones de non-application spécifiques sont listées dans le Tableau 3. On notera en particulier l'avancée du Danemark qui considère une zone d'exclusion pouvant correspondre à un temps de parcours de 20 ans, et de la Suisse qui impose une zone d'exclusion correspondant à 90 % des eaux souterraines captées au forage. Dans ce dernier cas la protection par « dilution » est clairement exprimée par la législation.

À l'échelle internationale, les substances visées par des restrictions sont propres aux activités du pays ou de la région considérée. Leur occurrence dans les eaux souterraines dépend notamment de facteurs comme la nature des sols et des aquifères. Il est donc primordial que soient mis en place des suivis spatio-temporels de l'évolution des teneurs en pesticides dans les eaux souterraines pour définir une liste de substances devant faire l'objet de restrictions dans les périmètres de protection.

3.3. Une approche innovante

Outre les zones de protection 1 à 3 (PPI, PPR, PPE; Figure 12), le système français

² <https://www.cdpr.ca.gov/docs/legbills/calcode/040101.htm>

considère l'aire d'alimentation du captage (AAC) et une zone de protection de l'AAC pour les captages prioritaires. Les captages considérés comme prioritaires sont ceux correspondant soit à des concentrations élevées en nitrates ou pesticides, soit à des hausses rapides de ces teneurs et/ou à des ressources stratégiques.

Les Aires d'Alimentation de Captage

Echelle d'actions efficaces pour lutter contre les pollutions diffuses

(AAC) Aire d'Alimentation de Captage

correspond à la surface totale sur laquelle une goutte d'eau tombée au sol rejoindra le captage.

(ZP-AAC) Zone de Protection de l'AAC

ensemble des secteurs de l'Aire d'Alimentation de Captage les plus vulnérables vis-à-vis des pollutions diffuses. Elle correspond à une échelle d'intervention réaliste pour améliorer la qualité de l'eau au captage. En fonction du type de captage et de son environnement, il peut y avoir une ou plusieurs zones distinctes.

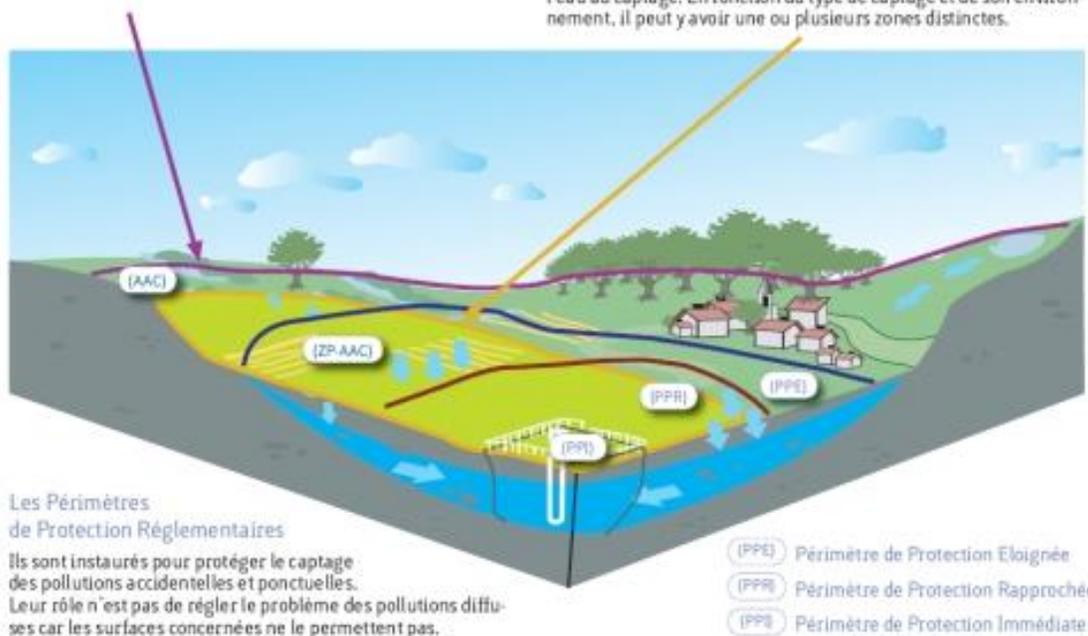


Figure 12 : Définition des zones de protection dans le cadre législatif français (http://www.drome.gouv.fr/IMG/pdf/Decret_14mai2007.pdf)

Les efforts sont focalisés dans une zone prioritaire au sein de l'AAC définie pour que les mesures soient réalisables : une ou plusieurs Zones de Protection de l'AAC (Zones Soumises à des Contraintes Environnementales- ZSCE). Les actions effectuées dans les ZSCE sont agricoles mais aussi non-agricoles et visent à la restauration de la qualité de l'eau potable.

Ce programme définit les mesures à promouvoir par les propriétaires et les exploitants, parmi les domaines suivants :

- Couverture végétale du sol, permanente ou temporaire ;
- Travail du sol, gestion des résidus de culture, apports de matière organique favorisant l'infiltration de l'eau et limitant le ruissellement ;
- Gestion des intrants, notamment des fertilisants, des produits phytosanitaires et de l'eau d'irrigation ;
- Diversification des cultures par assolement et rotations culturales ;
- Maintien ou création de haies, talus, murets, fossés d'infiltration et aménagements ralentissant ou déviant l'écoulement des eaux ;
- Restauration ou entretien d'un couvert végétal spécifique ;
- Restauration ou entretien de mares, plans d'eau ou zones humides.

Le programme d'action détermine les objectifs à atteindre selon le type d'action pour chacune des parties de la zone concernées, en les quantifiant dans toute la mesure du possible, ainsi que les délais correspondants. Il présente les moyens prévus pour atteindre ces objectifs et indique notamment les aides publiques dont certaines mesures peuvent bénéficier ainsi que leurs conditions et modalités d'attribution. Il expose les effets escomptés sur le milieu et précise les indicateurs quantitatifs qui permettront de les évaluer. Il comprend une évaluation sommaire de l'impact technique et financier des mesures envisagées sur les propriétaires et exploitants concernés.

Détermination du périmètre des ZSCE

Dans le cadre du Grenelle, un article (n°107) de loi décrit la démarche de délimitation de la ou les zones prioritaires : *« 7° : Dans le cas d'une atteinte à la qualité des eaux conduisant ou pouvant conduire au non-respect des normes de potabilité, délimiter tout ou partie de certaines des aires d'alimentation de captages d'eau potable, pour y limiter, dans un délai de 3 ans, l'usage agricole des terres à une implantation de prairies permanentes extensives ou de cultures ligneuses sans intrants ou, à défaut, y soumettre le maintien d'autres cultures au respect de conditions limitant ou interdisant l'utilisation d'intrants de synthèse et établir à cette fin, un plan d'action comportant, sous réserve du respect de la législation européenne, des mesures de compensation. »*

D'une manière générale, la délimitation d'une zone d'action incluse dans l'AAC implique

la réalisation de deux phases d'études complémentaires :

- Une délimitation d'une zone à enjeu et zonage de sa vulnérabilité intrinsèque par rapport à des facteurs de dégradation,
- Un diagnostic territorial des pressions, notamment agricoles, permettant de localiser les zones pertinentes pour la mise en œuvre du programme d'action

Dans la pratique, il s'agit d'une part, de délimiter l'aire d'alimentation des captages (Figure 13), c'est-à-dire la surface du sol qui contribue à l'alimentation du captage, puis, de dresser la cartographie de la vulnérabilité, élaborée à l'aide d'une analyse multicritères. La méthodologie en la matière a été développée par le BRGM sous la forme d'un guide publié sous la référence BRGM/RP-63311-FR (Vernoux, Wuilleumier et al. 2014) pour les eaux souterraines.

L'objectif est d'isoler, dans le périmètre de l'AAC, une zone prioritaire où sont concentrées les actions à mener. Ceci suppose que puissent être distinguées de telles zones, sur la base de critères de milieu (pédologique, hydraulique ou hydrogéologique) voire de pressions (cultures intensives, infrastructures à risque). Ces zones sont celles qui contribuent le plus directement à l'alimentation du captage, ou les secteurs les plus vulnérables à la pollution.

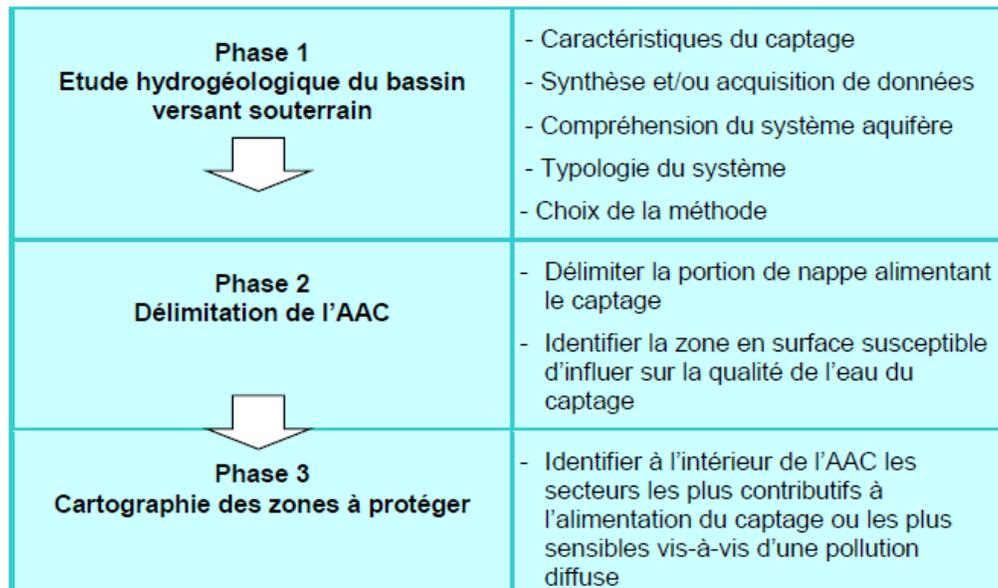


Figure 13 : Schéma fonctionnel pour la définition des zones à protéger (Vernoux, Wuilleumier et al. 2014)

Les critères de vulnérabilité pouvant être utilisés sont par exemple : l'accessibilité aux cours d'eau, la nature du sol et du sous-sol (perméabilité, occupation du sol), les pentes (intensité, courbure), nature des précipitations et érosion. Le calcul des indices de vulnérabilité dépend fortement du contexte géologique et Vernoux et al (2014) proposent une description claire de ces calculs en fonction des contextes (aquifère poreux, fracturé, karstique, volcanique).

Les moyens mis en œuvre

Les diagnostics bien conduits distinguent les pressions (charges brutes) et les impacts liés aux sols, aux pentes, à la pluviométrie, au manque d'obstacles naturels, ... Ils identifient, au niveau des productions et des filières, les contraintes et les exigences (normes produits, besoins d'alimentation du bétail, climat/maladies végétales, ...). Ils vérifient que les mesures de base (couverture hivernale, bandes riveraines, ...) sont appliquées et se préoccupent de savoir si elles sont suffisantes ou non en regard des objectifs. Ces mesures de bases sont clairement décrites par les BCAE (Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales) et le PMPOA (Plan de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole). Si ces mesures ne sont pas assez mises en pratique, les diagnostics recherchent d'abord les leviers et les freins à leur réalisation. Les nouvelles mesures ne se superposent pas aux mesures de base, elles sont complémentaires ou les renforcent si nécessaire.

Pour exemple ces mesures peuvent impliquer :

- Des baux à clauses environnementales
- Le passage à l'agriculture biologique
- La mise en herbe de parcelles de cultures
- La réduction de la fertilisation azotée sur de grandes cultures
- La limitation de la fertilisation des prairies
- L'augmentation de surface fourragère économe en intrants
- La réduction progressive de traitement phytosanitaire

Il s'agit aussi de vérifier que la situation économique des exploitants et des filières associées offre des marges de progrès, et d'examiner la compatibilité entre des mesures renforcées et la structure économique des exploitations. Différents outils sont envisageables : compensations financières, restructuration via échanges fonciers, contractualisation au sein des filières.

Dans cette démarche particulière, l'utilisation des eaux souterraines est reconnue comme un service environnemental. Aussi des moyens financiers sont mis en œuvre de façon à accompagner l'évolution des activités de l'homme sur les zones à risque de l'aire d'alimentation des captages, en considérant des choix plus vertueux pour la protection de la ressource en eau.

4. VECTEURS DE MOBILISATION DES PESTICIDES VERS LES CAPTAGES D'EAU SOUTERRAINE

Les pesticides sont transportés dans les aquifères au même titre que les autres solutés (Figure 14). Leur comportement va dépendre du mode de transport et de facteurs tels que la dégradation, mobilité dans l'eau, mécanismes de retard.

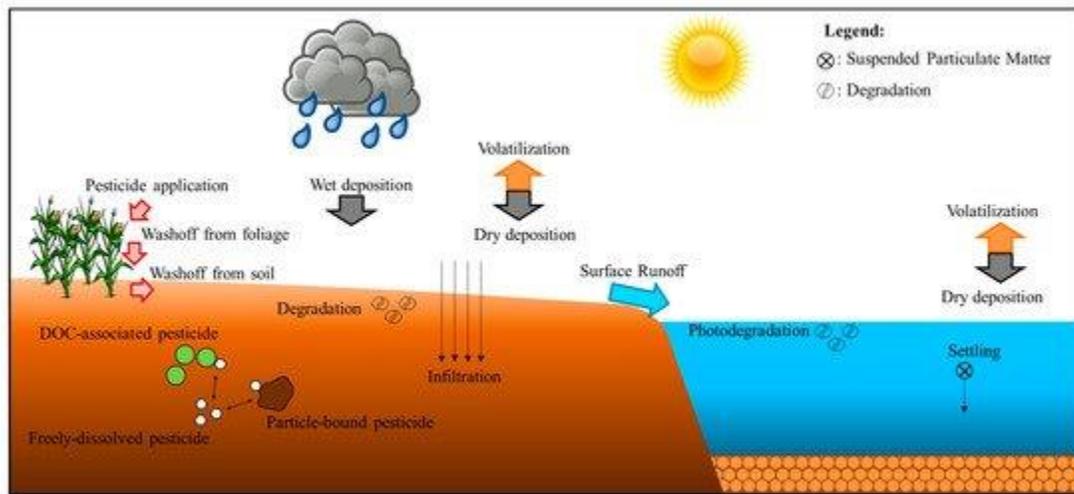


Figure 14 : Transport des pesticides et cycle de l'eau (Ligaray, Kim et al. 2017)

Cette partie du rapport fait l'état des connaissances scientifiques sur les mécanismes impliqués dans le transport des pesticides, faisant ainsi peser une menace sur la qualité des eaux souterraines exploitées à des fins de consommation humaine.

4.1. Problématiques inhérentes au transport de soluté

En milieu aqueux, deux principes de base sont considérés pour le transport des solutés :

- **la diffusion**, déplacement d'ions ou de molécules résultant d'un gradient de concentrations;
- **l'advection**, processus à l'origine du déplacement de masses d'eau et ainsi des éléments dissous qu'elles contiennent

Les solutés étant transportés au sein de milieux poreux, il est nécessaire de considérer les processus de dispersion. Généralement, des facteurs chimiques ou physiques génèrent des « effets retard » qui se traduisent par des vitesses de déplacement inférieures à celles

déduites d'une seule advection. Pour des informations générales sur le transport au sein des aquifères, il faut se reporter aux références anciennes (Freeze and Cherry 1979, Fetter 2000).

La diffusion

La diffusion d'un soluté dans l'eau est décrite par la première loi de Fick. Cette loi décrit le flux d'un soluté dans des conditions de régime permanent :

$$F = -D \frac{dC}{dx}$$

Où :

F est le flux massique de soluté par unité de surface et de temps

D, le coefficient de diffusion (surface/temps)

C, la concentration du soluté (masse/volume)

dC/dx , le gradient de concentration (masse/volume/distance)

Le signe négatif dans cette équation indique que le soluté se déplace des concentrations les plus élevées aux plus faibles. Les valeurs de coefficient de diffusion sont bien connues dans les eaux et varient dans une gamme de 1×10^{-9} à $2 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$.

Dans les systèmes où les concentrations peuvent évoluer avec le temps, il est nécessaire de considérer la seconde loi de Fick :

$$\frac{\delta C}{\delta t} = D \frac{\delta^2 C}{\delta x^2}$$

Où $\delta C/\delta t$ rend compte de l'évolution de concentration de soluté au cours du temps.

Les deux lois de Fick décrivent un système à une dimension, leur extension en 3D implique d'autres équations.

Dans les milieux poreux, la diffusion ne peut être aussi rapide que dans l'eau seule, les ions devant suivre des « chemins » plus longs puisqu'ils se déplacent en contournant les grains de la matrice. (RQ : la diffusion ne peut exister que lorsque les pores sont ouverts/interconnectés) Pour prendre cet aspect en compte un coefficient de diffusion effective, D^* , doit être utilisé. Il est défini par :

$$D^* = w \times D$$

Ici, w , est un coefficient empirique déterminé par des expérimentations en laboratoire. Pour la plupart des solutés qui n'interagissent pas avec la surface des minéraux, w varie de 0,5 à 0,01 (Freeze and Cherry 1979).

La diffusion des grosses molécules organiques ne joue pas un rôle prépondérant dans le transport des pesticides sur des courtes échelles de temps (jours, mois). Cette diffusion a en revanche un rôle important pour l'échange entre les différents types de porosités dans les aquifères. C'est ce facteur qui contrôle généralement un effet retard/stockage dans des réservoirs d'eau « immobile », un aspect du transport très difficilement quantifiable que ce soit en zone non saturée (Larsbo, Roulier et al. 2005) ou en zone saturée (de Vries, Raoof et al. 2017) .

L'advection

La vitesse d'écoulement de l'eau en milieu poreux peut être déduite de la loi de Darcy :

$$v_x = \frac{K}{n_e} \times \frac{dh}{dl}$$

Où, v_x est la vitesse linéaire moyenne ($m.s^{-1}$), K la perméabilité ($m.s^{-1}$), n_e la porosité efficace, $\frac{dh}{dl}$ le gradient hydraulique.

Le transport purement advectif de soluté sera identique à la vitesse moyenne de l'eau souterraine. Il est toutefois important de pouvoir déterminer la porosité accessible à l'élément transporté pour pouvoir anticiper sa vitesse de déplacement advectif. Par exemple, une porosité accessible réduite pour un élément induira une vitesse apparente plus importante que celle des molécules d'eau dans un milieu poreux (Razafindratsima, Péron et al. 2015).

La dispersion mécanique

Lorsqu'un liquide contaminé circule dans un milieu poreux, il tend à se mélanger avec l'eau non contaminée de ce milieu. Il en résulte une dilution du contaminant par un

processus appelé dispersion. Si cela se produit sur une ligne d'écoulement des eaux souterraines, il est question de dispersion longitudinale, et de dispersion latérale si elle a lieu orthogonalement à cette ligne.

Il y a trois origines à la dispersion longitudinale (Figure 15) : (1) la vitesse de déplacement du fluide varie en fonction de la taille du pore emprunté (v diminue avec la taille du pore), (2) des « parties » du fluide en mouvement vont suivre des itinéraires plus longs que d'autres « parties », (3) lors de sa migration dans un pore, un fluide se déplacera plus rapidement au centre qu'en périphérie. La dispersion latérale reflète la division des filets de courant de part et d'autre des grains, formant ainsi une « arborescence »

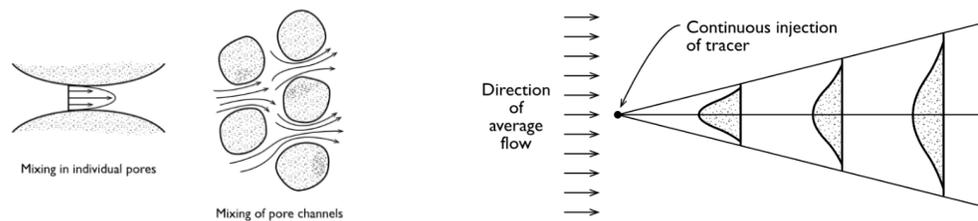


Figure 15 : Illustration de la dispersion mécanique aux échelles micro et macroscopiques (Freeze and Cherry 1979)

La dispersion mécanique est égale au produit de la vitesse linéaire moyenne du fluide par un facteur appelé « dispersivité dynamique » (aL) :

$$\text{Dispersion mécanique} = aL \times V_x$$

La dispersion mécanique est également induite par l'existence d'hétérogénéité dans les aquifères. Des modifications de perméabilité conduisent à des variations de vitesse à l'origine d'une dispersion hydrodynamique beaucoup plus importante que celle induite à l'échelle de la porosité. Ainsi plus la distance à laquelle cette dispersion est observée sera grande plus cette dernière sera importante. C'est un effet d'échelle décrit pour des lignes d'écoulement inférieures à 3,5 km par la relation de Neuman.

La dispersion hydrodynamique

Les processus de diffusion moléculaire et de dispersion mécanique ne peuvent être dissociés dans l'écoulement des eaux souterraines. Ainsi, un facteur appelé « coefficient de dispersion hydrodynamique », D_L , est introduit dans les calculs pour prendre en compte le mélange mécanique et la diffusion. Pour un écoulement en une dimension, on peut écrire :

$$D_L = \alpha_L \times v_x + D^*$$

Ici, D_L est le coefficient de dispersion hydrodynamique (1D), α_L le coefficient de dispersion dynamique, v_x la vitesse linéaire moyenne et D^* , le coefficient de diffusion effective.

Le processus de dispersion hydrodynamique peut-être illustré par une simple expérience. Un tube rempli de sable est soumis à un régime d'écoulement permanent. Un colorant est introduit en amont du tube, son front de progression ne sera pas franc, la diffusion autorisant un déplacement plus rapide que de l'advection seule (Figure 16).

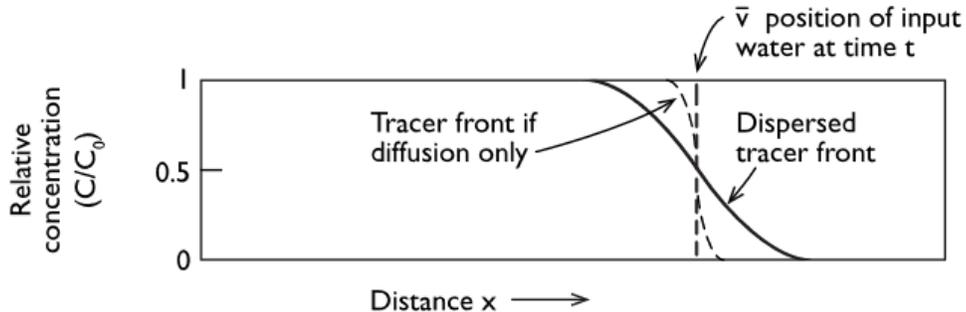


Figure 16 : Influences de la dispersion et de la diffusion sur le front de progression d'un soluté

L'équation 1D pour cette dispersion hydrodynamique sera :

$$D_L \times \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \times \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t}$$

Ici, C représente la concentration du traceur, t le temps écoulé depuis l'invasion du soluté. Pour plus de détail sur la mise en équation, on se reportera à *Hydrogéologie Quantitative*

(de Marsily 1981).

Du fait de la dispersion hydrodynamique, la concentration d'un soluté va décroître avec la distance parcourue. La dispersion longitudinale dominant la dispersion latérale, une injection continue de soluté donnera un panache, des injections ponctuelles des ellipses (Figure 17).

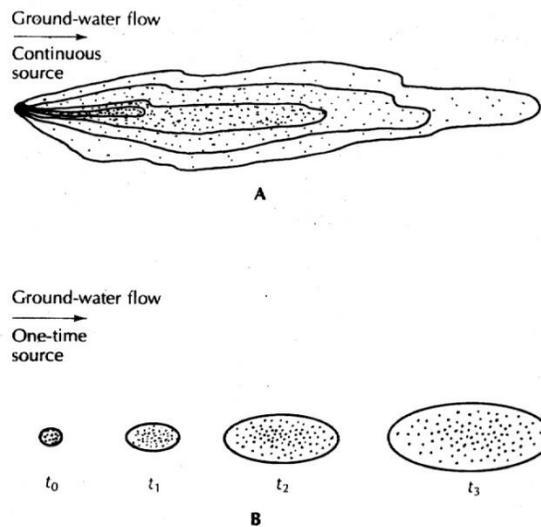


Figure 17 : Développement d'un panache de contamination, (A) injection continue, (B) injections ponctuelles (Fetter 2000)

La rétention

Deux principales classes de traceurs/solutés peuvent être considérées : les conservatifs, les réactifs.

Les traceurs conservatifs n'interagissent pas (peu) avec la matrice, l'eau en place, la biomasse, et ne sont pas affectés par la désintégration radioactive. Les chlorures en sont l'exemple type (Barbecot, Marlin et al. 2000).

Les autres traceurs, et surtout s'ils sont en faibles concentrations, sont très sensibles au processus d'adsorption sur les surfaces solides, plus spécifiquement les argiles et la matière organique. La quantité adsorbée peut être déterminée en laboratoire

comme la différence en masse entre la solution avant échange et la solution affectée pour une quantité de matrice donnée, généralement exprimé par C^* (masse/masse). Les caractéristiques de l'adsorption (isotherme) seront reconnues dans un graphique C^* en fonction de C , concentration en ions de la solution.

Lorsque que la relation d'adsorption peut rendre compte d'une ligne droite dans un graphique \log/\log , elle peut être décrite par l'isotherme de Freundlich :

$$\text{Log } C^* = b \times \log C + \log K_f$$

Ou $C^* = K_f \times C^j$

Ici, C^* est la masse de soluté sorbé par unité de masse du solide, C la concentration du soluté, K_f et j des coefficients. La pente de la ligne droite dans ce graphique \log/\log est donc j .

Si la relation est linéaire dans un graphique linéaire, b a une valeur de 1, et la valeur du coefficient de distribution peut être estimée :

$$K_d = dC^*/dC$$

La valeur du K_d est utilisée pour calculer l'effet « retard » (R) sur le transport du soluté du fait de sa rétention sur la phase solide :

$$R = 1 + K_d \times \left(\frac{\rho_b}{\theta} \right)$$

Ici, ρ_b est la densité sèche apparente du solide (g.cm^{-3}), θ est l'humidité volumique du solide (sans dimension), K_d coefficient de partition (mL.g^{-1}).

En raison de l'adsorption, un soluté réactif migrera dans la phase poreuse à une vitesse moindre que celle de l'eau, on peut écrire :

$$V_{\text{reactif}} = V_x / \left[1 + K_d \times \left(\frac{\rho_b}{\theta} \right) \right]$$

Lors de leur transport, les pesticides sont soumis à ces mécanismes de rétention et de retard qui varient généralement dans une gamme de 1 à 10. Le K_d d'une matrice aquifère ou d'un sol va significativement dépendre de sa composition minéralogique (teneur en argiles), du pH des solutions et de la quantité de matière organique.

Le facteur le plus significatif est la teneur en matière organique (MO) qui a une forte affinité pour ces molécules polaires, il est donc plus pertinent de considérer l'adsorption des pesticides sur la MO, exprimé par son K_{oc} .

Le site SAgE pesticides du Québec regroupe les différentes propriétés (K_{oc} , demi-vie) de pesticides fréquemment retrouvés au Québec. Le tableau 7 est une extraction de ces données.

Famille chimique	Pesticide	K_{oc} (mL/g)
Triazine	Atrazine	39-155
	Métribuzine	3-47
Anilide	Diméthénamide	90-474
	S-Métolachlore	110-369
	Boscalide	507-1110
	Métalaxyl	165
Ammonium IV ^{aire}	Diquat	2185000
	Paraquat	1000000
Carbamate	Chlorprophame	260
	Carbaryl	100-600
Guanidine (néonicotinoïde)	Clothianidine	60-345
	Thiaméthoxame	33-177
	Imidaclopride	41-1560
Urée	Linuron	166-2600

Acylurée	Bentazone	55.3
	Hexazinone	54
Benzamide	Chlorantraniliprole	153-526
Acide phosphonique (organophosphore) Thiophosphate	Glyphosate	500-60000
	Chlorpyrifos	360-31000
Carbamate β -méthoxyacrylate	Diazinon	439-7752
	Azoxystrobine	300-1690
Imidazolinone	Fénamidone	259-494
Sulfonylurée	Imazéthapyr	21-184
	Nicoslfuron	15.4-78.8
Triazole	Myclobutanil	225.7-920

Tableau 5 : Propriétés de transport des pesticides en milieu aqueux. (modifié depuis <https://www.sagepesticides.qc.ca/Recherche/RechercheMatiere>)

Les valeurs de Koc sont très variables d'une famille de pesticides à l'autre, comme pour un même pesticide. Pour utiliser ces valeurs en situation naturelle, il est nécessaire de considérer la distribution de la MO (et des argiles) dans les aquifères ou sur les sols étudiés. La valeur de Koc est pondérée de la teneur en MO dans le calcul du Kd.

$K_d = K_{oc} \times \text{fraction de carbone organique}$

Des études, comme celle de Weber et al. (2004), proposent des équations de détermination du K_d pour certains pesticides selon des propriétés sélectionnées du substrat incluant quantité de MO et la fraction argileuse (Annexe 1) ; par exemple, pour l'Atrazine il est proposé :

$$K_d = 4.1 + 0.43(\%OM) + 0.09(\%clay) - 0.81pH \pm 1$$

Avec %OM le pourcentage de matière organique et %clay le pourcentage d'argile du substrat.

Pour tester la robustesse de cette approche, nous avons comparé les valeurs calculées par cette approche aux données (K_d) de la littérature pour l'Atrazine (Donati, Keizer et al. 1994, Dousset, Mouvet et al. 1994, Daniel, Bedmar et al. 2002, Sakaliene, Papiernik et al. 2007, Kookana, Janik et al. 2008).

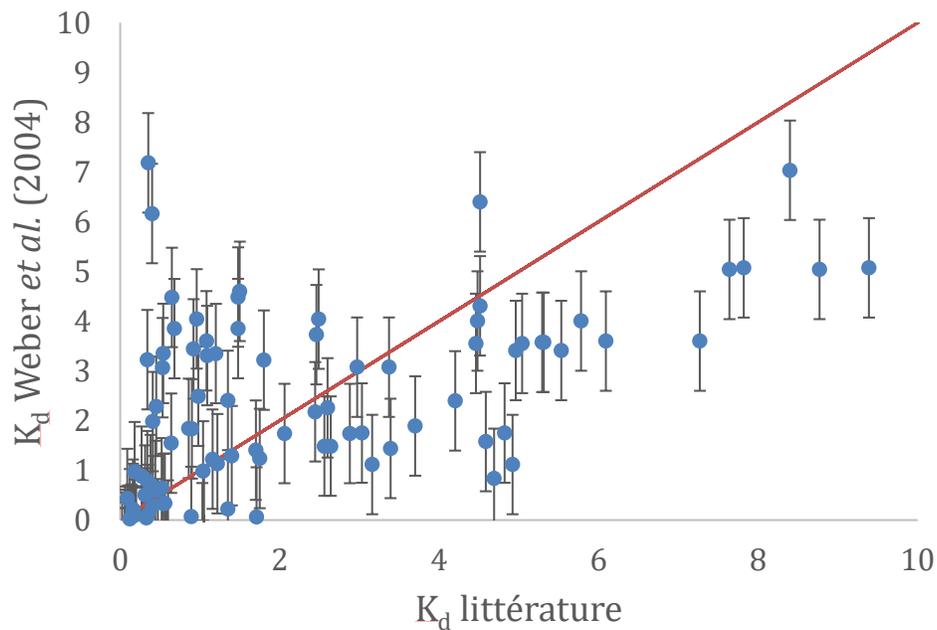


Figure 18 : Corrélation entre le K_d calculé (Weber et al., 2004) et les K_d de la littérature (Donati, Keizer et al. 1994, Dousset, Mouvet et al. 1994, Daniel, Bedmar et al. 2002, Sakaliene, Papiernik et al. 2007, Kookana, Janik et al. 2008)

Les estimations du K_d laissent apparaître une relativement bonne corrélation avec les mesures reportées dans la bibliographie. Bien qu'imparfaite cette méthode est un outil de caractérisation très pertinent du coefficient de retard dans les aquifères. La difficulté dans la détermination du K_d vient très certainement du fait que certains paramètres

comme le type de matière organique, la température, la distribution des porosités accessibles ne peuvent pas être pris en compte.

4.2. Dégradation des pesticides

Dans le sol la dégradation des pesticides est majoritairement contrôlée par les microorganismes (bactéries). Dans une moindre mesure, les plantes, animaux et champignons transforment les pesticides pour détoxification ou métabolisation (fortuite) grâce à des enzymes à large spectre. Pour chaque type de molécule, les voies et cinétiques de dégradation sont connues et généralement ralenties par l'adsorption des molécules sur les solides (Fenner, Canonica et al. 2013).

De second ordre, la cinétique de dégradation des pesticides est décrite par une demi-vie (DT_{50}) qui dépend des voies de dégradation et donc des conditions d'oxydation (aérobie/anaérobie) du milieu (Tableau 6).

Pesticide	Demi-vie dans l'eau (jours)		Demi-vie dans les sols (jours)	Produits de dégradation
	Aérobie	Anaérobie		
Atrazine	80-400	330-608	77-159	Désisopropylatrazine, Déséthylatrazine, hydroxyatrazine, diaminochlorotriazine
S-Métolachlore			13.9-81	Acide éthanesulfonique du métachlore, acide axanique du métachlore
Glyphosate	1-146	7-209	Aérobie : 0.8-151 Anaérobie : 3-1699	Acide aminométhyl-phosphonique
Imazéthapyr	3387	2803	198-879	Acide 5-éthylpyridine-3-carboxylique Acide 5-éthyl-2,3-pyridinecarboxylique

Bentazone	80		56	N-méthylbentazone 2-amino-N-isopropylbenzamide
Diméthénamide	20-37	35	Aérobic : 7.8 Anaérobic : 37.5	Acide diméthénamide oxanilique Acide diméthénamide éthanesulfonique
Nicosulfuron	37-82 (médian=80)		Aérobic : 20°C : 17-50 10°C : 150 Anaérobic : 25°C : 65 5°C : 85	2-amino-4,6-diméthoxyypyrimidine N,N-diméthyl-2-sulfamoyl-nicotinamide ...
Métribuzine			Aérobic : 106 Anaérobic : 112	dicétométribuzine désaminée dicétométribuzine
Linuron	19.5-28.3	7.4-15.8	Aérobic : 19.5-28.3 Anaérobic : 7.4-15.8	Linuron déméthoxylé Norlinuron Monolinuron déméthoxylé
Diquat			2345	
Paraquat			3000	chlorure de 4-carboxy-1-méthylpyridinium chlorhydrate de méthylamine
Chlorprophame	18-39		22-65	
Hexazinone	>60	230	Aérobic : 216	3-hydroxy-cyclohexyl-6-(diméthylamino)-1-méthyl-1,3,5-triazine-2,4(1H,3H)-dione, ...
2,6 Dichlorobenzamide (BAM)				
Clothianidine	9-181	5	Aérobic : 11-5357	N-méthyl-N'-nitroguanidine N-(2-chlorothiazol-5-ylméthyl)-N'-méthylguanidine ...
Thiaméthoxame	7.2-24	12.9-39.8	Aérobic : 7-3727	Clothianidine, CGA 355190

Imidaclopride	4.2-331		Aérobic : 157-973	Imidaclopride-urée Imidaclopride-guanidine
Chlorantraniliprole	125-231	42	Aérobic : 228-490 Anaérobic : 208	IN-EQW78 persistant
Carbaryl	6-30		Aérobic : 4- 17 (sableux) 21-27 (argileux) Anaérobic : 72	1-naphtol
Chlorpyrifos	5		Aérobic : 11-180 Anaérobic : 39-51	3,5,6-trichloropyridin-2-ol
Diazinon	3-18		Aérobic : 39 Anaérobic : 17	Oxypyrimidine Dans l'eau : 87j
Azoxystrobine			Aérobic : 54-135 Anaérobic : 36-45	
Fénamidone	17.4	6.3	Aérobic : 7.3-8.2 Anaérobic : 100-459	
Boscalide			Aérobic : 365-585	acide 2-chloronicotinique
Métalaxyl	41.1	29.9	Aérobic : 40	N-(2,6-diméthylphényl)-N- (méthoxyacétyl)alanine
Myclobutanil	12		Aérobic : 691 Anaérobic : stable	1,2,4-triazole

Tableau 6 : Demi-vies des pesticides en milieu aqueux. (modifié depuis <https://www.sagepesticides.qc.ca/Recherche/RechercheMatiere>)

De leur application à leur transfert dans le milieu, les deux paramètres clés du transport des pesticides sont la sorption et la dégradation (Figure 19). Plus l'effet retard de la sorption s'accroît, plus le pesticide pourra être soumis à la dégradation dans le milieu.

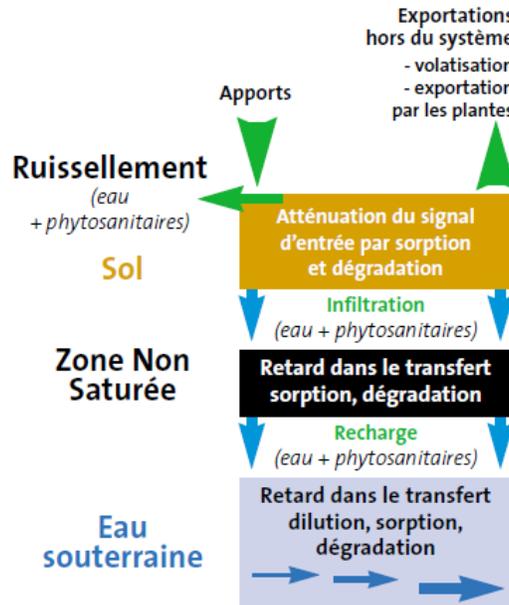


Figure 19 : Transfert des pesticides dans les bassins versant (modifié d'après BRGM.fr)

Combiné au taux de dégradation (ou demi-vie), le coefficient d'adsorption permet d'avoir une première idée du potentiel de lessivage d'un pesticide. Ceci est représenté par l'indice GUS (Groundwater Ubiquity Score, Tableau 7) défini par :

$$\text{GUS index} = \log(\text{DT}_{50}) \cdot (4 - \log(\text{K}_{oc}))$$

avec DT_{50} = demi-vie

Indice GUS	Potentiel de lessivage dans les eaux souterraines
< 0	Très faible
0 – 1,8	Faible

1,8 – 2,8	Modéré
> 2,8	Important

Tableau 7 : Gamme des valeurs attendues pour le GUS (Gustafson 1989)

Le GUS n'est pas très utilisé, mais il peut permettre de mettre en avant les familles de pesticides les plus sensibles pour le risque de contamination des eaux souterraines (Tableau 8).

Famille chimique	Pesticide	GUS index
Triazine	Atrazine	3,4-5,3
	Métribuzine	4,7-7,2
Anilide	Diméthénamide	1,8-3,2
	S-Métolachlore	1,6-3,7
	Boscalide	2,4-3,6
	Métalaxyl	2,9
Ammonium IV ^{aire}	Diquat	-7,9
	Paraquat	-7,0
Carbamate	Chlorprophame	2,1-2,9
	Carbaryl	0,7-3,7
Guanidine (néonicotinoïde)	Clothianidine	2,3-8,3
	Thiaméthoxame	2,1-8,9
	Imidaclopride	1,8-7,1
Urée	Linuron	0,5-2,6
Acylurée	Bentazone	3,9
	Hexazinone	5,3
Benzamide	Chlorantraniliprole	3,0-4,9
Acide phosphonique (organophosphore) Thiophosphate	Glyphosate	0,1-4,2
	Chlorpyrifos	-0,5-3,3

Carbamate	Diazinon	0,13-2,2
β -méthoxyacrylate	Azoxystrobine	1,2-3,2
Imidazolinone	Fénamidone	1,1-4,2
Sulfonylurée	Imazéthapyr	4,0-7,9
	Nicosulfuron	1,6-6,1
Triazole	Myclobutanil	4,7-,,

Tableau 8 : Valeur du GUS pour les principaux pesticides utilisés au Québec.

5. CONCLUSIONS

Ce manuscrit est une revue de l'encadrement appliqué par d'autres juridictions ainsi qu'une revue de ce qui a été publié dans la littérature scientifique et technique relativement à l'encadrement de l'utilisation de pesticides à proximité de sites de prélèvement d'eau souterraine et au comportement des pesticides (dégradation, mobilité dans l'eau, mécanismes de retard...) dans les eaux souterraines.

Il est apparu que le suivi des teneurs en pesticides dans les eaux souterraines du Québec devrait jouer un rôle important pour déterminer les zones et les familles de molécules les plus à risques pour les ressources en eau souterraine. Ce suivi n'est pas aussi dense que ce qui est déjà en place dans d'autres pays industrialisés et/ou l'agriculture joue un rôle important. Heureusement, au Canada l'utilisation de ces molécules semble s'être intensifié seulement dans les dernières années et du fait des modes de transport (retard) des pesticides les plus utilisés au Québec, la présence de pesticides dans les eaux souterraines semble encore circonscrite à proximité des zones d'utilisation de ces molécules.

Ailleurs dans le monde, la prise de conscience de l'impact potentiel de ces molécules sur les ressources en eau, a conduit à l'établissement de mesures de protection d'envergures est très variables : de très minimales jusqu'à des interdictions couvrant jusqu'à 90 % des bassins d'alimentation des captages. Cette hétérogénéité traduit aussi bien la diversité des cultures vis-à-vis de la protection des ressources que la difficulté à estimer la réelle redistribution de ces molécules dans les eaux souterraines. Plus qu'une modélisation prédictive, ce sont les suivis qui ont permis de mieux comprendre la sensibilité des sites aux différents types de molécules. Ce retour d'expérience est à l'origine de la création de ZSCE où des mesures d'accompagnement des activités économiques sont mises en place pour retrouver un bon état écologique et ainsi s'assurer de pouvoir utiliser les ressources souterraines à long terme.

Cette approche est d'autant plus pertinente que le transport des pesticides des parcelles aux captages, implique, outre les processus de transports reconnus pour tous les éléments en solution, de la dégradation et de la sorption dans les sols et matrices aquifères. Ces deux processus ont fait l'objet de nombreuses études scientifiques et les valeurs obtenues pour la description de ces processus recouvrent de larges gammes. À

cette incertitude s'ajoute notre méconnaissance de l'hétérogénéité des milieux aquifères. Malgré cette complexité, un indice (Groundwater Ubiquity Score) pourrait permettre d'orienter les choix des molécules à considérer pour orienter des suivis prioritaires sur les captages utilisés pour l'alimentation en eau des populations.

Calculs des coefficients d'absorption des pesticides d'après Weber et al, 2004

Pesticide	No. of values	Mean K_d	Equation ^a
<i>COOH acid</i>			
2,4-D	23	0.49	$K_d = 1.9 - 0.2(\text{pH}) \pm 0.4$
Imazaquin	37	0.81	$K_d = 2.6 + 0.12(\text{OM}) - 0.35(\text{pH}) \pm 0.05$
Imazethapyr	24	1.13	$K_d = 10.0 - 2.8(\text{pH}) + 0.21(\text{pH})^2 \pm 2.8$
Picloram	51	0.47	$K_d = 3.0 - 0.37(\text{pH}) \pm 0.4$
2,4,5-T	8	1.24	$K_d = 10.5 - 1.2(\text{pH}) \pm 2.2$
<i>NHSO₂ acid</i>			
Chlorimuron	8	1.10	$K_d = 6.1 + 0.5(\text{OM}) - 1.0(\text{pH}) \pm 1.3$
Chlorsulfuron	15	0.69	$K_d = 3.0 - 0.36(\text{pH}) \pm 0.7$
Flumetsulam	36	2.88	$K_d = 9.83 + 1.49(\text{OM}) - 2.19(\text{pH}) \pm 3.0$
Fomesafen	5	4.52	$K_d = 37.8 + 1.50(\text{OM}) - 7.21(\text{pH}) \pm 0.8$
Sulfometuron-methyl	15	0.97	$K_d = 3.0 + 0.49(\text{OM}) - 0.03(\text{Cl}) - 0.47(\text{pH}) \pm 2.3$
Triflusaluron-methyl	5	0.78	$K_d = 0.83 - 0.46(\text{OM}) + 0.13(\text{OM})^2 \pm 0.08$
<i>OH acid</i>			
Bromacil	19	0.29	$K_d = 0.1 + 0.13(\text{OM}) \pm 0.1$
Terbacil	14	0.85	$K_d = -0.1 + 0.38(\text{OM}) \pm 0.1$
<i>Weak base</i>			
Ametryn	38	5.69	$K_d = 9.4 + 1.49(\text{OM}) - 1.29(\text{pH}) \pm 2.8$
Atrazine	185	2.65	$K_d = 4.1 + 0.43(\text{OM}) + 0.09(\text{Cl}) - 0.81(\text{pH}) \pm 1.0$
Cyanazine	21	2.46	$K_d = 7.5 + 0.3(\text{OM}) - 1.03(\text{pH}) \pm 2.5$
Ethylmetribuzin	5	3.69	$K_d = 15.1 - 1.87(\text{pH}) \pm 3.9$
Fluridone	41	10.6	$K_d = 13.7 + 1.0(\text{OM}) + 0.29(\text{Cl}) - 1.91(\text{pH}) \pm 7.2$
Metribuzin	61	0.94	$K_d = 0.9 + 0.18(\text{OM}) + 0.012(\text{Cl}) - 0.12(\text{pH}) \pm 0.38$
Prometon	59	4.86	$K_d = 19.4 + 0.21(\text{Cl}) - 3.27(\text{pH}) \pm 3.6$
Prometryn	122	7.00	$K_d = 17.3 + 0.93(\text{OM}) + 0.09(\text{Cl}) - 2.44(\text{pH}) \pm 3.6$
Propazine	58	2.09	$K_d = 3.4 + 0.22(\text{OM}) + 0.03(\text{Cl}) - 0.48(\text{pH}) \pm 0.7$
Simazine	194	2.19	$K_d = 5.3 + 0.2(\text{OM}) + 0.03(\text{Cl}) - 0.73(\text{pH}) \pm 0.7$
Tebuthiuron	9	1.63	$K_d = 0.4 + 0.46(\text{OM}) \pm 0.4$
Terbutryn	30	6.75	$K_d = 2.5 + 1.39(\text{OM}) \pm 1.2$
<i>Nonionizable/amide/anilide</i>			
Alachlor	30	2.08	$K_d = 0.2 + 0.35(\text{OM}) + 0.05(\text{Cl}) \pm 0.5$
Metolachlor	55	2.77	$K_d = 0.5 + 0.63(\text{OM}) \pm 0.26$
Napropamide	9	2.94	$K_d = -0.7 + 2.66(\text{OM}) \pm 0.7$
<i>Nonionizable/carbamate</i>			
Aldicarb	15	0.40	$K_d = -0.2 + 0.31(\text{OM}) - 0.02(\text{OM})^2 \pm 0.1$
Carbofuran	13	0.72	$K_d = -0.1 + 0.17(\text{OM}) + 0.01(\text{Cl}) \pm 0.1$

Pesticide	No. of values	Mean K_d	Equation ^a
Methiocarb	6	0.17	$K_d = 12.8 - 10.8(\text{OM}) + 3.26(\text{OM})^2 \pm 0.1$
Oxamyl	6	0.17	$K_d = -0.04 + 0.07(\text{OM}) \pm 0.04$
Propoxur	9	0.68	$K_d = 0.09 + 0.22(\text{OM}) \pm 0.09$
Thiodicarb	7	3.30	$K_d = -1.86 + 1.5(\text{OM}) + 0.18(\text{Cl}) \pm 0.9$
<i>Nonionizable dinitroaniline</i>			
Benefin	14	77.4	$K_d = -29.4 + 14.1(\text{OM}) + 5.1(\text{Cl}) \pm 24.0$
Trifluralin	16	64.7	$K_d = -27.5 + 13.0(\text{OM}) + 4.9(\text{Cl}) \pm 14.0$
<i>Nonionizable organochlorine</i>			
Dieldrin	7	196	$K_d = 73 + 34.6(\text{OM}) \pm 45$
Lindane	12	16.7	$K_d = -11.3 + 11.1(\text{OM}) - 0.54(\text{OM})^2 \pm 5.3$
Methoxychlor	11	2009	$K_d = 536 + 358(\text{OM}) \pm 184$
<i>Nonionizable organophosphate</i>			
Azinphosmethyl	9	8.94	$K_d = 4.35 + 2.15(\text{OM}) \pm 2.16$
Chlorethoxyfos	7	63.2	$K_d = 18.4 + 14.0(\text{OM}) \pm 3.5$
Dicrotophos	6	1.01	$K_d = -8.2 + 9.3(\text{OM}) - 1.75(\text{OM})^2 \pm 1.2$
Dimethoate	7	0.45	$K_d = 0.11 + 0.09(\text{OM}) \pm 0.1$
Disulfoton	23	14.7	$K_d = -1.8 + 6.1(\text{OM}) \pm 4.2$
Ethoprop	5	1.69	$K_d = 1.0 + 0.23(\text{OM}) \pm 0.3$
Fenamiphos	13	3.84	$K_d = 0 + 1.49(\text{OM}) \pm 0.76$
Fenthion	8	18.2	$K_d = -7.8 + 12.6(\text{OM}) \pm 4.2$
Isofenphos	5	8.52	$K_d = 4.9 + 1.8(\text{OM}) \pm 1.0$
Parathion	23	26.0	$K_d = -5.8 + 11.4(\text{OM}) \pm 5.6$
<i>Nonionizable phenylurea</i>			
Diuron	120	7.37	$K_d = -1.4 + 3.26(\text{OM}) - 0.1(\text{OM})^2 \pm 1.1$
Linuron	43	9.47	$K_d = 4.0 + 1.83(\text{OM}) \pm 1.2$
Metobromuron	12	5.22	$K_d = 1.3 + 0.9(\text{OM}) \pm 1.0$
Monolinuron	14	5.70	$K_d = 2.4 + 0.85(\text{OM}) \pm 1.6$
Neburon	6	89.7	$K_d = -16.3 + 26.8(\text{OM}) \pm 25.0$
<i>Nonionizable misc.</i>			
Clomazone	17	2.29	$K_d = 0.33 + 0.77(\text{OM}) \pm 0.35$
Dichlobenil	5	4.68	$K_d = 1.4 + 0.63(\text{OM}) \pm 0.22$
Triallate	8	31.5	$K_d = -4.6 + 15.0(\text{OM}) \pm 5.7$

^a OM = organic matter, Cl = clay.

BIBLIOGRAPHIE

Agrios, G. N. (2005). "Plant Pathology, Fifth Edition. Academic Press. 952 p."

Akesson, M., C. J. Sparrenbom, P. Dahlgvist and S. J. Fraser (2015). "On the scope and management of pesticide pollution of Swedish groundwater resources: The Scanian example." *Ambio* 44(3): 226-238.

Arnoux, M., F. Barbecot, E. Gibert-Brunet, J. Gibson and A. Noret (2017a). "Impacts of changes in groundwater recharge on the isotopic composition and geochemistry of seasonally ice-covered lakes: insights for sustainable management." *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 21(11): 5875-5889.

Arnoux, M., F. Barbecot, E. Gibert-Brunet, J. Gibson, E. Rosa, A. Noret and G. Monvoisin (2017b). "Geochemical and isotopic mass balances of kettle lakes in southern Quebec (Canada) as tools to document variations in groundwater quantity and quality." *Environmental Earth Sciences* 76(3): 106.

Barbecot, F., C. Marlin, E. Gibert and L. Dever (2000). "Hydrochemical and isotopic characterisation of the Bathonian and Bajocian coastal aquifer of the Caen area (northern France)." *Applied Geochemistry* 15(6): 791-805.

Bexfield, L. M. (2008). "Decadal-scale changes of pesticides in ground water of the United States, 1993-2003." *J Environ Qual* 37(5 Suppl): S226-239.

Daniel, P. E., F. Bedmar, J. L. Costa and V. C. Aparicio (2002). "Atrazine and metribuzin sorption in soils of the argentinean humid pampas." *Environmental Toxicology and Chemistry* 21(12): 2567-2572.

de Marsily, G. (1981). *Hydrogéologie quantitative*, Masson.

de Vries, E. T., A. Raouf and M. T. van Genuchten (2017). "Multiscale modelling of dual-porosity porous media; a computational pore-scale study for flow and solute transport." *Advances in Water Resources* 105: 82-95.

Delcour, I., P. Spanoghe and M. Uyttendaele (2015). "Literature review: Impact of climate change on pesticide use." *Food Research International* 68: 7-15.

Donati, L., J. Keizer, P. Bottom, R. Scenati and E. Funari (1994). "KOC estimation of deethylatrazine, deisopropylatrazine, hexazinone and terbuthylazine by reversed phase chromatography and sorption isotherms." *Toxicological & Environmental Chemistry* 44(1-2): 1-10.

Dousset, S., C. Mouvet and M. Schiavon (1994). "Sorption of terbuthylazine and atrazine in relation to the physico-chemical properties of three soils." *Chemosphere* 28(3): 467-

476.

EC/60 (2000). "Council (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy." The European Parliament and the Council of the European union, Luxembourg.

EC/128 (2009). "Directive 2009/128/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 instaurant un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE)." Journal officiel UE <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?qid=1559847257135&uri=CELEX:32009L0128>.

Fenner, K., S. Canonica, L. P. Wackett and M. Elsner (2013). "Evaluating Pesticide Degradation in the Environment: Blind Spots and Emerging Opportunities." *Science* 341(6147): 752-758.

Fetter, C. W. (2000). *Applied hydrogeology*, Prentice-Hall

Fischel, F. M. (2009). "Pest management and pesticides: A historical perspective. Agronomy Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, Publication P I219." 1-5.

Freeze, A. and J. Cherry (1979). *Groundwater*, Pearson Education Inc.

Gilliom, R. J., J. E. Barbash, C. G. Crawford, P. A. Hamilton, J. D. Martin, N. L. Nakagaki, H. Nowell, J. C. Scott, P. E. Stackelberg, G. P. Thelin and D. M. Wolock (2006). "The quality of our Nation's waters—Pesticides in the Nation's streams and ground water." Reston, Virginia: U.S. Geological Survey Circular 129.

Giroux, I. (2008). Bilan sur la présence d'hexazinone dans les cours d'eau près de bleuétières du Saguenay-Lac-St-Jean, MDDEP, Direction du suivi de l'état de l'environnement: 14.

Giroux, I. (2010). Présence de pesticides dans l'eau au Québec – Bilan dans quatre cours d'eau de zones en culture de maïs et de soya en 2005, 2006 et 2007 et dans des réseaux de distribution d'eau potable, MDDEP, Direction du suivi de l'état de l'environnement: 78.

Giroux, I. (2014). Présence de pesticides dans l'eau de surface au Québec. Zones de vergers et de pomme de terre. 2010 à 2012, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement: 55.

Giroux, I. (2015). Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya – 2011 à 2014, MDDELCC, Direction du suivi de l'état de

l'environnement.

Giroux, I. (2016). Portait de la présence de pesticides dans l'eau souterraine près des secteurs maraîchers, vergers, vignes et petits fruits. Echantillonnage de 2012 à 2014, MDDELCC, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement.

Giroux, I. (2017). Présence de pesticides dans l'eau de surface au Québec – Zones de vergers et de cultures maraîchères, 2013 à 2016, MDDELCC, Direction de l'information sur les milieux aquatiques.

Giroux, I. (2019). Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya – 2015 à 2017, MELCC, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement: 64.

Giroux, I. and L. Pelletier (2012). Présence de pesticides dans l'eau du Québec. Bilan dans quatre cours d'eau de zones en culture de maïs et soya en 2008, 2009 et 2010, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement.

Giroux, I. and B. Sarrasin (2011). Pesticides et nitrates dans l'eau souterraine près de cultures de pommes de terre - Échantillonnage dans quelques régions du Québec en 2008 et 2009, MDDEP, Direction du suivi de l'état de l'environnement.

Giroux, I. and I. St-Gelais (2010). Hexazinone dans des prises d'eau potable près de bleuetières, Saguenay–Lac-Saint-Jean, MDDEP, Direction du suivi de l'état de l'environnement et Direction régionale du centre de contrôle environnemental du Saguenay–Lac-Saint-Jean: 16.

Gorse, I. and S. Dion (2010). Bilan des ventes de pesticides au Québec pour l'année 2007, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs: 81.

Gustafson, D. (1989). "Groundwater ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability." *Environmental Toxicology and Chemistry* 8: 339-357.

Haarstad, K. and G. H. Ludvigsen (2007). "Ten Years of Pesticide Monitoring in Norwegian Ground Water." *Groundwater Monitoring & Remediation* 27(3): 75-89.

Handford, C. E., C. T. Elliott and K. Campbell (2015). "A review of the global pesticide legislation and the scale of challenge in reaching the global harmonization of food safety standards." *Integr Environ Assess Manag* 11(4): 525-536.

Heisey, P. W. and G. W. Norton (2007). "Chapter 53 Fertilizers and other farm chemicals." 3: 2741-2777.

Illinois Environmental Protection Agency, B. o. W. (2008). Illinois Groundwater Protection

Program. Biennial Comprehensive Status and Self-Assessment Report, Illinois Environmental Protection Agency. IEPA/BOW/08-001: 56.

Kolpin, D. W., J. E. Barbash and R. J. Gilliom (1998). "Occurrence of Pesticides in Shallow Groundwater of the United States: Initial Results from the National Water-Quality Assessment Program." *Environmental Science & Technology* 32(5): 558-566.

Kookana, R. S., L. J. Janik, M. Forouzanoghar and S. T. Forrester (2008). "Prediction of Atrazine Sorption Coefficients in Soils Using Mid-Infrared Spectroscopy and Partial Least-Squares Analysis." *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56(9): 3208-3213.

Labite, H. and E. Cummins (2012). "A Quantitative Approach for Ranking Human Health Risks from Pesticides in Irish Groundwater." *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 18(6): 1156-1185.

Larsbo, M., S. Roulier, F. Stenemo, R. Kasteel and N. Jarvis (2005). "An Improved Dual-Permeability Model of Water Flow and Solute Transport in the Vadose Zone." *Vadose Zone Journal* 4: 398-406.

Larsen, A. and O. Deschenes (2016). -Weather and climate change drivers of agricultural pesticide use in the US. AGU Fall Meeting Abstracts. 2016.

Levitan, L. (2000). "'How to' and 'why'": assessing the enviro-social impacts of pesticides." *Crop Protection* 19(8-10): 629-636.

Li, Z. and A. Jennings (2017). "Worldwide Regulations of Standard Values of Pesticides for Human Health Risk Control: A Review." *Int J Environ Res Public Health* 14(7).

Ligaray, M., M. Kim, S. Baek, J.-S. Ra, J. A. Chun, Y. Park, L. Boithias, O. Ribolzi, K. Chon and K. H. Cho (2017). "Modeling the Fate and Transport of Malathion in the Pagsanjan-Lumban Basin, Philippines." *Water* 9(7): 451.

Martínez Navarrete, C. and Á. García García (2003). "Perímetros de protección para captaciones de agua subterránea destinada al consumo humano: metodología y aplicación al territorio, Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 2003."

MDDEP (2006). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec. Bilan des cours d'eau de zones en culture de Maïs et Soya en 2002, 2003 et 2004 et dans les réseaux de distribution d'eau potable. Partie 2*, MDDEP, Direction du suivi de l'environnement.

MELCC. (2017). "Bilan des ventes de pesticides au Québec pour l'année 2017. ." 2020, from <http://www.environnement.gouv.qc.ca/pesticides/bilan/index.htm>.

MELCC. (2019a, 2019). "Impact des pesticides sur la qualité de l'eau." from <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/pesticides.htm>.

MELCC. (2019b, 2019). "Suivi des pesticides dans les eaux souterraines." environnement.gouv.qc.ca, from http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/suivi_mil-aqua/pesti_eaux-souter.htm.

MELCC. (2019c, 2019). "Suivi des pesticides dans les rivières." environnement.gouv.qc.ca, http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/suivi_mil-aqua/pesti_rivieres.htm.

MELCC (2019d). Détermination des aires de protection des prélèvements d'eau souterraine et des indices de vulnérabilité DRASTIC – Guide technique: 86.

Ministère de l'Environnement, G. d. Q. (2003). Concentrations d'hexazinone dans des prises d'eau potable près de bleuetières du Saguenay-Lac-St-Jean.

Novotny, V. (1999). "Diffuse pollution from agriculture — A worldwide outlook." *Water Science and Technology* 39(3): 1-13.

Razafindratsima, S., O. Péron, A. Piscitelli, C. Gégout, V. Schneider, F. Barbecot, E. Giffaut, J.-C. Robinet, P. Le Cointe and G. Montavon (2015). "Transport properties of iodide in a sandy aquifer: Hydrogeological modelling and field tracer tests." *Journal of Hydrology* 520: 61-68.

Sakaliene, O., S. K. Papiernik, W. C. Koskinen and K. A. Spokas (2007). "Sorption and predicted mobility of herbicides in Baltic soils." *Journal of Environmental Science and Health, Part B* 42(6): 641-647.

Sater, R. (1990). "EPA's Pesticides-in-Groundwater Strategy: Agency action in the Face of Congressional Inaction." *Ecology Law Quarterly* 17(1).

Schijven, J., J. Mülschlegel, S. Hassanizadeh, P. Teunis and A. M. de Roda Husman (2006). "Determination of protection zones for Dutch groundwater wells against virus contamination - Uncertainty and sensitivity analysis." *Journal of water and health* 4: 297-312.

Schipper, P., M. Vissers and A. Van Der Linden (2008). "Pesticides in groundwater and drinking water wells: overview of the situation in the Netherlands." *Water Science and Technology* 57(8): 1277-1286.

Siauve, S. and N. Amorsi (2015). Protection Des Aires d'alimentation Des Captages En Eau Potable. Etude de Pratiques En Europe, Partie I : Analyse Croisée, Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, France: 52.

Tilman, D., K. G. Cassman, P. A. Matson, R. Naylor and S. Polasky (2002). "Agricultural sustainability and intensive production practices." *Nature* 418(6898): 671-677.

Toccalino, P. L., R. J. Gilliom, B. D. Lindsey and M. G. Rupert (2014). "Pesticides in

groundwater of the United States: decadal-scale changes, 1993-2011." *Ground Water* 52 Suppl 1: 112-125.

Tremblay, Y., M. C. Talbot Poulin and J. Molson (2019). "Détermination Des Aires de Protection Des Prélèvements d'eau Souterraine et Des Indices de Vulnérabilité DRASTIC, Guide technique, Gouvernement du Québec."

Vernoux, J., A. Wuilleumier and J. Perrin (2014). Délimitation des aires d'alimentation des captages d'eau souterraine et de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses. Version révisée du guide méthodologique, BRGM: 133.

Vonberg, D., J. Vanderborght, N. Cremer, T. Putz, M. Herbst and H. Vereecken (2014). "20 years of long-term atrazine monitoring in a shallow aquifer in western Germany." *Water Res* 50: 294-306.