

**CARACTÉRISATION DES RISQUES DE TRANSFERT DE PESTICIDES
D'ORIGINE AGRICOLE DANS LE BASSIN LÉMANIQUE**

**CHARACTERISATION OF AGRICULTURAL PESTICIDE TRANSFER RISKS
IN LAKE GENEVA**

CAMPAGNE 2014

PAR

Xavier LOUCHART, Mylène DELARUE, Laurent BOUCHET

Envilys - Domaine du Chapitre, 170 boulevard du Chapitre, F - 34750 VILLENEUVE-LES-MAGUELONE

Magali CONDAMINES

SECRETARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN

ACW Changins, Case postale 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

En 2013-2014, la CIPEL a réalisé une étude visant à obtenir une vision homogène à l'échelle de son territoire des risques de transferts de pesticides d'origine agricole vers les eaux de surface, afin de cibler efficacement les secteurs et les pratiques les plus sensibles.

L'estimation d'un risque potentiel de transfert a combiné i) la caractérisation des pressions phytosanitaires pour chaque molécule autorisée vis-à-vis des cultures en place, ii) la caractérisation de la vulnérabilité du milieu aux transferts, et iii) l'analyse des résultats de qualité des eaux. L'ensemble des résultats sont agrégés à l'échelle de bassins versants élémentaires ainsi qu'à celle de masses d'eau : des échelles de lectures pertinentes avec les logiques hydrographiques. Le diagnostic s'accompagne de propositions d'actions tenant compte du jeu d'acteurs et comprenant des préconisations techniques visant à réduire les risques de transfert.

ABSTRACT

In 2013-2014, CIPEL conducted a study, the purpose of which was to obtain a uniform vision across its territory of the risks of agricultural pesticide transfer into surface columns, in order to effectively target the most sensitive sectors and activities.

The estimate of a potential transfer risk combined i) the characterization of phytosanitary pressure for each authorized molecule toward existing crops, ii) the characterization of the ecosystem vulnerability to transfers, and iii) the analysis of the results of water quality measurements. All results have been aggregated to the sub-drainage basins as well as to water bodies: pertinent reading scales with hydrographic logic. The diagnosis is accompanied by proposals for action which take into account the set of actors and comprising technical recommendations aiming to reduce transfer risks.

GLOSSAIRE

- BVE :** Bassin versant élémentaire ou partiel, représentant soit un petit bassin versant amont d'un cours d'eau, soit un versant (ou les 2 versants) d'un bief de cours d'eau qui s'étend de l'exutoire dudit BVE en aval à l'exutoire du BVE amont (environ 1-2 km²)
- BVME :** Bassin Versant de la Masse d'Eau, bassin versant global d'une masse d'eau
- CLC :** CORINE Land Cover, base de données géographique sur l'occupation des terres produite dans le cadre du programme européen de coordination de l'information sur l'environnement CORINE
- GC :** Grandes Cultures
- ITK :** Itinéraire technique (ensemble d'opérations culturales programmées dans le temps) d'une exploitation agricole pour une culture donnée sur une ou plusieurs parcelles
- ME :** Masse d'eau, unité hydrographique (eau de surface) cohérente, présentant des caractéristiques assez homogènes et pour laquelle, on peut définir un même objectif de bon état des eaux dans le sens de la Directive cadre sur l'Eau (environ 40-300 km²)
- MNT :** Modèle Numérique de Terrain
- NOAS04 :** Nomenclature standard d'occupation du sol selon 72 catégories (Suisse)
- RGA :** Recensement Général Agricole (France)
- RPG :** Registre Parcellaire Graphique (France)
- SAU :** Surface agricole utile
- SIRIS :** Système d'Intégration des Risques par Interaction des Scores

Le présent rapport constitue une synthèse de l'étude globale, confiée aux bureaux Envilys et 3liz en 2013-2014 et pilotée par le groupe « Pollutions agricoles » et le Secrétariat de la CIPEL.

1. INTRODUCTION : CONTEXTE ET BESOINS DE LA CIPEL

Le plan d'Action 2011-2020 de la CIPEL, « Pour préserver le Léman, ses rives et ses rivières aujourd'hui et demain », a entre autres objectifs celui de réduire les teneurs en micropolluants dans les eaux, sédiments et poissons, compte-tenu des teneurs mesurées dans les eaux du lac (RAMSEIER et al. 2015).

Ces substances peuvent provenir des rejets des industries qui les produisent, et des transferts liés à leur utilisation agricole comme non agricole. Concernant le volet agricole, la CIPEL qualifie de prioritaire l'action de « Limiter l'utilisation des phytosanitaires et leur transfert vers l'environnement » (fiche C1 du plan d'action).

C'est pourquoi en 2013, elle lance un mandat ayant pour objectif principal de caractériser les risques de transferts de pesticides d'origine agricole vers les eaux superficielles du territoire, dans le but :

- De fournir une vision homogène, globale et actuelle des secteurs et pratiques à risques de ce territoire, s'appuyant de manière complémentaire sur les pressions agricoles et la vulnérabilité au transfert du territoire, et avec une sectorisation cohérente avec la logique hydrographique
- De les hiérarchiser et d'identifier les facteurs de risque principaux, afin de sensibiliser les partenaires aux zones les plus prioritaires.
- De proposer aux acteurs de l'eau et de l'agriculture, des solutions ciblées pour la réduction des risques de transfert et de qualifier leur efficacité, sur lesquelles ils puissent s'appuyer de manière à orienter efficacement leurs politiques locales.

2. DONNÉES ET MÉTHODES

2.1 BIBLIOGRAPHIE ET DONNÉES EXISTANTES

Afin de préciser la méthodologie, un commentaire critique de la bibliographie et des données existantes au lancement de l'étude a été proposé. In fine, aucune des méthodes déjà développées ne permet de caractériser directement les risques de transfert des pesticides d'origine agricole sur l'ensemble du territoire de la CIPEL. Outre le développement d'une méthodologie adaptée, un travail d'homogénéisation et d'actualisation des données est nécessaire.

Les conclusions principales concernant les données sont reprises ci-après.

Au lancement de l'étude, les données existantes en France et en Suisse ont été recueillies pour la plupart des thèmes suivants : administratif, climat, géomorphologie, topographie, pédologie, érosion, hydrologie, occupation des sols, cultures, pratiques, qualité des eaux, caractéristiques des produits phytosanitaires. Cependant, on trouve de grandes différences entre les sources de données côté français et côté suisse concernant leur disponibilité, leur date ou période de mise à jour et surtout leur résolution. Un exemple frappant est celui de la thématique érosion où côté français un aléa érosion est disponible à l'échelle cantonale (regroupement de communes) alors qu'en Suisse une carte des risques d'érosion a été élaborée à une résolution de 2 mètres.

Concernant l'occupation du sol et la localisation des cultures, mis à part les données issues du Registre Parcellaire Graphique (RPG) côté français, les données sont celles des îlots Corine Land Cover (CLC) (disponibles en France et en Suisse mais dont la catégorie terres arables regroupe la majeure partie des cultures sans distinction) et les statistiques communales de répartition des cultures. Un effort de « mise à jour » est important sur ce point. Au lancement de l'étude, la description des usages de produits phytosanitaires est également lacunaire. La majeure partie des données de terrain disponibles provient d'un réseau d'exploitations pilotes suivi en Suisse de 2000 à 2004. Enfin, sur le volet cartographique, les métadonnées associées à chaque couche d'information sont rarement renseignées (origine de la données, description, résolution, traitement éventuel).

2.2 MÉTHODOLOGIE : PRINCIPES GÉNÉRAUX

2.2.A. Risque potentiel et zones sensibles

La méthode de définition de zones sensibles prioritaires vis-à-vis du transfert de pesticides vers les eaux superficielles s'appuie sur la prise en compte et la caractérisation de 3 composantes : 1-Vulnérabilité du milieu, 2-Usages et pressions pesticides et 3-Qualité de la ressource.

Elle permet de qualifier des *risques potentiels de contamination* des ressources en eau de surface par les pesticides en croisant i) la vulnérabilité intrinsèque du milieu au transfert par les écoulements de surface, et ii) la pression phytosanitaire engendrée par les usages autorisés de molécules pesticides sur les différentes cultures. Ces risques potentiels sont ensuite croisés avec l'analyse de la qualité des ressources en eau ce qui permet de cibler *les zones sensibles et prioritaires* pour mettre en place des actions cohérentes (cf. Figure 1).

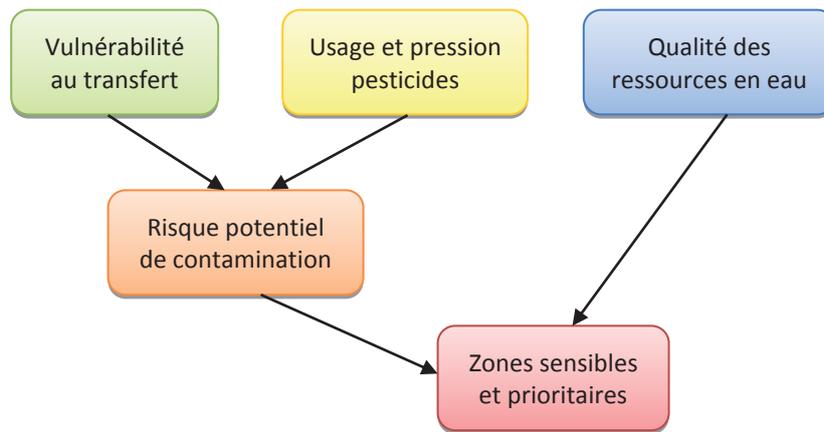


Figure 1 : Démarche générale d'évaluation du risque potentiel de contamination des eaux de surfaces par les pesticides et de détermination des zones prioritaires (zones sensibles à enjeux)

Figure 1 : General evaluation approach of the potential contamination risk of surface columns from pesticides and determination of priority areas (ecologically sensitive areas)

Les données et les variables prises en compte pour chacune de ces 3 composantes sont les suivantes :

1. Vulnérabilité au transfert :

- ruissellement de surface (occupation des sols et leurs caractéristiques)
- érosion des sols (érodibilité des sols, érosivité de la pluie, pente et longueur de pente d'après le modèle numérique de terrain - MNT)
- hydrologie (distance au cours d'eau, connexion au cours d'eau, densité de réseau, délimitation en bassin versant élémentaire)

2. Usage et pression pesticides (un potentiel de transfert intrinsèque à chaque molécule est combiné avec la/les culture/s susceptibles de l'utiliser localement) :

- occupation des sols : type de culture et surface correspondante (géoréférencée ou statistiques communales)
- usages autorisés par pays et par culture (matières actives des produits autorisés)
- propriétés physico-chimiques des molécules

3. Qualité des eaux

- réseau de suivi de la qualité des eaux (stations de mesures)
- analyses des pesticides (date de prélèvement, concentrations mesurées, fréquences de détection estimées)
- Le choix des molécules pesticides à évaluer tient compte des usages autorisés des produits phytosanitaires en France et en Suisse, des itinéraires techniques types par culture et terroir donnés par les experts, de la cartographie des cultures sur le territoire, et des molécules recherchées dans les eaux de surface du bassin lémanique.

2.2.B. Principes de croisement des données

La détermination de la vulnérabilité et de la pression nécessite de combiner entre elles les variables listées ci-dessus. Pour cela, le principe est de normaliser chaque composante sur l'intervalle [0-1], puis de les combiner linéairement en leur affectant un poids.

- *La normalisation des variables quantitatives est nécessaire car la gamme de valeurs minimale et maximale, l'étendue et la distribution des valeurs sont hétérogènes. Cette normalisation se fait de manière non-linéaire selon des seuils fixés, comme illustré ci-après.*

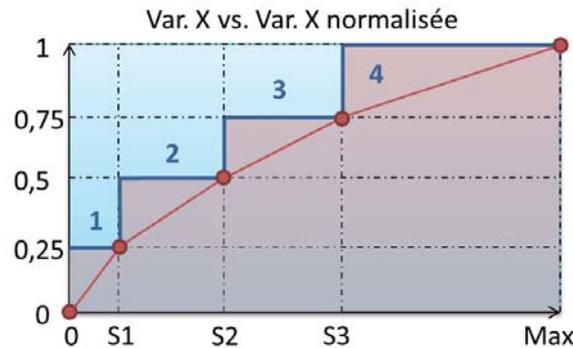


Figure 2 : Exemple de normalisation non-linéaire d'une variable X selon 3 seuils S1, S2 et S3 (courbe en rouge), permettant de tenir compte de la gamme de valeur très importante (de 0 à Max) et d'un échelonnement progressif des valeurs contrairement à une classification en 4 catégories (rectangle rouge et limites par palier en trait bleu)

Figure 2 : Example of non-linear normalization of a variable X according to 3 thresholds S1, S2 et S3 (red curve), allowing to account for the very wide value range (from 0 to Max) and the progressive spacing out of values contrary to a classification in 4 categories (red rectangle and stepwise limits in blue line)

- *La combinaison linéaire de deux variables A et B normalisées s'obtient par l'addition ($\alpha*A + \beta*B$), où α et β sont les poids associés aux deux variables (avec $\alpha+\beta=1$ pour un résultat normalisé entre [0-1]). Le principe est le même pour des combinaisons à plus de deux variables.*

La partie 3 détaille les seuils retenus pour la normalisation de chaque variable considérée, ainsi que les poids retenus pour chaque croisement.

2.2.C. Echelles spatiales en jeu

Il est nécessaire de définir :

- Une ou des échelles spatiales qu'on utilisera pour la restitution des résultats, qui ait du sens en termes de gestion.
- Une échelle spatiale la plus fine possible à laquelle seront effectués les croisements entre variables tels que décrits plus haut. Pour cela, on trouve un compromis entre les échelles de toutes les données spatiales impliquées pour identifier l'échelle la plus fine possible qui soit cohérente pour le calcul. Cette échelle n'aura pas nécessairement de sens en termes de gestion.
- Une méthode d'agrégation des résultats permettant de passer de l'échelle fine à l'échelle de restitution.

- *Echelles de restitution des résultats.* Pour la restitution des résultats, on fait le choix de définir des zones cohérentes avec le fonctionnement hydrologique du territoire, c'est-à-dire des bassins de cours d'eau ou tronçons de cours d'eau. Deux niveaux de restitution sont retenus : les bassins versants élémentaires (BVE) et les bassins de masse d'eau (BVME).

Tableau 1 : Nombre et taille des bassins versants élémentaires (BVE) et de masse d'eau (BVME) retenus pour la restitution des résultats

Tableau 1 : Number and size of primary and water mass drainage basins retained for the restitution of results

	France	Suisse
BVME	29 entités (40-267 km ²)	44 entités (44-299 km ²)
BVE	Environ 3083 entités (délimités à partir du MNT et du réseau) – taille moyenne de 1.16 km ²	Environ 3126 entités – taille médiane de 1.53 km ²

- *Echelle la plus fine pour les calculs.* Les données spatiales disponibles et nécessaires à l'évaluation du risque sont : le découpage en BVE, les données de l'occupation des sols par îlot Corine Land Cover, les données raster de l'érosion (pixel env. 24x24m) et les distances au cours d'eau calculées à partir du modèle numérique de terrain (MNT). Parmi elles, la résolution des données raster de l'érosion semble être un bon compromis entre des données actuellement existantes mais partielles sur le territoire à une résolution plus fine d'une part (îlot d'occupation des sols RPG en France, pixels de 2 m pour le potentiel de transfert par érosion et de connexion au réseau en Suisse) et d'autre part les unités géographiques de restitution et de gestion comme les BVME. L'ensemble des calculs d'évaluation de la vulnérabilité, de la pression par molécule pesticide et du risque potentiel qui en découle se fait donc par pixel (env. 24x24m).
- *Agrégation des résultats des calculs à fine échelle jusqu'aux échelles de restitution.* Le lien entre l'échelle fine du calcul et les grandes échelles retenues pour la restitution se fait par agrégation spatiale des données raster (pixels d'env. 24x24m contenus dans les entités BVE et BVME). Le choix a été fait d'agréger les données selon le 90ème centile, qui est un bon compromis pour prendre en compte la distribution des valeurs de chaque pixel contenu dans chaque BVE ou BVME et d'écarter les valeurs extrêmes pouvant biaiser l'analyse et la restitution des résultats (cf. Figure 3).



Figure 3 : Exemple d'agrégation d'information spatiale de type raster vers des entités de type vecteur

Figure 3 : Example of raster-based spatial information analysis toward entities for vector datasets

2.2.D. Conclusion

La méthodologie choisie est générique et adaptable, donc reproductible dans le temps et dans l'espace en fonction des évolutions futures des données, de l'aire géographique à laquelle on s'intéresse pour l'analyse des risques et des différences de disponibilité et de résolution des données côté suisse et côté français. Elle permet également une homogénéité d'échelle d'analyse des résultats sur l'ensemble du territoire de la CIPEL, en particulier aux niveaux de petits et grands bassins versants.

Le calcul des trois composantes permettant d'évaluer les risques potentiels de transferts de produits phytosanitaires d'origine agricole vers les eaux superficielles est détaillé ci-après.

2.3 VULNÉRABILITÉ AU TRANSFERT

Il s'agit d'estimer une vulnérabilité au transfert des pesticides vers les eaux de surface (ici, les cours d'eau). Le transfert considéré intègre les processus :

- de ruissellement de surface, mobilisant principalement les molécules pesticides sous forme dissoute (noté RUIS)
- d'érosion et de transport de matières emportant les pesticides adsorbés sur les particules de terres (noté EROS)
- de transfert de la lame d'eau et des matières depuis les lieux de production (généralement les parcelles agricoles) vers les cours d'eau ou les surfaces en eau (noté DIST).

Les deux premières composantes, ruissellement et érosion, définissent un potentiel de transfert intrinsèque à l'unité sur lequel il est évalué (pixel). La dernière définit un potentiel de connexion au cours d'eau. L'évaluation de ces 3 composantes et leur combinaison sont illustrées ci-après.

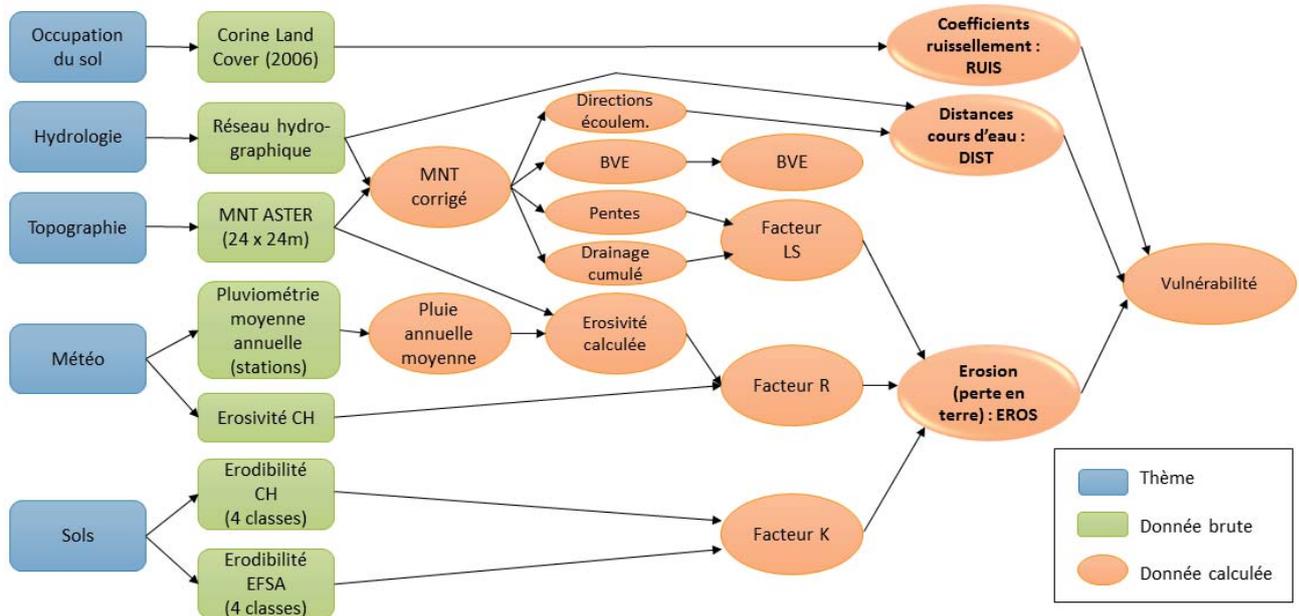


Figure 4 : Démarche générale d'estimation des 3 composantes de la vulnérabilité au transfert : Ruissellement, Erosion et Connexion au cours d'eau

Figure 4 : General estimate approach of the 3 components of vulnerability to transferral: Runoff, Erosion and Connection to waterways

Les 3 composantes de la vulnérabilité au transfert sont détaillées ci-après :

1. La composante ruissellement de surface (RUIS) est évaluée au travers du coefficient de ruissellement, affecté à chaque îlot d'occupation du sol CLC selon sa nature (CREPEPP, 2009). Ceci intègre la nature du couvert ou du revêtement et son impact sur le partage infiltration / ruissellement de la pluie. Le coefficient de ruissellement a une valeur théorique entre 0 et 1.

2. La composante érosion (EROS) est calculée par la méthode MUSLE (Modified Universal Soil Loss Equation), sur le même principe que l'estimation de l'érosion réalisée pour la Suisse à une résolution de 2 m (Carte des Risques d'Erosion 2, Gisler et al., 2011) :

$$A = R.K.LS.C.P$$

où :

- A est la perte en terre annuelle en tonnes par hectare et par an ($t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$),
- R facteur d'érosivité en Newton par heure ($N \cdot h^{-1}$),
- K facteur d'érodibilité du sol, qui s'exprime en $t \cdot ha \cdot MJ^{-1} \cdot ha^{-1} \cdot mm^{-1}$,
- LS facteur tenant compte de la pente S et de la longueur de pente L (sans dimension),
- C facteur d'occupation du sol (entre 0 et 1) (sans dimension)
- et P facteur de prise en compte des pratiques culturales (entre 0 et 1) (sans dimension).

C et P sont pris égaux à 1 pour l'étude. Les autres facteurs de la composante érosion sont détaillés ci-après :

• *L'érosivité de la pluie (facteur R)* se déduit des précipitations moyennes annuelles de la façon suivante (Rogler et Schwertmann, 1981) :

$$R = 0.083 N f(z) - 1.77$$

où N est la pluviométrie moyenne annuelle (mm) et $f(z)$ une fonction de l'altitude permettant de prendre en compte une partie des précipitations sous forme neigeuse (Schüpp, 1975).

• *Les valeurs d'érodibilité du sol (facteur K)* sont réparties en 4 classes d'après la carte établie pour la Suisse (0.15, 0.25, 0.35, 0.45) et sont appliquées au reste du territoire sur la base de la carte européenne des sols (European Soil Data Centre).

• *Le facteur LS* est calculé à partir du MNT et du réseau hydrographique selon la formule :

$$LS = (m + 1) * (Flowacc * Res / 22.13)^m * \sin(S) / 0.0896^n$$

où m et n des paramètres à caler – les valeurs de m sont habituellement de 0.2 à 0.4 et celles de n de 1.2 à 1.5, $Flowacc$ est le drainage ou écoulement cumulé de pixel en pixel, Res est la résolution du MNT (environ 24 mètres en X et en Y), S est la pente en degré.

Une analyse de sensibilité et un calage ont été réalisés pour les paramètres m (=0.4) et n (=1.3) en comparant les valeurs d'érosion calculées avec celles de la carte d'érosion Suisse.

Les données d'érosion sont comprises entre 0 et 8'000 t/ha/an sur l'ensemble de la CIPEL. Elles sont normalisées selon les seuils 0-30-55-100 t/ha/an comme pour la carte des risques érosion Suisse.

3. La distance (DIST) séparant la production du ruissellement et de l'érosion en chaque pixel, du cours d'eau le plus proche est calculée à partir du MNT (résolution d'environ 24 m), recrusé en altitude à l'endroit du tracé du réseau hydrographique afin de s'assurer que les algorithmes utilisés conduisent bien à un drainage vers les cours d'eau. Les données de distance au cours d'eau sont comprises entre 0 et 12'000 m et sont normalisées selon les seuils 0-50-100-200 m comme pour l'étude Diagnostic SAGE Estuaire de la Loire (CREPEPP, 2009).

² MJ : méga joules (~N.m)

Vulnérabilité finale. Au final, l'estimation de la vulnérabilité au transfert sur chaque pixel considéré comme base spatiale de calcul (env. 24x24m) revient à combiner ces trois composantes (ruissellement RUIS, érosion EROS et distance au cours d'eau DIST) avec pour chacune des variables normalisées un poids. Les valeurs affectées au poids des 3 composantes dépendent de l'importance que l'on donne aux processus de transfert locaux (ruissellement et érosion) et à celui du transfert vers les cours d'eau. Dans l'étude (comme dans d'autres – CREPPEP diagnostic de l'Estuaire de la Loire) un poids plus important (0.7) est donné à l'accessibilité au milieu aquatique (distance au cours d'eau). On obtient :

$$VULNER = \alpha * DIST + (1 - \alpha) * (\beta * EROS + (1 - \beta) * RUIS)$$

$$\text{soit } VULNER = 0.7 * DIST + 0.15 * EROS + 0.15 * RUIS$$

Enfin, l'analyse de la vulnérabilité à l'échelle des bassins versants (élémentaires ou de masses d'eau) nécessite d'agrèger les résultats de vulnérabilité calculés au niveau de chaque pixel. Pour cela le centile 90 de la vulnérabilité est calculé sur l'ensemble du bassin en affectant une vulnérabilité nulle (valeur 0) aux zones non-agricoles (urbain et milieu naturel). Cette méthode permet ainsi d'évaluer, au sein des bassins versants, la vulnérabilité des zones agricoles uniquement, au prorata de leur surface dans chaque bassin (élémentaire ou de masse d'eau).

2.4 USAGE ET PRESSION DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES

Les pressions liées à l'utilisation des produits phytosanitaires sont évaluées sur la base de la localisation des cultures (Arboriculture, Viticulture, Horticulture, et toutes les autres cultures associées à la catégorie Grandes Cultures) et des réglementations française et suisse sur l'usage des molécules pesticides.

Conjointement, un potentiel de transfert intrinsèque à chaque molécule est estimé sur la base de ses propriétés physico-chimiques (rang SIRIS). La démarche est schématisée ci-après.

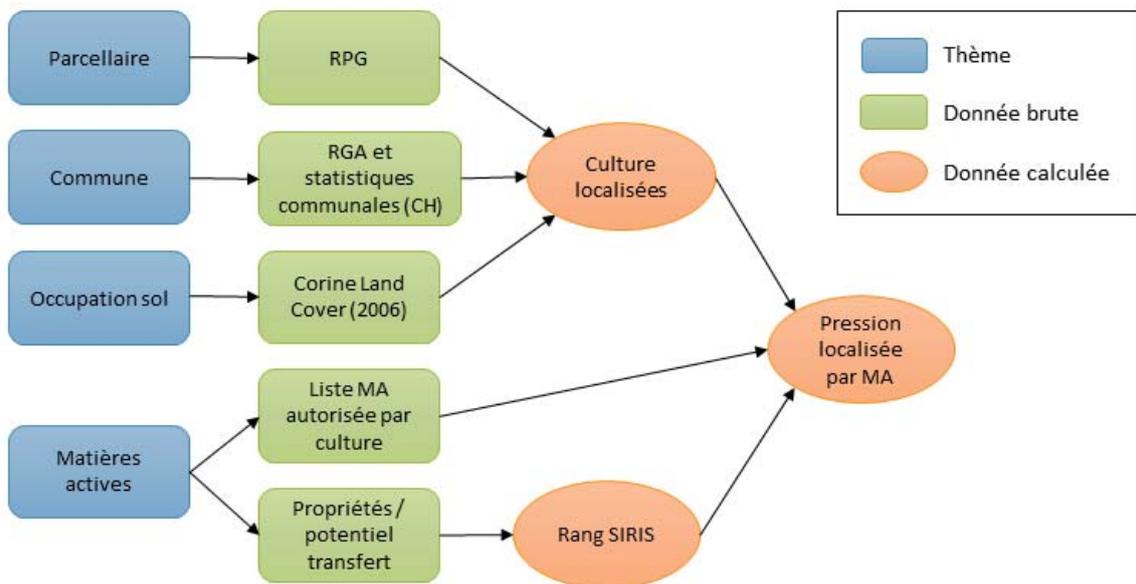


Figure 5: Méthode d'estimation de la pression des pesticides sur les pixels 24x24m

Figure 5 : Estimate method of pesticide pressure on the 24x24m pixels

Localisation des cultures. Les données existantes sont synthétisées dans le tableau ci-après. Elles sont très hétérogènes sur le territoire, pas toujours géo-référencées et la catégorie « Grandes Cultures » (GC) est très vaste en termes de diversité de cultures et donc potentiellement de pratiques. Elle doit être détaillée.

Tableau 2 : Description des données disponibles sur l'occupation du sol

Tableau 2 : Description of available data on the occupation of soil

Pays	Nom Données	Précision sur les catégories agricoles	Géo-référencement
France	RGA 2010	17 catégories - statistiques par commune	Non
	RPG 2012	28 catégories - par îlot mais incomplet	Oui – polygones
	CultComm F 1997	5 catégories (Arboriculture, Horticulture, Viticulture, Prairie et pâturage, Grandes cultures)	Oui – polygones
	CLC 2006	4 catégories (211, 221, 222, 231)	Oui - polygones
Suisse	NOAS04P 2004-2009	8 catégories (37, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 44)	Oui - point / 100m
	CLC 2006	4 catégories (211, 221, 222, 231)	Oui - polygones
	Statistiques Vaud	92 catégories	Non
	Statistiques Genève	92 catégories	Non
	Statistiques Valais	92 catégories	Non

La démarche proposée combine donc les données géo-référencées et les statistiques communales détaillant les cultures de la catégorie GC. La couche d'information la plus homogène sur l'ensemble du bassin versant lémanique est celle de « Corinne Land Cover » (CLC) datant de 2006 et sert de base à la démarche. Elle est ensuite complétée côté français avec le Registre parcellaire Graphique (RPG) de 2012, puis sur les îlots CLC en « Grandes Cultures » par les statistiques communales.

Elle est ensuite complétée par :

- Côté français : le RPG. Sa localisation, par îlot, est plus précise, et il recense davantage de catégories de cultures (28 contre 4). Par contre, il n'est pas complet sur le territoire puisqu'il correspond aux exploitations déclarées à la PAC³. Lorsqu'il est renseigné, le RPG est pris en compte et vient remplacer spatialement CLC.
- Côté français (là où le RPG ne donne pas d'information) et côté suisse : on affecte aux îlots de CLC en catégorie « Grandes cultures » (GC), les surfaces recensées dans les statistiques communales (surface agricole utile (SAU) déclarée par commune pour 11 catégories de grandes cultures). Cela ne permet pas de localiser exactement l'occupation des sols mais offre un compromis entre les zones géoréférencées de CLC et les statistiques plus descriptives au niveau communal.

Potentiel de contamination intrinsèque par molécule. Il s'agit ensuite de définir un potentiel de contamination intrinsèque à chaque molécule pesticide en fonction de ses propriétés physico-chimiques, et plus particulièrement concernant son devenir à la surface du sol et dans l'eau et sa capacité de mobilisation par ruissellement et/ou érosion. Pour cela, la méthode SIRIS (Système d'Intégration des Risques par Interaction de Scores, Vaillant et al., 1995), méthode dite "hiérarchique de rang" d'agrégation de multiples variables, est utilisée et adaptée⁴ à l'étude. On procède comme suit :

³ Politique Agricole Commune de l'Union Européenne

⁴ La méthode originale tient également compte de la dose. Ce paramètre a été laissé de côté pour refléter un potentiel de contamination : d'une part parce que les paramètres intrinsèques (Tableau 3) sont relativement beaucoup plus importants dans la caractérisation globale du potentiel de transfert d'une molécule (plusieurs ordres de grandeur), et d'autre part parce que l'information, peu disponible, aurait été parcellaire et potentiellement non fidèle à la réalité du terrain.

- choix des variables intervenant dans la caractérisation du potentiel de contamination intrinsèque. Dans notre cas, on retient 4 variables : la solubilité dans l'eau, la dégradabilité, qui combine demi-vie (DT50) et hydrolyse, et l'affinité pour les particules du sol (Koc).
- détermination des modalités des variables : on définit les seuils qui permettront de dire si pour une molécule donnée, la valeur de la variable est peu (o), moyennement (m) ou très (d) favorable au potentiel de contamination (cf. tableau 3)
- hiérarchisation des variables par rapport à leur contribution dans le potentiel de contamination : dans notre cas, par importance décroissante, la solubilité dans l'eau est d'ordre 1, la dégradabilité d'ordre 2 et le Koc d'ordre 3.
- hiérarchisation finale de l'ensemble des variables et de leurs modalités et normalisation en un score de 0 à 100.
- obtention du score par molécule, décrivant le potentiel de transfert intrinsèque : en renseignant les modalités des 4 variables en fonction des caractéristiques de chaque molécule (cf. tableau 4).

Tableau 3 : Les classes de potentiel de transfert des molécules (source : SIRIS)

Tableau 3 : Transfer potential classes of molecules (source: SIRIS)

	Peu favorable (o)	Moyennement favorable (m)	Très favorable (d)
Solubilité (mg/L)	<10	>=10 et <200	>=200
DT50 (jours)	<8	>=8 et <30	>=30
Hydrolyse à pH 7	Instable	Stable	Très Stable
Koc (mL/g)	>1000	<=1000 et >100	<=100

Tableau 4 : Exemple de classement du comportement de quelques herbicides avec la méthode SIRIS, en fonction de leurs propriétés physico-chimiques

Tableau 4 : Example of ranking of the behavior of a few herbicides with the SIRIS method, according to their physicochemical properties

SA	Valeurs de référence				Modalités					Rang	
	Solubilité (mg.L-1)	DT50 champ (jours)	Hydrolyse à pH7	Koc (mL.g-1)	Solu-bilité	DT50	Hydro-lyse	Dégra-dabilité	Koc	Rang Absolu	Rang Normalisé
diquat	718000	3184.2	TS	2184750	d	d	d	2d	o	30	81%
diuron	36.5	78	TS	920	m	d	d	2d	m	24	65%
flazasulfuron	2100	10	I	65	d	m	o	m	d	22	59%
glufosinate ammonium	500000	23	TS	755	d	m	d	md	m	29	78%
glyphosate	10500	31.5	TS	21699	d	d	d	2d	o	30	81%
isoxaben	1.42	105	S	608	o	d	m	md	m	11	30%
isoxaflutole	6.2	1.3	I	112	o	o	o	o	m	0,5	1%
oryzalin	2.6	74	S	1400	o	d	m	md	o	9	24%
pendimethaline	0.33	99.2	S	15744	o	d	m	md	o	9	24%
triclopyr	8100	46.3	S	48	d	d	m	md	d	32	86%
trifluraline	0.22	170	TS	8765	o	d	d	2d	o	12	32%

Pression finale. Au final, l'estimation de la pression phytosanitaire sur les îlots de culture CLC combine la répartition géographique des cultures avec le potentiel de transfert par molécule, comme schématisé ci-après.

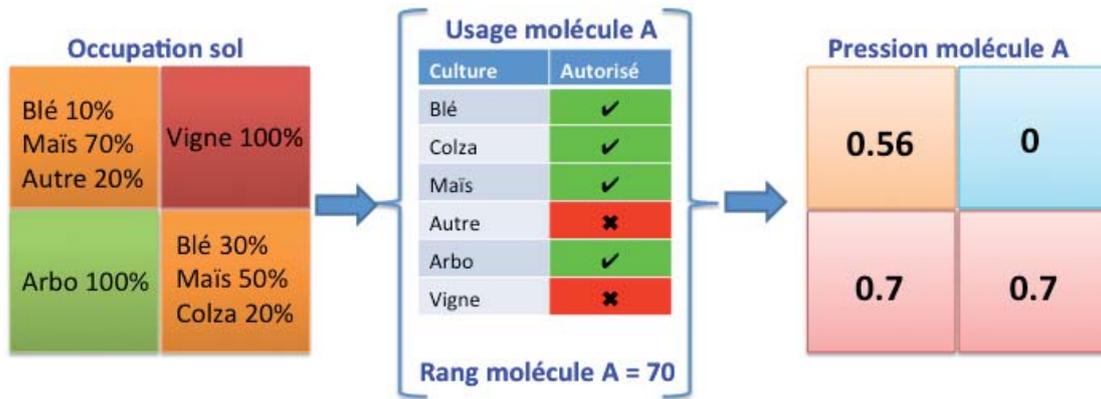


Figure 6 : Méthode d'estimation de la pression localisée par molécule en fonction de la répartition des cultures, et des autorisations par molécule (ici, le rang SIRIS de la molécule exemple A est 70)

Figure 6 : Estimate method of localized pressure per molecule according to the distribution of crops and of authorizations by molecule (here the SIRIS rank of the example molecule A is 70)

Cette opération d'estimation localisée de la pression par molécule peut se résumer par la formule suivante :

$$PRESSION_{molécule} = rang\ SIRIS \sum_{i=1}^n f_{culture\ i}$$

où $f_{culture\ i}$ représente la part d'occupation de chaque culture dans le pixel ou l'îlot. Dans le cas d'une culture autre que celle de la catégorie « grande culture » provenant de Corine Land Cover, on a une monoculture et $f = 1$. Dans le cas d'une catégorie « grandes cultures » pour laquelle on a affecté la répartition statistique de la commune, alors f représente la fraction de chacune des cultures composant la catégorie grandes cultures et $\sum_{i=1}^n f_{culture\ i}$ vaut 1.

2.5 POTENTIEL DE CONTAMINATION DES EAUX DE SURFACE

Risque potentiel par molécule. Le risque potentiel de contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires est évalué par combinaison de la vulnérabilité du milieu et de la pression par molécule en chaque pixel ou îlot du territoire comme schématisé ci-après. Un risque potentiel par molécule agrégé par BVE et BVME est ensuite obtenu par agrégation spatiale avec le 90^{ème} centile (cf. 2.1 Principes généraux sur la méthodologie).

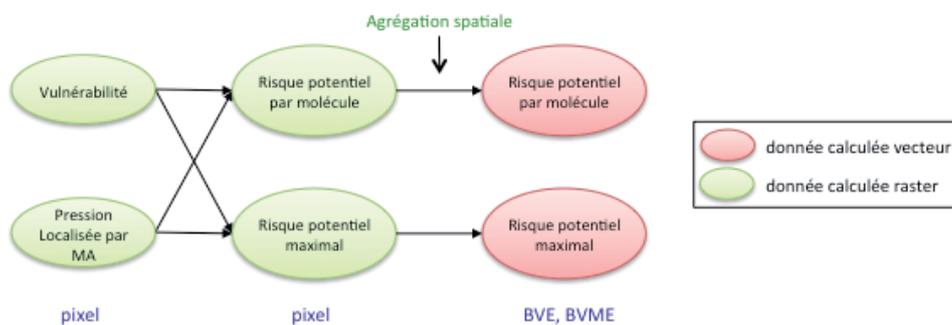


Figure 7 : Méthode d'estimation du risque potentiel de contamination des eaux de surface par molécule et du risque potentiel maximal (risque intégré multi-molécule)

Figure 7 : Estimate method for the potential risk of surface water contamination per molecule and for the potential maxima risk (multi-molecule integrated risk)

$$RISQUE_{molécule} = \alpha PRESSION_{molécule} + \beta VULNERABILITE$$

PRESSION et VULNERABILITE sont combinées avec un poids respectif de 0.7 et 0.3, ce qui donne au final une évaluation complète du RISQUE par molécule de :

$$RISQUE_{molécule} = 0.7 PRESSION_{molécule} + 0.21 * DIST + 0.045 * EROS + 0.045 * RUIS$$

Un poids plus fort est donné à la pression phytosanitaire afin de ne pas sous-évaluer dans le risque les zones agricoles utilisant des niveaux de dose de produits même très faibles, l'hypothèse sous-jacente étant que le risque « zéro » de transfert potentiel vers les eaux de surface n'existe pas. D'autre part, il s'agit bien d'un **risque potentiel de transfert**, car 1) la vulnérabilité au transfert est évaluée selon des critères indépendants de l'aléa climatique et d'une dynamique réelle de ruissellement et d'érosion, et 2) la pression est également basée sur des données d'occupation anciennes (2006) et statiques dans le temps et l'espace.

Risque potentiel intégré multi-molécules (par pixel). Un risque potentiel intégré multi-usages et multi-molécules, en quelque sorte le « pire cas » est également estimé. Il s'agit pour chaque entité spatiale (pixel ou îlot) de retenir la valeur de risque maximale obtenue parmi l'ensemble des molécules utilisées sur cette entité en fonction de la culture et donc des usages phytosanitaires⁵. Le risque intégré au niveau du pixel (multi-molécule) peut s'exprimer de la manière suivante :

$$RISQUE_{max} = \max \left(\bigcup_{molécule} (RISQUE_{molécule}) \right)$$

Risque potentiel maximal intégré multi-molécules (par BVE ou BVME). Le risque par pixel est ensuite agrégé à l'échelle BVE ou BVME, en retenant le 90^{ème} percentile des risques maximaux multi-molécules de chaque pixel contenu dans le bassin (cf. figure 8). On parle donc d'un risque maximal potentiel. En effet, le risque est dit « potentiel » car on ne dispose pas des pratiques réelles (on suppose donc que chaque molécule est utilisée partout où elle est autorisée), ni des conditions météorologiques et de transfert réelles, qui ne sont pas prises en compte dans la vulnérabilité (on suppose donc que tout transfert théoriquement possible a lieu). Enfin, le risque est dit « maximal » parce qu'en chaque pixel, on ne garde que la molécule présentant le risque potentiel le plus fort dans le cas où plusieurs molécules peuvent être utilisées pour une même culture.

Les résultats de risque peuvent être confrontés et validés aux données issues du réseau de suivi de la qualité des eaux : c'est l'objet de la prochaine partie.

2.6 QUALITÉ DES RESSOURCES EN EAU

Les données de qualité de l'eau (coordonnées géographiques des stations de mesure, date prélèvement, molécule analysée et concentration mesurée) proviennent de diverses sources : CIPEL (dont données de PestiBase : Manco, 2007), chaque canton suisse et SIE (Système d'Information sur l'Eau en France). A partir de toutes ces données, une base de données spatio-temporelle la plus complète possible a été constituée en évitant les doublons de station (station unique identifiée et rattachée à un cours d'eau – cf. carte ci-après) et d'analyse. Elles couvrent la période 2000-2012. Les différences de format et l'âge de certains fichiers ont conduit à faire les choix suivants : les valeurs sous la limite de détection sont prises à 0 ; les valeurs détectées et non quantifiées sont prises à 0,0005µg/L (plus petite valeur quantifiée divisée par deux).

⁵ En pratique, on ne retient pour l'agrégation que les molécules ayant un potentiel de transfert important (rang SIRIS supérieur à 85). Cela simplifie les calculs tout en s'assurant que pour chaque culture considérée, au moins une molécule autorisée et à enjeu, pouvant représenter le risque maximal, est bien prise en compte.

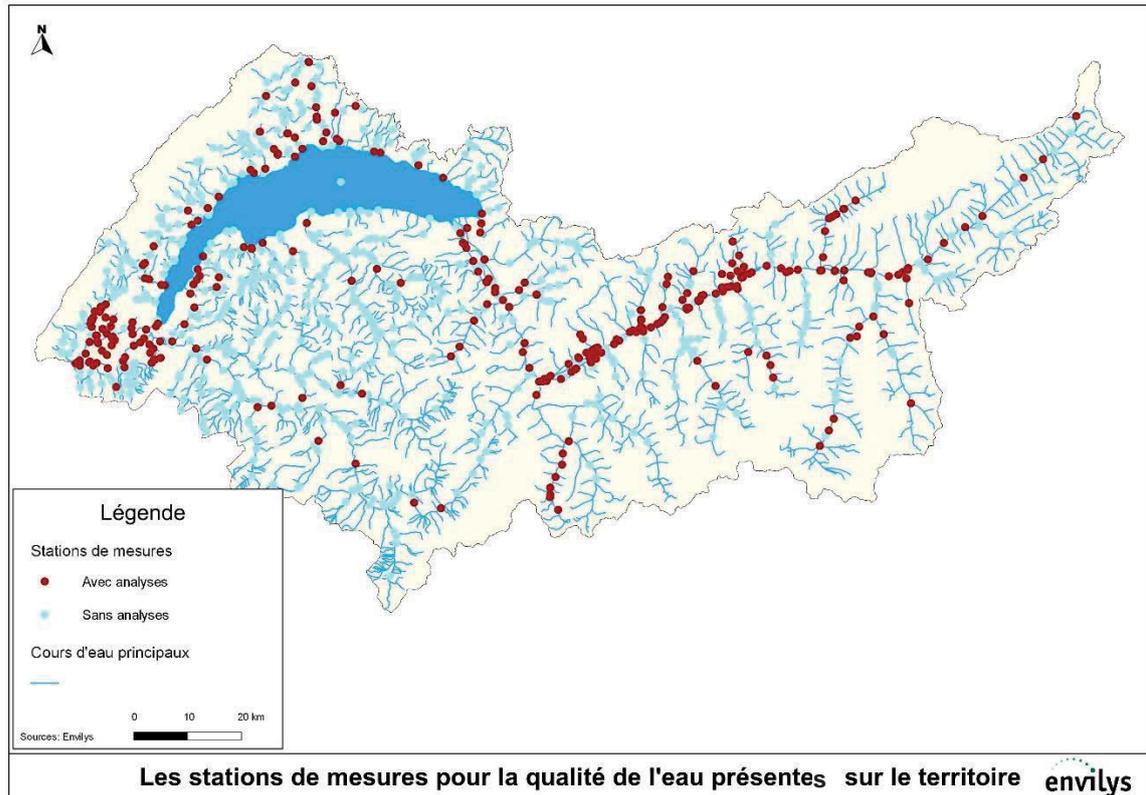


Figure 8 : Carte illustrant les stations de mesures (avec et sans analyses pesticides) présentes sur le bassin versant lémanique (sources : Pestibase, Valais, Vaud, Genève et SIE)

Figure 8 : Map illustrating the measuring stations (with and without analysis of pesticides) present on the drainage basin of Lake Geneva (sources: Pestibase, Valais, Vaud, Geneva and ISW)

Une méthode est déployée pour l'analyse de la qualité de la ressource en eau à l'échelle des 73 BVME. La méthode est basée sur une analyse des fréquences de détection des substances actives (rapport entre le nombre de fois où la substance est détectée sur le nombre de fois où elle a été recherchée). A partir des fichiers de résultats il est difficile de savoir combien de fois une molécule a été recherchée (elle n'apparaît que si elle est détectée mais pourrait être recherchée non détectée). On prend donc comme hypothèse que si une molécule a été détectée au moins une fois sur un BVME une année, alors elle a été recherchée à chaque campagne de l'année sur le BVME : c'est ainsi que l'on obtient le nombre de fois où une molécule a été recherchée, nécessaire à l'étude de la fréquence de détection.

Quatre niveaux sont utilisés pour analyser les fréquences de détection :

- V2.0 : La molécule est détectée ;
- V2.1 : La molécule est détectée avec une valeur supérieure à la limite de quantification ;
- V2.2 : La molécule est détectée avec une valeur supérieure à 0,1µg/L ;
- V2.3 : La molécule est détectée avec une valeur supérieure à 1µg/L.

Pour augmenter la robustesse du raisonnement, on regroupe les résultats en deux périodes : de 2000 à 2006 et de 2007 à 2012. Les fréquences de détection par point de prélèvement sont agrégées selon ces deux périodes.

3. RÉSULTATS

3.1 UNE OCCUPATION DU SOL À DOMINANCE « AGRICOLE » AUX ABORDS DU LÉMAN ET DANS LA VALLÉE DU RHÔNE

D'après la méthode présentée dans la partie précédente (0 2.4 Usage et pression des produits phytosanitaires), une carte de l'occupation du sol est élaborée (CLC, RPG). Les cultures sont réparties principalement sur les zones de plus faible pente, à savoir autour du Léman et dans les vallées de l'Arve et du Rhône.

En agrégeant ces données aux BVME (voir carte ci-dessous) il est possible de localiser les zones à prépondérance agricole ou naturelle. La dominance est définie selon les proportions de l'occupation du sol : « Naturelle » si plus de 90% de milieux naturels ; « Agricole » si plus de 20% de terres agricoles ; « Partagée » pour les autres. Etant en milieu montagneux, la plupart des BVME présente une proportion de « milieux naturels » supérieure à 40%.

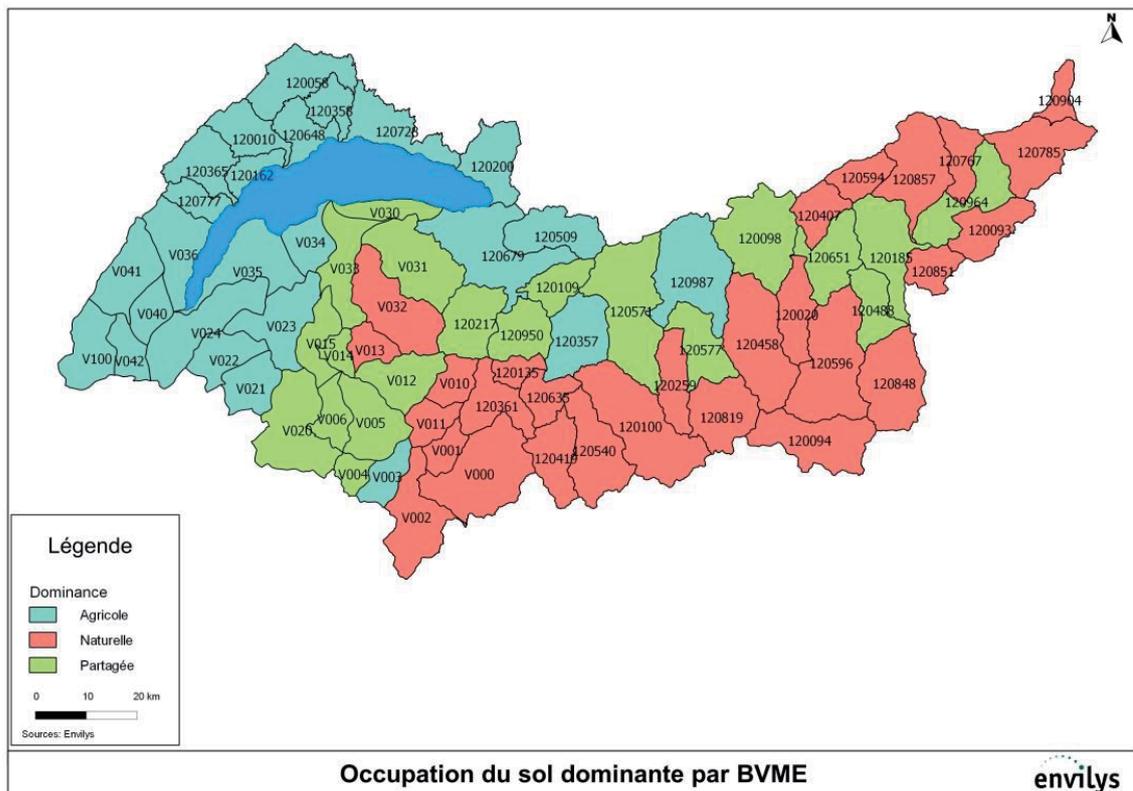


Figure 9 : Dominance de l'occupation du sol des BVME

Figure 9 : Dominance of soil occupation by water mass drainage basins

Toute la zone sud du territoire et l'extrême Est correspondent aux zones de plus hautes montagnes d'où la dominance « naturelle ». Au contraire les abords du Léman et plusieurs BVME de la vallée du Rhône apparaissent avec une dominance « agricole ».

3.2 UN RISQUE DE TRANSFERT HÉTÉROGÈNE SUR LES BASSINS À DOMINANCE « AGRICOLE »

Les cartes du risque potentiel maximal multi-molécules de transfert vers les eaux de surface (multi-molécules) agrégé aux BVE et aux BVME sont données ci-dessous (cf. 2.5 Potentiel de contamination des eaux de surface).

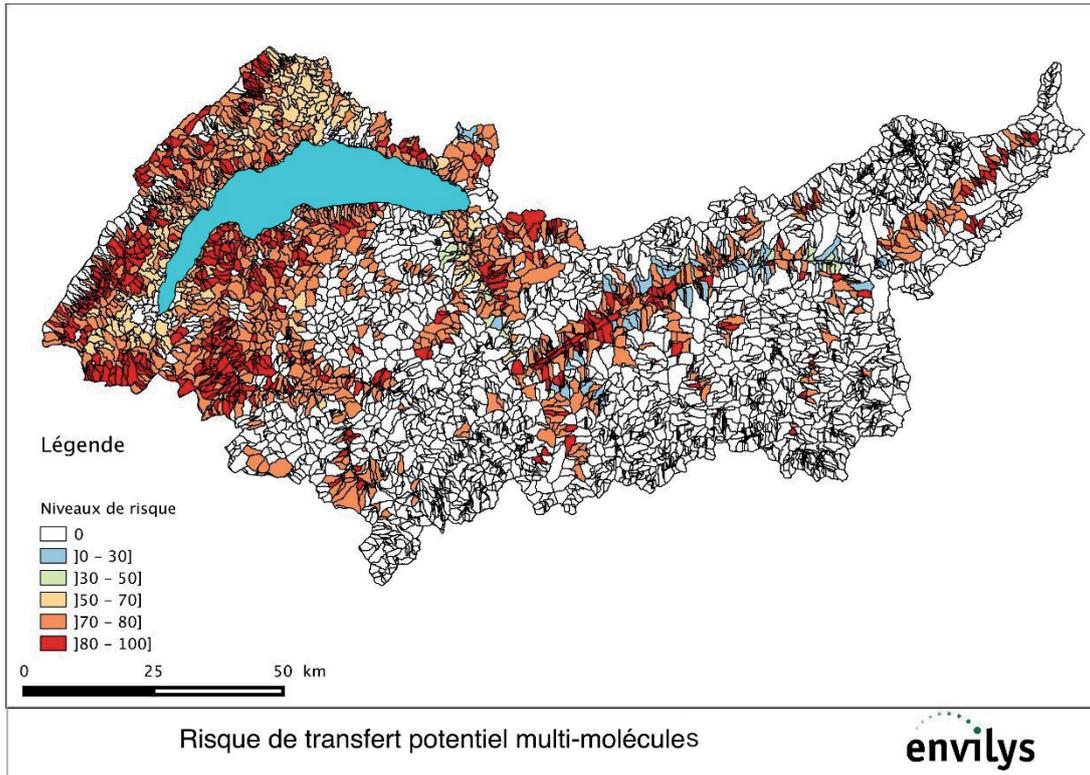


Figure 10 : Risque de transfert potentiel multi-molécules vers les eaux superficielles – intégrés au BVE

Figure 10 : Risk of potential multi-molecule transfer to upper water columns – integrated in the primary drainage basins

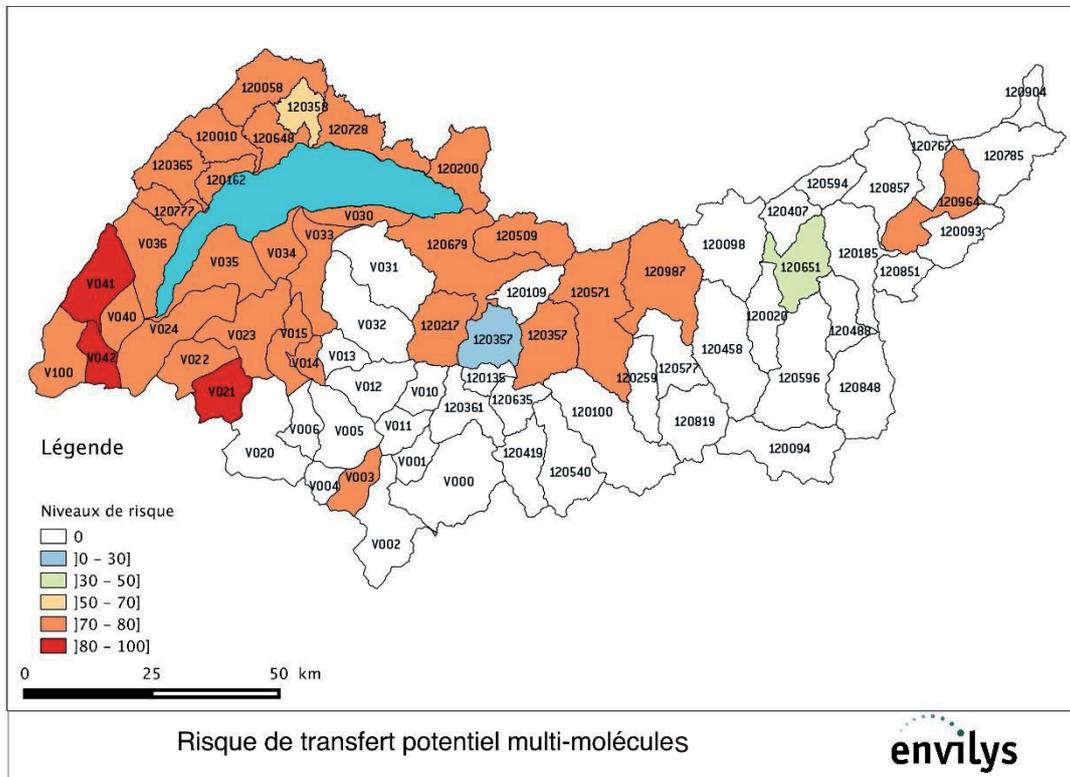


Figure 11 : Risque de transfert potentiel multi-molécules vers les eaux superficielles – intégrés au BVME

Figure 11 : Risk of potential multi-molecule transfer to upper water columns – integrated in the water mass drainage basins

Les BVE ou BVME présentant un risque de transfert potentiel nul correspondent à des niveaux de vulnérabilité nulle ou faible et/ou à une pression nulle ou faible. De même une zone avec une vulnérabilité forte pourra avoir un risque faible si la pression est faible et inversement.

Le risque de transfert estimé étant d'origine agricole (vulnérabilité calculée sur les pixels agricoles et pression nulle sur les pixels non agricoles), il est rassurant de constater que les zones à risque fort sont celles correspondant à la localisation des cultures. Pour autant, une diversité des risques potentiels par BVE ou par BVME est visible au sein des zones agricoles bordant le Léman et le long du Rhône. Il apparaît également que des BVME à occupation du sol « partagée » (entre agricole et naturel) soient catégorisés en risque de transfert potentiel élevé (classe]70;80]) : BVME V014, V015, V 033, V030, 120217, 120574, 120964 ; tandis qu'un des BVME ayant une dominance « agricole » de l'occupation du sol apparaît en risque moyen (classe]50;70]) : BVME 120358.

3.3 DES RANGS SIRIS PLUTÔT ÉLEVÉS PARMIS LES MOLÉCULES FORTEMENT DÉTECTÉES

Rappelons que le rang SIRIS, qui caractérise le potentiel au transfert d'une molécule, tient compte des caractéristiques intrinsèques de la molécule et que plus il est élevé, plus la molécule est « mobile » vers les eaux superficielles. Cependant le rang seul ne permet pas d'évaluer les risques de transfert. La vulnérabilité du milieu, les conditions d'apport des produits sont autant de critères à prendre en considération dans une estimation des risques. L'analyse de la qualité de l'eau aux points de prélèvement se fait par les fréquences de détection au-dessus de certains seuils (voir partie précédente : 0 2.6 Qualité des ressources en eau).

Dans un premier temps, une liste de 52 molécules « fortement détectées » est définie, parmi lesquelles figurent les matières actives détectées au-dessus de 0,1 µg/L, dans plus de 5% des prélèvements, et pour au moins un point de mesure (voir Annexe 1).

Les rangs SIRIS des 52 molécules « fortement détectées » sont réparties dans 4 catégories : 61% ont un rang SIRIS fort à très fort (>50) ; 38% ont un rang SIRIS moyen (entre 25 et 50) et seulement 2% un rang SIRIS faible (<25). Les molécules « fortement détectées » peuvent avoir un rang SIRIS moyen voire faible. Ceci peut s'expliquer d'une part par le niveau d'utilisation des substances, puisque le rang SIRIS ne prend pas en compte la dose. D'autre part, la méthode SIRIS ne tient pas compte des rejets ponctuels ou des utilisations non agricoles des produits.

Dans un second temps, prenons maintenant deux listes de substances actives : dans la première le rang SIRIS des molécules est supérieur ou égal à 75 (51 molécules) et dans la deuxième il est inférieur à 25 (67 molécules). L'idée est de rechercher ces rangs SIRIS extrêmes dans les analyses d'eau afin d'évaluer leur proportion aux différents niveaux de détection. La répartition pour les 4 fréquences de détection⁶ est donnée ci-dessous.

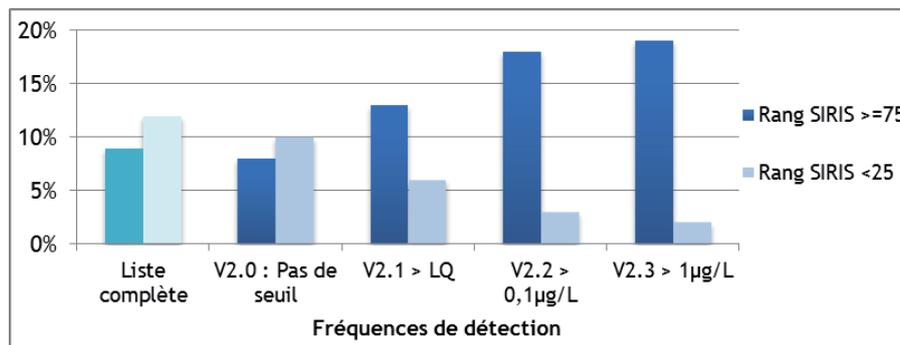


Figure 12 : Part des molécules avec des rangs SIRIS fort (respectivement faible) parmi celles que l'on retrouve aux différents niveaux de détection

Figure 12 : Share of molecules with strong (or weak) SIRIS ranks among those found at different detection levels

⁶ Rappel des niveaux de fréquence de détection : V2.0 : pas de seuil ; V2.1 : au-dessus de la limite de quantification ; V2.2 : au-dessus de 0,1 µg/L et V2.3 : au-dessus de 1 µg/L

A l'origine il y a environ 9% des substances qui ont un rang SIRIS supérieur à 75 et 12% qui ont un rang inférieur à 25. Pour le niveau de détection V2.0, on retrouve sensiblement la même répartition. Cependant, plus le seuil de détection augmente, plus la part de substances ayant un rang SIRIS élevé augmente. Les substances fortement mobiles seront généralement retrouvées en proportions supérieures à des seuils de détection élevés.

Le parallèle entre le rang SIRIS et les analyses d'eau montre bien que certaines molécules avec un rang SIRIS moyen ou faible peuvent être fréquemment détectées et à l'inverse, des molécules au rang SIRIS fort peuvent être faiblement retrouvées. Toutefois, les molécules fortement mobiles (rang SIRIS élevé) sont plus susceptibles d'être détectées à des concentrations élevées.

Néanmoins, le rang SIRIS seul ne suffit pas à définir un risque de transfert même s'il est plutôt rassurant de trouver une certaine corrélation entre le rang et les analyses d'eau.

3.4 UNE APPROCHE DU RISQUE DE TRANSFERT POUR CHAQUE MOLÉCULE

Le risque de transfert potentiel de chaque molécule est estimé à partir de la vulnérabilité intrinsèque du milieu et de la pression potentielle exercée sur ce dernier. La pression est définie grâce à l'utilisation potentielle de la substance active concernée (si elle est autorisée sur les cultures identifiées dans l'étude de l'occupation du sol), et à ses caractéristiques intrinsèques (son potentiel de transfert). Environ 300 molécules sont concernées par cette approche, elle est détaillée pour une molécule dans cette partie.

3.4.A. Exemple d'une molécule avec un rang SIRIS élevé

Les quatre critères utilisés pour caractériser la molécule et qui permettent de lui associer un rang par la méthode SIRIS sont la solubilité, l'hydrolyse, la demi-vie (DT50) et l'affinité pour le sol (Koc). Dans la méthode SIRIS, 3 classes sont définies : « peu favorable », « moyennement favorable » et « très favorable ». Le tableau ci-dessous indique les valeurs pour chaque classe ainsi que les valeurs correspondantes à la molécule exemple.

Tableau 5 : Caractéristiques de la molécule exemple (source : SIRIS)

Tableau 5 : Characteristics of the example molecule (source: SIRIS)

		Modalité			Molécule exemple	
		Peu favorable (o)	Moyennement favorable (m)	Très favorable (d)	Valeur	Classe correspondante
Seuils	Solubilité (mg/L)	<10	>=10 et <200	>=200	23 180	Très favorable
	DT50 (jours)	<8	>=8 et <30	>=30	9,9	Moyennement favorable
	Hydrolyse à pH 7	Instable	Stable	Très Stable	Très stable	Très favorable
	Koc (mL/g)	>1000	<=1000 et >100	<=100	56	Très favorable

La molécule exemple est un herbicide utilisé contre les dicotylédones sur les céréales (blé, orge, triticale, seigle,...), sur maïs, en arboriculture, en maraîchage et sur prairie. Une majorité de la SAU totale (82%) est concernée par un usage potentiel de ce composé. Ses caractéristiques montrent qu'elle est peu adsorbable sur les particules du sol et qu'elle est très soluble ; elle sera donc très présente dans la phase aqueuse. Par ailleurs, elle est très stable face à l'hydrolyse et a un temps de demi-vie moyen ; elle est donc moyennement dégradable. Ces valeurs lui confèrent un rang SIRIS de 86 considéré comme très élevé.

3.4.B. Mise en évidence des bassins versants prioritaires pour la molécule exemple

A partir de la méthodologie développée dans la partie 0 2.4 Usage et pression des produits phytosanitaires, la pression exercée par la molécule exemple est estimée puis agrégée par BVE, voir ci-dessous.

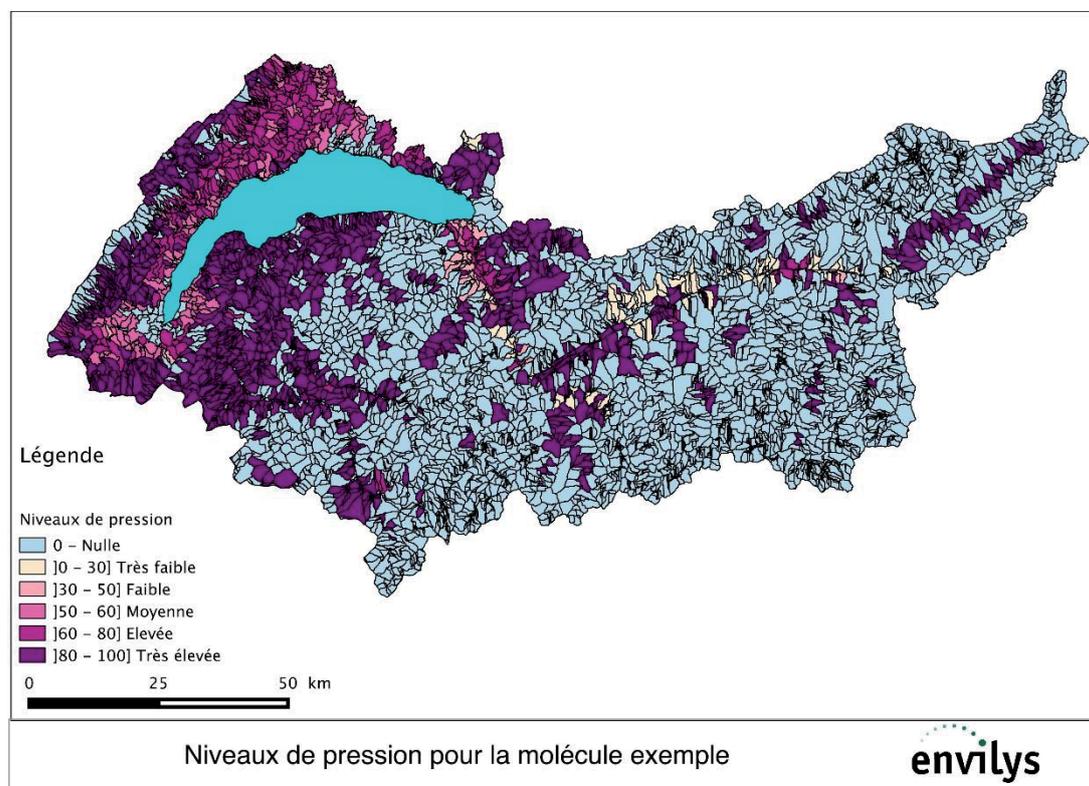


Figure 13 : Estimation de la pression pour la molécule exemple – agrégation au BVE

Figure 13 : Pressure estimate for the example molecule – aggregation to the primary drainage basin

La pression estimée de cette molécule est ensuite combinée à la vulnérabilité intrinsèque du territoire afin d'estimer le risque de transfert potentiel. Celui-ci est présenté agrégé aux BVE et aux BVME (voir 0 2.5 Potentiel de contamination).

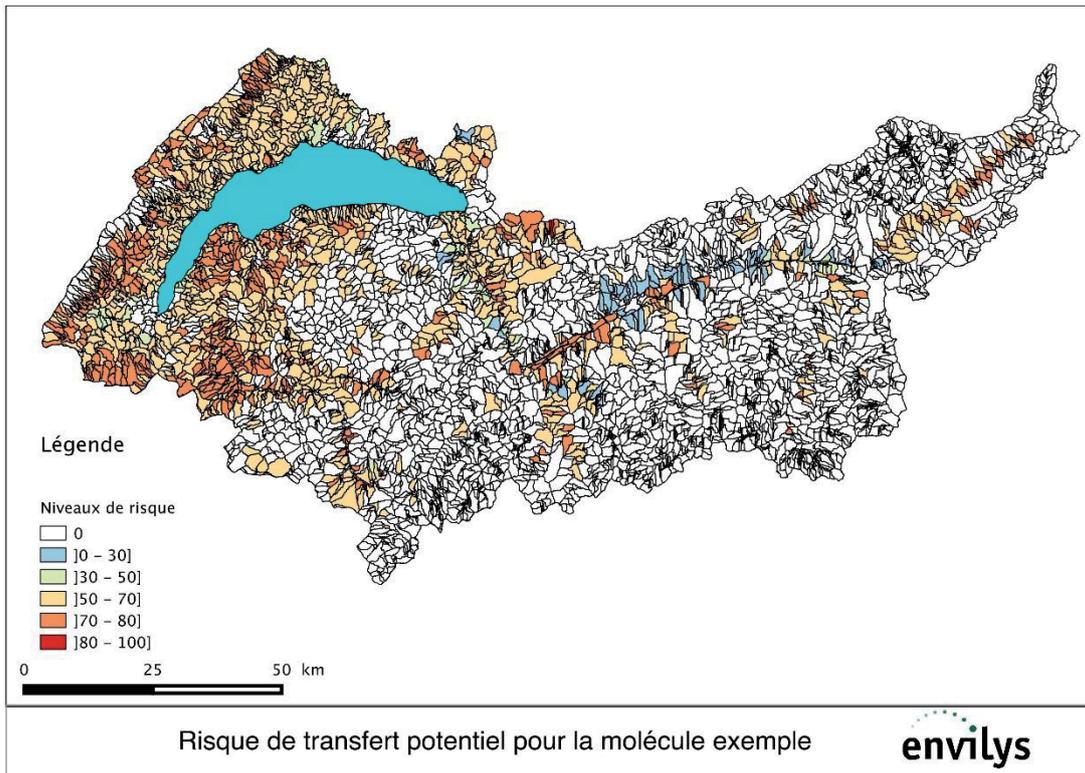


Figure 14 : Estimation du risque potentiel pour la molécule exemple – agrégation au BVE

Figure 14 : Estimate of potential risk for the example molecule – aggregation to the primary drainage basin

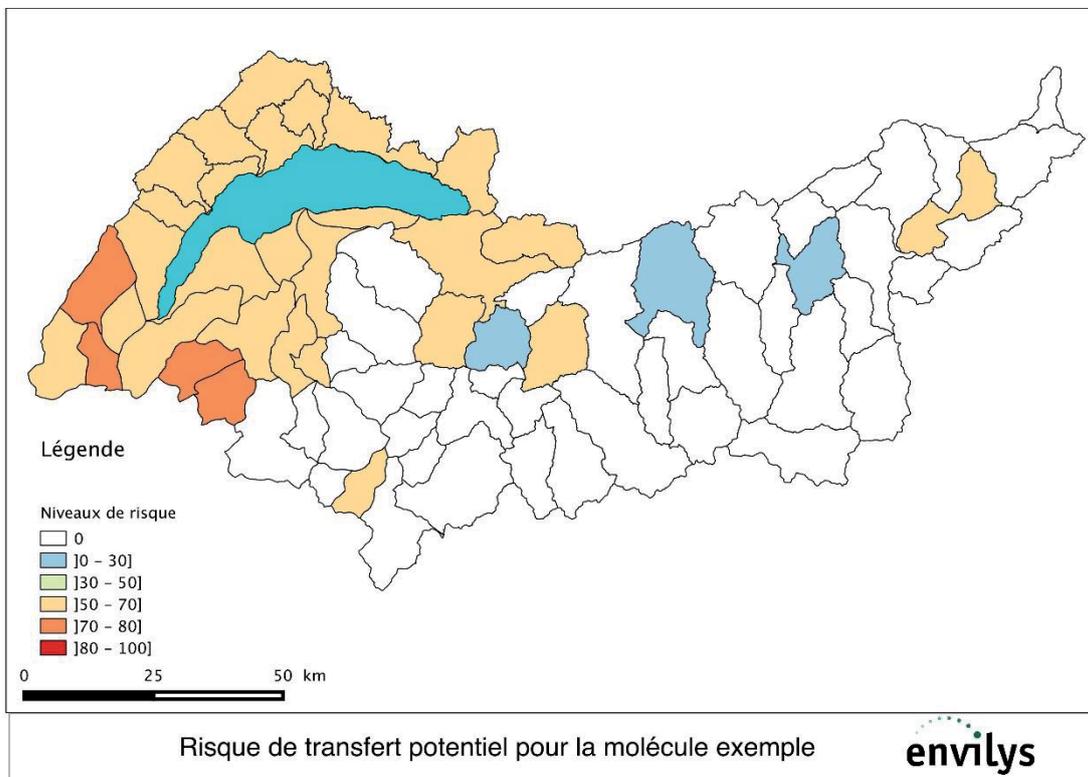


Figure 15 : Estimation du risque potentiel pour la molécule exemple – agrégation au BVME

Figure 15 : Estimate of potential risk for the example molecule – aggregation to the water mass drainage basin

En parallèle, les analyses de la qualité de l'eau permettent de soupçonner⁷ une utilisation avérée de cette matière active lorsque celle-ci est détectée, voir ci-dessous. Les BVME prioritaires sont définis par association de ces deux informations.

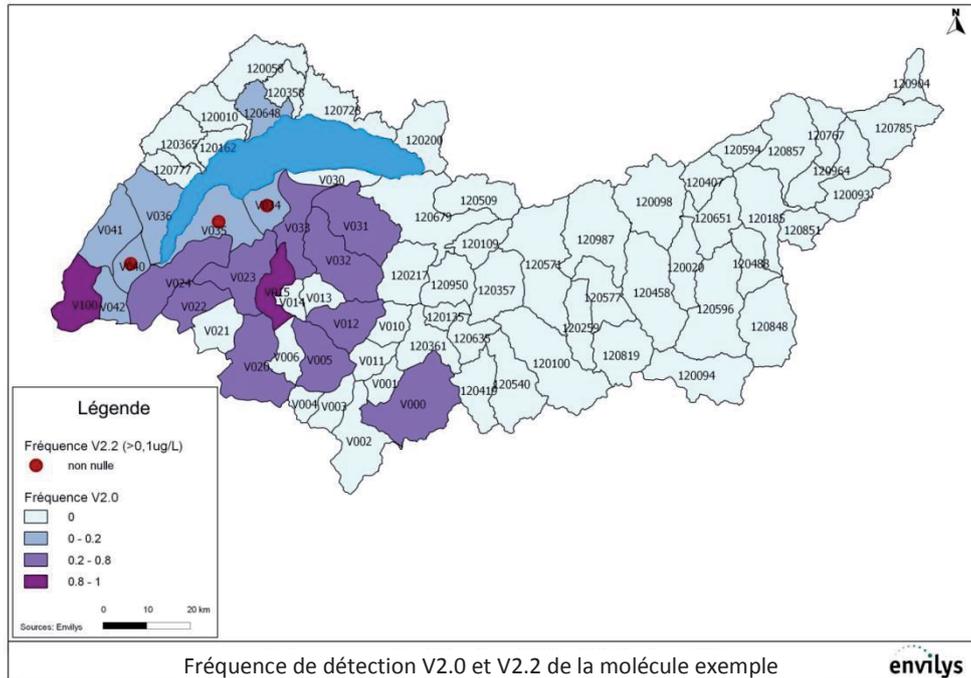


Figure 16 : Fréquences de détection sans seuil (V2.0) et au-dessus du seuil de 0,1µg/L (V2.2) entre 2007 et 2012 pour la molécule exemple

Figure 16 : Detection frequencies without threshold (V2.0) and above the threshold of 0,1µg/L (V2.2) between 2007 and 2012 for the example molecule

Pour la molécule exemple, 3 BVME (V041, V042, V021) sont concernés par un risque de transfert potentiel élevé et des fréquences de détection importantes. Ils sont considérés comme prioritaires pour cette substance. Sur un des BVME (V021), le risque de transfert potentiel estimé est élevé mais l'absence d'analyses de la qualité de l'eau ne permet pas de conclure quant à son utilisation réelle. Pour autant, on considèrera que ce bassin est à surveiller également. Enfin, le composé est fortement détecté aux points de prélèvement de 3 BVME (V034, V035 et V040) alors que l'estimation donne un risque de transfert potentiel moyen. Sur ces 3 bassins, une forte utilisation ou des pollutions ponctuelles pourraient expliquer le fort niveau de détection.

⁷ La substance active détectée peut provenir d'une utilisation agricole mais aussi d'une utilisation non agricole ou encore d'une source de pollution ponctuelle. Les origines non agricoles (collectivités, industries) et ponctuelles ne sont pas étudiées ici.

4. LOGIQUE D'ACTION ET PRÉCONISATIONS

Pour guider le travail de la CIPEL et de ses partenaires sur les pollutions liées à l'utilisation de produits phytosanitaires dans l'agriculture, il apparaît utile de travailler sur :

- la logique d'actions à l'échelle du bassin versant et des acteurs concernés,
- les préconisations techniques pour réduire les risques de transfert de produits phytosanitaires vers les eaux superficielles.

Ces propositions s'appuient sur différentes sources :

- des guides méthodologiques existant en France sur la gestion des pollutions diffuses agricoles,
- un travail de synthèse des actions proposées en Suisse dans le cadre des 2 programmes d'actions 62A engagés sur le territoire : Boiron de Morges et Ruisseau des Charmilles, ainsi que les travaux visant à réduire les risques d'érosion,
- des listes de propositions élaborées par Envilys au fil de leurs réalisations ou discutées dans des groupes méthodologiques.

4.1 LOGIQUE D' ACTIONS

4.1.A. Principe et acteurs

La logique d'actions proposée se formalise depuis les enjeux (Améliorer la qualité de l'eau) jusqu'aux effets selon le schéma suivant.

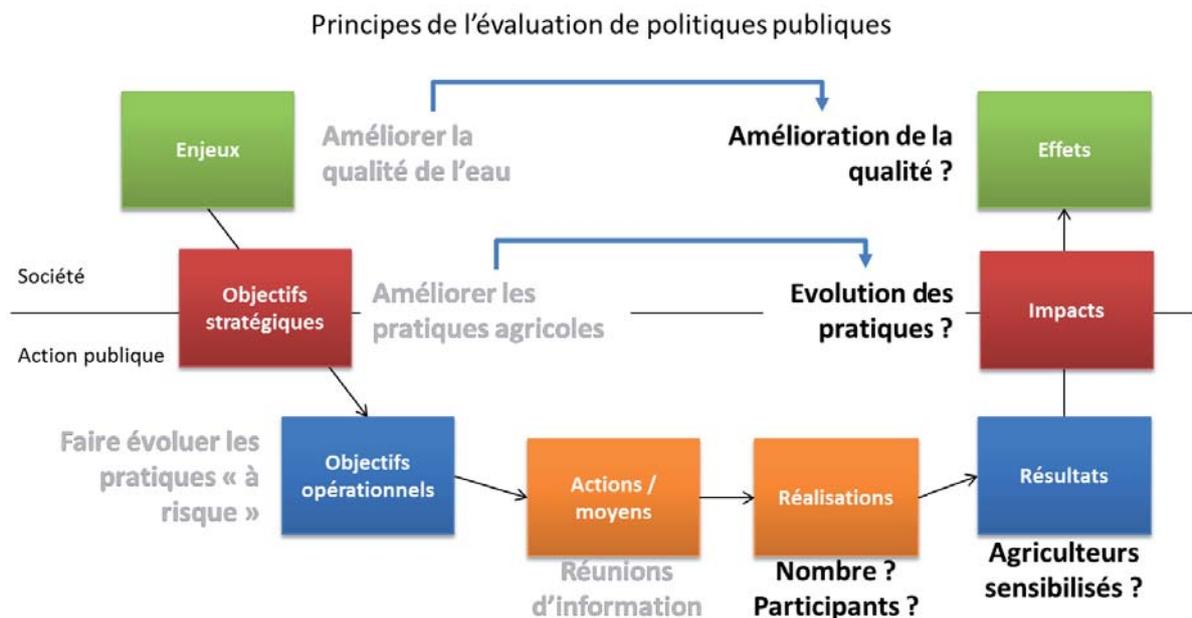


Figure 17 : Présentation d'un exemple de formalisation de la logique d'actions depuis les enjeux jusqu'aux effets.

Figure 17 : Presentation of an example of formalization of the logic of actions from the stakes until the effects

Les acteurs impliqués dans la thématique eau et l'utilisation de produits phytosanitaires dans l'agriculture sont nombreux. Leur niveau d'implication peut être variable et concerner :

- La définition de cadres réglementaires et/ou incitatifs
- Le pilotage des projets de terrain (appui technique, recherche appliquée, portage de projets locaux)
- La mise en œuvre des pratiques et des améliorations (conseil technique agricole, vulgarisation).

Les missions et le fonctionnement de la CIPEL font qu'elle entretient des relations plus fortes avec le premier niveau, qu'avec le second (très peu avec le troisième). Il s'agit de bien les connaître afin de travailler sur des organisations adaptées aux projets qui pourraient être mis en place. La bi-nationalité du territoire est à la fois une richesse pour les échanges, et une complexité dont il faut tenir compte dans les jeux d'acteurs.

4.1.B. Objectifs stratégiques et opérationnels

Le lien entre l'enjeu général (Améliorer la qualité de l'eau) et les actions de terrain se fait par les objectifs stratégiques suivants :

- Développer des actions de limitation des pressions agricoles : limiter les risques liés aux usages (pratiques et liens avec les systèmes de cultures).
- Aménager le territoire pour limiter les risques de transfert vers les ressources en eaux : limiter les risques par une intervention sur les écoulements de l'eau et les transferts de produits.
- Développer des projets pilotes entre les acteurs de la thématique : mettre en place des projets entre les différents niveaux d'intervenants, afin de développer un savoir-faire de travail commun sur la thématique (la notion de projet pilote évoque ici la nécessité de commencer dans un cadre qui permette de tester différentes options).
- Communiquer sur les actions mises en œuvre et échanger des données : rendre compte des avancées et développer des partenariats solides qui permettent un échange de données, par exemple sur les itinéraires techniques types et les pratiques des exploitants.
- Définir des territoires et des sujets prioritaires : dans le cadre du déploiement des actions de terrain, le diagnostic aura permis un premier ciblage (fondé sur le risque), mais d'autres critères apparaîtront par la suite (par exemple l'opportunité d'un projet local), il s'agira donc de piloter des priorités dans le temps.
- Organiser et soutenir les actions de terrain : la CIPEL et ses instances pourraient constituer une ressource pour mobiliser puis accompagner des porteurs de projets sur la thématique.

Ces objectifs stratégiques se déclinent ensuite en objectifs opérationnels, qui peuvent être mis en lien avec des dispositifs d'action comme l'illustre le tableau suivant.

Tableau 6 : Liens entre objectifs opérationnels et lien avec les dispositifs envisageables (X liens entre objectif opérationnel et dispositif jugé intéressant, XX : très intéressant, XXX : essentiel)

Table 6 : Links between operational objectives and link with possible devices/plans (SELON LE CONTEXTE) (X links between operational objective and device/plan deemed interesting, XX: very interesting, XXX: essential)

N°	Objectifs opérationnels	Dispositifs envisageables													
		Vulgarisation et conseil agro-environnemental vers les professionnels agricoles	Sensibilisation collective (de la profession et de territoires porteurs de projets potentiels)	Plateforme de démonstration des performances agro-environnementales (Eco phyto, BV Pilote et 62A)	Mise en place de partenariats avec les structures de vulgarisation et de conseil agricole	Conception et diffusion d'un référentiel agro-environnemental (liste des préconisations techniques promues par la CPEL et ses partenaires)	Développement de stratégies de "chart-label" permettant de valoriser les efforts entrepris	Contratualisations (MAEC/PER)	Aide à l'investissement en matériel en individuel ou collectif	Conditionnalité de la politique agricole commune et mesures réglementaires	Suivi de la qualité de l'eau				
1	Améliorer les itinéraires techniques fortement consommateurs de produits phytosanitaires	XXX	XXX		XX	XX		XX	XXX	XX	XXX	XX	XX		
2	Améliorer et valoriser les outils d'aide à la décision (OAD) et services agro-environnementaux	XXX		XXX	XX	XXX	XXX	XX	XXX	X			XX	XX	
3	Améliorer la connaissance agroenvironnementale : sol, occupation des sols agricoles itinéraires techniques (ITK)			XXX	XXX	XXX		XXX	XXX	XXX					XXX
4	Développer des zones tampons permettant la limitation des transferts, d'eau, d'érosion et de produits phytosanitaires	XX	XX					XX	XXX	XXX	XXX	XXX	XX	XX	
5	Limiter les pollutions ponctuelles des sites d'exploitation	XXX			XXX			XXX		XX		XXX	XXX	XX	
6	Valoriser les pratiques limitant les risques				XX			XX		XXX				XX	
7	Valoriser le conseil à forte valeur ajoutée environnementale (formation, échange d'information)				XXX			XXX	XXX	XXX					
8	Ajuster le suivi des phytosanitaires dans le milieu en fonction des priorités et des actions conduites														XXX
9	Communiquer entre porteurs de projets sur leur pilotage et échanger des données			XXX	XXX			XXX	X	XX	X				
10	Communiquer en direction des agriculteurs, coopératives, collectivités sur les actions conduites et leurs résultats	XXX	XXX	XXX	XX			XX	XXX	XXX	XX	XX	XX		X

4.2 PRÉCONISATIONS TECHNIQUES

Des propositions de solutions techniques envisageables pour la réduction des risques de pollution par les produits phytosanitaires agricoles sur le territoire ont également été élaborées dans le rapport final. Leur intérêt est qualifié selon l'étape du transfert qu'elles ciblent (genèse ou organisation du ruissellement, transfert et sortie de parcelles, liens avec le réseau hydrographique et pression pesticides), le type de culture qu'elles visent et enfin leur faisabilité.

Cette liste de 24 propositions constitue une liste à laquelle se référer lorsque la démarche en vient aux pratiques de terrain : elle fournit une base à discuter au cas par cas avec les acteurs concernés.

5. CONCLUSIONS – PERSPECTIVES

5.1. RÉSUMÉ MÉTHODOLOGIQUE

La méthodologie développée repose sur une approche d'estimation d'un risque potentiel de transfert vers les eaux de surface, combinant i) une caractérisation locale des pressions phytosanitaires pour chaque molécule utilisable et autorisée vis-à-vis des cultures en place, et ii) une estimation de la vulnérabilité du milieu aux transferts vers les eaux de surface par les écoulements de surface (ruissellement et érosion produits localement et acheminement vers le réseau hydrographique). Bien qu'estimés localement, les pressions, vulnérabilités et risques potentiels sont restitués aux échelles de petits bassins élémentaires (BVE) et de masses d'eau (BVME) pour respecter les logiques de fonctionnement hydrologique et de gestion.

Ces risques potentiels sont enfin comparés aux niveaux de qualité des masses d'eau et permettent de définir les bassins prioritaires du point de vue de la contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires d'origine agricole.

Le dernier volet de l'étude propose les actions qui pourraient guider le travail de la CIPEL et de ses partenaires sur ce sujet. La proposition se focalise d'une part sur une logique d'action à l'échelle du bassin versant et des acteurs concernés, et d'autre part, sur des préconisations techniques pour réduire les risques de transfert de produits vers les eaux superficielles.

5.2. OUTIL CARTOGRAPHIQUE

L'ensemble de ces travaux alimente un outil cartographique, restitué à la CIPEL. Il permet aux experts ayant collaboré au projet d'explorer l'ensemble des résultats, avec notamment un accès aux différentes composantes de la pression, de la vulnérabilité et du risque pour chaque BVE. Il permet ainsi d'engager un dialogue approfondi avec les acteurs concernés sur chaque secteur prioritaire.

5.3. DISCUSSION ET LIMITES

De par l'étendue du territoire, transfrontalier, la multiplicité des acteurs et le cadre temporel dans lequel il s'inscrivait, ce projet est ambitieux. Il répond notamment aux enjeux :

- D'homogénéité de la méthodologie et du résultat à travers le territoire malgré d'importantes disparités sur la nature et la qualité des données.
- De transparence, d'évolutivité et de reproductibilité, qui permettront aussi de le faire vivre dans le temps.
- D'accessibilité des résultats, via un portail cartographique.

Le projet comprend aussi des limites qu'il faut souligner. En premier lieu, l'étude vise la pollution d'origine agricole et diffuse due à l'utilisation de produits phytosanitaires. Ni les pollutions agricoles ponctuelles, ni les sources urbaines, industrielles ou d'usages de particuliers ne sont abordées ici : la CIPEL les adresse via des actions de fond ou ponctuelles de manière à mobiliser tous les acteurs. L'exercice délicat de quantification relative des impacts de ces différentes sources n'a pas été mené : comme le montre cette étude, sa faisabilité même n'est pas évidente, même à moyen terme.

Il faut également souligner que, conformément à ces objectifs, le projet ne concerne que les eaux de surface. Aucune interaction ni finalité avec les eaux souterraines n'est prise en compte que ce soit au niveau des cours d'eau ou du Léman.

La démarche a soulevé un frein important relatif au manque de données sur la répartition des cultures sur le territoire de la CIPEL. Ce manque touche à la fois leur localisation et leur résolution spatiale, ainsi que leur degré de description principalement dans la catégorie « grandes cultures ». D'autre part, l'information concernant les usages de produits phytosanitaires (itinéraires techniques) par région agricoles et/ou par terroirs était inégalement disponible, et peu formalisée.

L'échelle d'analyse permet de descendre au niveau relativement fin du bassin versant élémentaire. Par souci de cohérence et de faisabilité, on ne peut pas, sur un tel territoire, atteindre un niveau parcellaire. L'outil permet le lien avec les acteurs de terrain, qui pourront, eux, aller plus loin.

Le contenu de la présente étude ne permet pas non plus d'aboutir à des conclusions quelconques concernant la substitution de molécules. Cette question nécessite un cadre de dispositif très sécurisé du point de vue de l'organisation et de la métrologie qui n'est réalisable que sur de petits territoires pour s'assurer du lien entre la pression et l'impact sur la qualité de l'eau.

Enfin, concernant l'analyse des résultats de qualité de l'eau, il faut signaler l'incertitude suivante : pour les prélèvements pour lesquels on ne disposait pas de la liste exhaustive des molécules recherchées, on ne peut pas conclure qu'une molécule non listée soit non retrouvée (elle pourrait ne pas être recherchée) : conclure à une absence de risque pour cette molécule est donc délicat.

5.4. PERSPECTIVES POUR L'OUTIL ET LA MÉTHODE

Qu'elles tiennent de la disponibilité des données, des savoir-faire techniques, ou encore des objectifs intrinsèques de la CIPEL, ces limites permettent de bien comprendre les résultats. Certaines invitent aussi à être dépassées. Sur la base des échanges avec le groupe de pilotage, d'entretiens individuels supplémentaires avec 11 prescripteurs et porteurs de projets du territoire, de la réalité technique de l'outil proposé et des limites de la méthodologie, une analyse critique d'améliorations possibles a été proposée. Elle tient compte des attentes des acteurs du territoire, à leurs diverses échelles d'action.

Les perspectives d'amélioration de l'outil tiennent d'une part à l'amélioration des données utilisées (non centralisées ou non disponibles donc à créer), notamment concernant les pratiques et la localisation des cultures, et d'autre part à des évolutions de la méthode elle-même, comme par exemple pour permettre une prise en compte de la saisonnalité, ou des fossés drainants dont l'usage est répandu en Suisse.

La question a été posée du semi-quantitatif, avec pour objectif d'approcher la notion de flux de pesticides par bassin. Cette approche permettrait d'affiner le diagnostic et de mieux cibler les actions vis-à-vis de la réalité du terrain. Elle nécessite une connaissance précise des doses et dates d'apport des produits, de la localisation des cultures, et des flux hydrologiques (tracés et débits). Elle est envisageable, mais nécessite des approfondissements techniques et scientifiques pouvant impliquer des partenariats avec des organismes de recherche et/ou des fournisseurs de données et de méthodes sur le volet hydrologie fonctionnelle.

5.5. PERSPECTIVES POUR LA CIPEL

Pour la CIPEL, il est important de considérer ces pistes d'améliorations pour l'outil et la méthode, auxquelles elle pourra revenir à moyen terme. Il s'agit toutefois de pouvoir faire vivre dès maintenant les travaux engagés. Dans un premier temps, elle doit formaliser les conditions de mise à jour des données. De manière plus opérationnelle, elle doit s'attacher dès maintenant à favoriser les échanges avec les acteurs de l'eau et de l'agriculture du territoire autour de cette mine de résultats, dans une démarche générale de coopération, ce qui implique en particulier de s'approcher d'acteurs avec lesquels elle a moins l'habitude de travailler. De tels échanges nécessitent une réelle pédagogie tant l'apparente simplicité de l'outil cartographique peut faire oublier les niveaux scientifiques et techniques engagés dans l'analyse et les limites d'interprétation.

Pour la CIPEL, cette démarche scientifique de priorisation de risques permet de porter un volet stratégique tout aussi important visant aux dialogues et échanges d'expériences à travers le territoire franco-suisse. L'accompagnement même du mandat a d'ailleurs favorisé des échanges propices entre les acteurs de l'agriculture et de l'eau. Le volet de l'étude éclairant la logique d'action et les propositions de préconisations techniques jettent les bases pour aller plus loin. Ainsi pourra-t-on soutenir, à l'échelle lémanique, les stratégies locales de prévention des risques et « limiter l'utilisation des phytosanitaires et leur transfert vers l'environnement », comme y invite le Plan d'action.

BIBLIOGRAPHIE

- CREPEPP (2009). Réalisation d'une cartographie de l'impact potentiel des produits phytosanitaires sur les eaux superficielles et souterraines de la région Pays de la Loire – Rapport Technique, juin 2009. 94 p.
- DIREN Rhône-Alpes, CROPP Rhône-Alpes (2008). Révision des zones prioritaires pesticides sur la région Rhône-Alpes. Etape de délimitation des zones sensibles. 47 pages + annexes.
- Gisler S., Liniger H. P., Prasuhn V. (2010). Rapport technico-scientifique relatif à la carte du risque d'érosion de la surface agricole utile de la Suisse à l'aide d'un modèle numérique de terrain (pixels de 2x2 mètres) (CRE2). Université de Bern, sur mandat de l'OFAG (BLW), 104 p + annexes.
- Gisler S., Liniger H. P., Prasuhn V. (2011). Carte à haute résolution du risque d'érosion au raster 2x2 m (CRE2). Recherche Agronomique Suisse 2(4): 148–155.
- Klein A., Manco F., Charles R. (2007). Pesticides d'origine agricole dans le bassin versant suisse du Léman - Campagne 2006. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., 187-201.
- Le Gall A. C., Morot A., Jouglet P., Chatelier J.-Y. 2007. Mise à jour et amélioration de la méthode SIRIS et développement d'un outil informatique pour son application; Rapport de l'étape 1 du projet, Rep. No. DRC-07-73770-04644A. INERIS, Verneuil en Halatte, France. pp 122.
- Le Gall A. C. (INERIS). 2012. SIRIS Pesticides – informations. 23p.
- Manco F. (2007). Pour le bassin lémanique, inventaire des pesticides utilisés dans l'agriculture et relations avec les teneurs mesurées dans les eaux du lac et des rivières. Rapport de stage, Université de Genève, 42 p + Annexes.
- Noll D., Dakhel N., Burgos S. (2010). Appréciation des risques de transfert de pesticides par écoulement de surface. Recherche Agronomique Suisse 1(3): 110–117.
- Ramseier, S., Edder, P., Ortelli D., Klein, A., Bouchez, A. (2015) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 84-97.
- Rogler H., Schwertmann U. (1981). Rainfall erosivity and isoerodent map of Bavaria. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung, 22: 99-112.
- Schüpp M. (1975). Objective weather forecasts using statistical aids in Alps. Rivista Italiana Di Geofisica E Scienze Affini, 1: 32-26.
- Siber R., Stamm C., Reichert P. (2009). Modeling potential herbicide loss to surface waters on the Swiss plateau. Journal of Environmental Management, 91(1): 290-302.
- Vaillant M., Jouany J. M., Devillers J. 1995. A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method. Toxicology modeling 1, (1), 57-72.

Annexe 1 : Choix d'une liste restreinte de molécules

Annexe 1 : Choice of shortlist of molecules

L'ensemble des fréquences de détection estimées représente une quantité de données importante, il est choisi de cibler l'analyse autour de certaines molécules jugées comme fortement détectées. Ce choix doit se faire à la fois sur la fréquence de détection et sur les concentrations mesurées. Pour la plupart des substances actives les concentrations moyennes à ne pas dépasser (impact environnemental¹) sont supérieures à 0,1µg/L. Par conséquent, nous allons étudier la fréquence de détection avec une valeur mesurée supérieure à 0,1µg/L (V2.2), ce qui nous amène à considérer 118 molécules. Parmi ces 118 molécules, un certain nombre sont détectées très peu de fois à 0,1µg/L, souvent une seule fois. Ces petites valeurs sont mises à part en prenant uniquement les fréquences de détection supérieures à 0,05, on obtient ainsi une liste de 52 « molécules fortement détectées » :

2,4-D	Ethofumesate	Oxadixyl
2,6-Dichlorobenzamide	Fenhexamide	Penconazole
4-nonylphenols	Fludioxonil	Pendimethaline
Aclonifen	Flusilazole	Phosalone
Aminotriazole	Glyphosate	Phthalimide (metabolite Folpet)
AMPA	HCH gamma (lindane)	Propyzamide
Atrazine	Iprovalicarbe	Simazine
Atrazine-desethyl	Isoproturon	S-Metolachlor
Azoxystrobine	Linuron	Spiroxamine
Carbendazime	Mecoprop	Sulcotrione
Chloridazone	Metalaxyl	Tebuconazole
Chlorpyrifos-ethyl	Metamitrone	Tebutame
Chlortoluron	Metazachlore	Terbuthylazine
Cyprodinil	Methoxyfenoside	Terbuthylazine-desethyl
Deet	Metolachlore	Triclosan
Diazinon	Monolinuron	Trifloxystrobine
Diuron	Myclobutanil	
Endosulfan sulfate	Napropamide	

¹ NQE : Norme de Qualité Environnementale, côté France

CQK : Critère de Qualité Environnementale, côté Suisse