

Protection des eaux dans les zones de  
protection de captages utilisés pour la  
consommation humaine

**Guide Monitoring : suivi des  
contaminations diffuses  
dans le cadre du programme  
de mesures en zones de  
protection de captages  
d'eaux souterraines  
destinées à la consommation  
humaine**

**ZPS-DOC-3**



LE GOUVERNEMENT  
DU GRAND-DUCHÉ DE LUXEMBOURG  
Ministère de l'Environnement, du Climat  
et du Développement durable

Administration de la gestion de l'eau

Rédigé par



LE GOUVERNEMENT  
DU GRAND-DUCHÉ DE LUXEMBOURG  
Ministère de l'Environnement, du Climat  
et du Développement durable

Administration de la gestion de l'eau

Administration de la gestion de l'eau  
1, avenue du Rock'n'Roll  
L-4361 Esch-sur-Alzette

E-Mail: [julien.farlin@eau.etat.lu](mailto:julien.farlin@eau.etat.lu)

Internet: [www.waasser.lu](http://www.waasser.lu)

Novembre 2021

<b>Introduction .....</b>	<b>1</b>
<b>Première partie. Description de la situation existante et cadastre des risques.....</b>	<b>3</b>
<b>1.1 Classification des ouvrages et ouvrages prioritaires .....</b>	<b>3</b>
<b>1.2 Tendances .....</b>	<b>3</b>
1.2.1 Représentation graphique .....	3
1.2.2 Analyse statistique et quantification de la vitesse de changement.....	5
1.2.3 Classification des tendances à la hausse à l'aide d'indicateurs.....	6
<b>1.3 Valeurs sous la limite de quantification .....</b>	<b>6</b>
<b>1.4 Modèle conceptuel de l'aquifère .....</b>	<b>7</b>
<b>1.5 Contaminations diffuses et contaminations ponctuelles.....</b>	<b>10</b>
<b>1.6 Temps de réaction et temps d'autoépuration.....</b>	<b>10</b>
<b>1.7 Devenir des produits phytosanitaires dans les sols agricoles et lessivage.....</b>	<b>13</b>
<b>1.8 Suivi de l'azote dans les sols agricoles.....</b>	<b>16</b>
<b>1.9 Zones vulnérables au lessivage et classification du niveau de risque.....</b>	<b>17</b>
<b>1.10 Description de la situation existante et cadastre des risques: volet agricole.....</b>	<b>18</b>
<b>1.11 Suivi des pratiques agricoles .....</b>	<b>18</b>
<b>1.12 Planification de l'échantillonnage des eaux souterraines .....</b>	<b>19</b>
1.12.1 Fréquence d'échantillonnage.....	19
1.12.2 Suivi dans les forages d'observation .....	20
1.12.3 Liste des produits phytosanitaires à intégrer au suivi.....	21
<b>Deuxième partie. Objectifs et évaluation du programme de mesures .....</b>	<b>22</b>
<b>2.1 Concept général.....</b>	<b>22</b>
<b>2.2. Définition de l'état initial et de l'état visé.....</b>	<b>22</b>
2.2.1 Nitrates.....	22
2.2.2 Produits phytosanitaires et métabolites.....	23
2.2.3 Études de risque.....	24
2.2.4 Données d'utilisation des sols.....	24
2.2.5 Stockage de l'azote dans les sols .....	24
<b>2.3 Établissement des mesures du volet agricole.....</b>	<b>24</b>
<b>2.4 Durée de mise en oeuvre.....</b>	<b>26</b>
<b>2.5 Indicateurs .....</b>	<b>26</b>
<b>2.6 Procédure d'évaluation du programme de mesures .....</b>	<b>26</b>
2.6.1 État actuel.....	27
2.6.2 État d'avancement du programme de mesures.....	27
2.6.3 Éléments constitutifs de l'évaluation .....	27
2.6.4 Rapport d'activité annuel .....	28
2.6.5 Rapport d'établissement et rapport d'évaluation du programme de mesures.....	28
<b>2.7 Rôle des tendances dans l'évaluation .....</b>	<b>29</b>
2.7.1 Tendance à la baisse .....	29
2.7.2 Tendance à la hausse.....	29

## Introduction

Le guide « monitoring » reprend toutes les informations allant de la collecte des données à leur utilisation pour l'établissement et la mise en œuvre du volet agricole du programme de mesure, en passant par leur analyse graphique et statistique. Ce guide précise la marche à suivre pour la caractérisation et la gestion des contaminations diffuses d'origine agricole en zone de protection de captage d'eau souterraine. Il s'adresse particulièrement aux bureaux d'étude, qui sont mandatés par les fournisseurs d'eau potable pour l'établissement des programmes de mesures, et aux animateurs des zones de protection. Le guide « monitoring » est complémentaire de la « Arbeitshilfe für die Herstellung und Umsetzung von Massnahmenprogrammen in Trinkwasserschutzgebieten im Grossherzogtum Luxemburg (Teil Grundwasser) » (ZPS-DOC-2, court « Arbeitshilfe Massnahmenprogramme ZPS »), de la « Arbeitshilfe Massnahmenfinanzierung » (ZPS-DOC-5) et de la « ZPS Förderfibel » (ZPS-DOC-6). Un document séparé, la « trame pour le rapport d'établissement des programmes de mesures non régionaux » (court « trame PM », ZPS-DOC-7) décrit quant à lui les éléments concrets et la structure des programmes de mesures non régionaux. Ces documents font suite au guide de délimitation des zones de protection « Leitfaden für die Ausweisung von Grundwasserschutzzonen » (court « Leitfaden Schutzzonen », ZPS-DOC-1) qui a structuré la procédure de délimitation des zones de protection. La Figure 1 reprend les différents documents cadre et illustre leur rôle dans la procédure d'établissement et de mise en œuvre du programme de mesure suivant la délimitation de la zone de protection de captage.

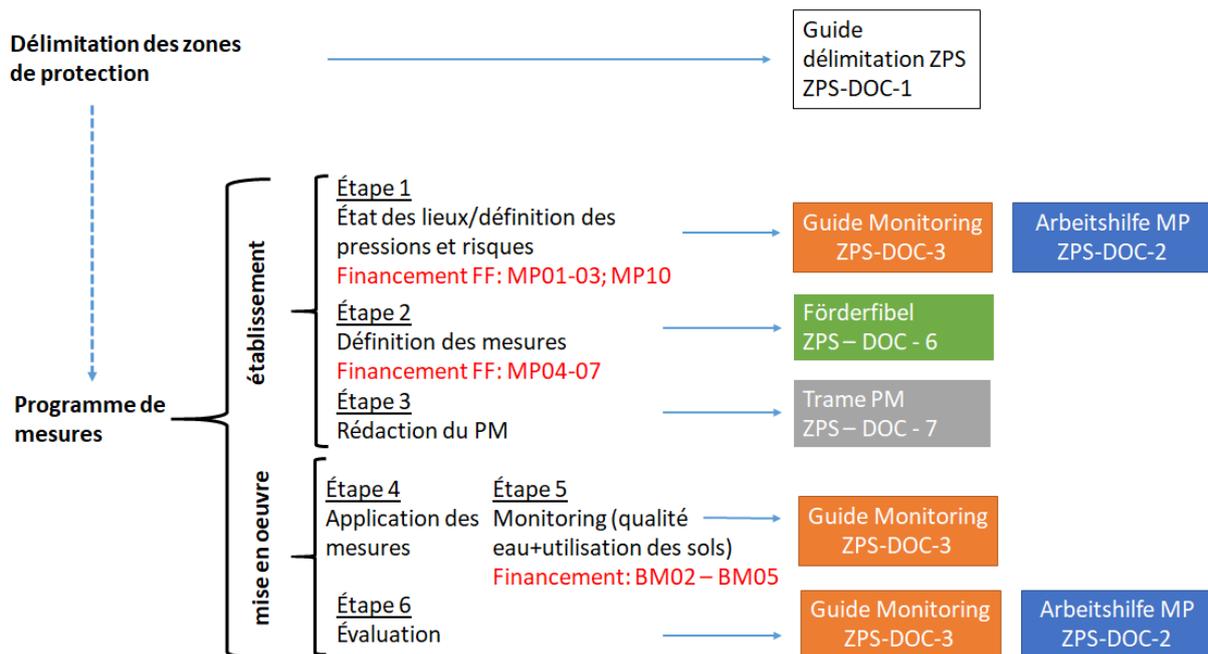


Figure 1. Relation entre les différents documents cadre des programmes de mesures.

La première partie de ce guide est consacrée à la description de la situation existante en zone de protection de sources et d'autres captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine (ZPS), que ce soit au niveau de la qualité des eaux souterraines qu'au niveau des pratiques agricoles (utilisation des sols, gestion des cultures et des intrants). Dans cette partie sont introduites à la fois des concepts généraux concernant les

flux de contaminants agricoles des surfaces agricoles vers les captages, et des méthodes concrètes permettant de documenter, décrire et comprendre la dynamique des pressions agricoles diffuses à l'échelle de la ZPS.

La seconde partie du guide traite des étapes de mise en place, d'évaluation et d'adaptation du programme de mesure se basant sur l'état des lieux établi selon les critères présentés dans la première partie. Cette seconde partie présente les étapes menant de l'état des lieux à l'établissement et à l'évaluation du programme de mesure. L'objectif est de fournir un cadre clair et transparent à la mise en relation entre mesures et évolution de la qualité des eaux.

Les aspects théoriques ont été réduits au minimum nécessaire à la compréhension des méthodes présentées. Les outils mentionnés dans le guide pour l'analyse des données et l'évaluation seront progressivement mis à disposition par l'AGE. Le guide sera régulièrement mis à jour à la lumière des expériences concrètes de terrain.

## Première partie. Description de la situation existante et cadastre des risques

---

Cette première partie couvre les aspects théoriques et pratiques du monitoring des contaminations diffuses d'origine agricole à l'échelle de chaque ZPS au sens large, regroupant à la fois le suivi de la qualité des eaux souterraines et celui des pratiques agricoles. Ce monitoring doit permettre dans un premier temps de dresser un état des lieux de la ZPS en ce qui concerne les pressions agricoles sur la ressource en eau (état zéro), et dans un second temps de suivre l'évolution de ces pressions à mesure que le programme de mesure est mis en œuvre. L'état des lieux est à réaliser dans le cadre des volets dédiés à la description de la situation existante (codes MP-01 et MP-10 de la Förderfibel) et s'intègre au cadastre des risques réalisé lors de l'établissement du programme de mesure.

### 1.1 Classification des ouvrages et ouvrages prioritaires

L'état de la qualité des eaux dans les ouvrages ainsi que son évolution sont des informations essentielles pour une gestion durable de la ressource. On distingue **deux classes de captages en ce qui concerne la qualité des eaux : prioritaires et non-prioritaires.**

Un ouvrage est considéré comme prioritaire lorsque:

1. La concentration moyenne annuelle d'un composé dépasse une ou plusieurs normes de qualité pour eaux potables et eaux souterraines (50 mg/L pour les nitrates, 100 ng/L par produit phytosanitaire/métabolite et 500 ng/L pour leur somme),
2. 75% d'une norme de qualité est dépassée pour au moins un composé,
3. Une tendance à la hausse est mise en évidence au niveau du captage ET une concentration moyenne sur l'année est supérieure à 50% de la valeur paramétrique.

Le dépassement ou non d'une valeur paramétrique (ou de 75% de cette valeur) est toujours basé sur la moyenne d'une année entière (voir paragraphe "Valeurs sous la limite de quantification"). Le test non-paramétrique de Mann-Kendall (voir paragraphe "Tendances") constitue la référence pour la détection d'une tendance à la hausse. De la même manière, toute tendance à la baisse pour un ouvrage prioritaire, après la mise en œuvre de mesures de réduction des intrants, est évaluée par ce test. En cas de tendance, la vitesse du changement est calculée par régression linéaire (voir paragraphe "Tendances").

### 1.2 Tendances

L'analyse des tendances des contaminants mesurés au niveau d'un captage est essentielle pour déterminer l'état de celui-ci (voir "Classification des ouvrages et ouvrages prioritaires") et pour l'évaluation de l'efficacité des mesures de réduction des intrants (voir "Évaluation d'une tendance à la baisse"). Elle permet de distinguer les variations cycliques d'augmentations ou de diminutions systématiques des concentrations et de quantifier ces changements dans les ouvrages captés. L'analyse des tendances se fait en combinant analyse graphique et calculs statistiques.

#### 1.2.1 Représentation graphique

La visualisation des données de qualité des eaux constitue la base de toute analyse des tendances. La représentation graphique peut se faire sous forme de série temporelle simple ou combinée avec des boîtes à moustaches (boxplot):

1. Série temporelle simple. Date sur l'axe des abscisses, concentration sur l'axe des ordonnées. Indiquer l'année au premier janvier, puis chaque mois par un trait. Ne pas rajouter d'étiquette d'axe pour les mois. Pour l'axe des ordonnées, il peut être utile de choisir une représentation logarithmique lorsque les concentrations varient beaucoup ou présentent une forte augmentation ou diminution au cours du temps. Indiquer les mesures sous la limite de quantification par un symbole différent (une croix par exemple) placé à la hauteur de la limite de quantification indiquée par le laboratoire. Ajouter une droite de régression par période de cinq années (retirer les valeurs sous la limite de quantification avant de faire les calculs), une droite de régression pour l'ensemble de la période d'observation, et une série de segments reliant entre eux les moyennes calculées par an (Figure 2). Préparer un graphique par soluté, sauf s'il semble utile de montrer la coévolution de plusieurs d'entre eux. Les tendances se jugent sur la base des **moyennes annuelles**. Les variations saisonnières et les pics isolés **ne constituent pas** des indications de tendances à la hausse, mais restent utiles pour caractériser la vulnérabilité du captage à une contamination de l'écoulement rapide (voir 1.4 et 1.11).

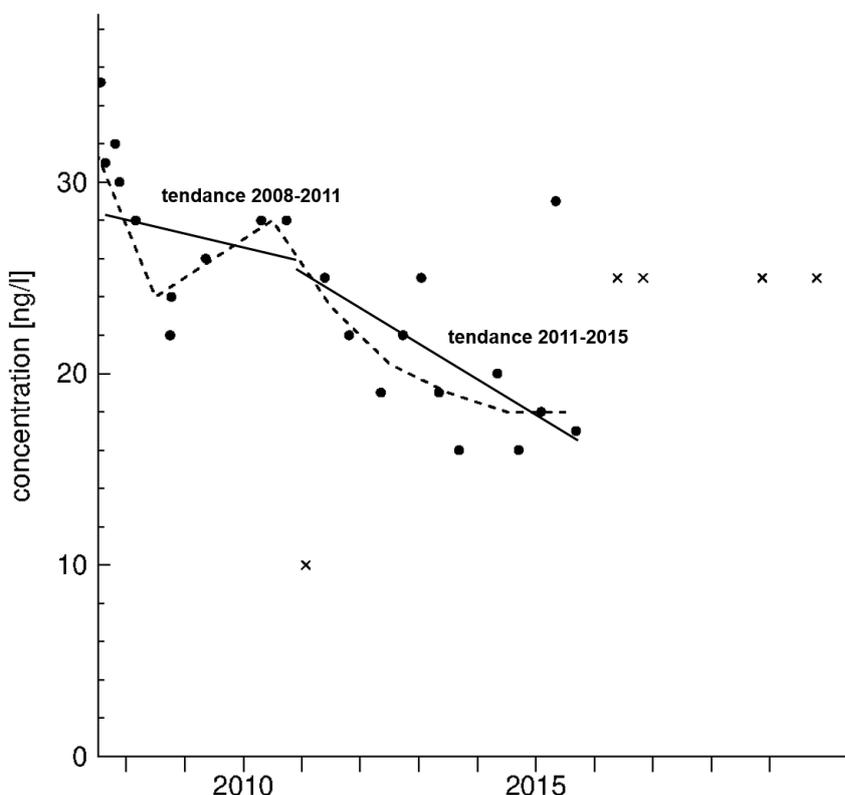


Figure 2. Exemple de série temporelle simple présentant l'évolution des concentrations en déséthylatrazine dans un captage. Lignes continues : droites de régression. Les lignes pointillées relient la valeur médiane de chaque année. Les mesures sous la limite de quantification sont indiquées par une croix placée à hauteur de la limite. On notera que la limite de quantification passe à partir de 2015 de 10 ng/L à 25 ng/L, ce qui constitue une perte d'information importante concernant la tendance à la baisse observée sur la période 2008-2015 (voir 1.3).

- Série temporelle sous forme de boîtes à moustaches. Cette représentation est utile pour évaluer rapidement les évolutions des concentrations d'une année à l'autre tout en synthétisant les variations saisonnières essentiellement due au lessivage lors de la période de recharge de la nappe. Calculer une boîte par année, puis créer un graphique reprenant l'ensemble des boîtes arrangées chronologiquement (Figure 3). Cette représentation n'est possible que lorsqu'au moins 4 mesures au-dessus de la limite de quantification par an sont disponibles.

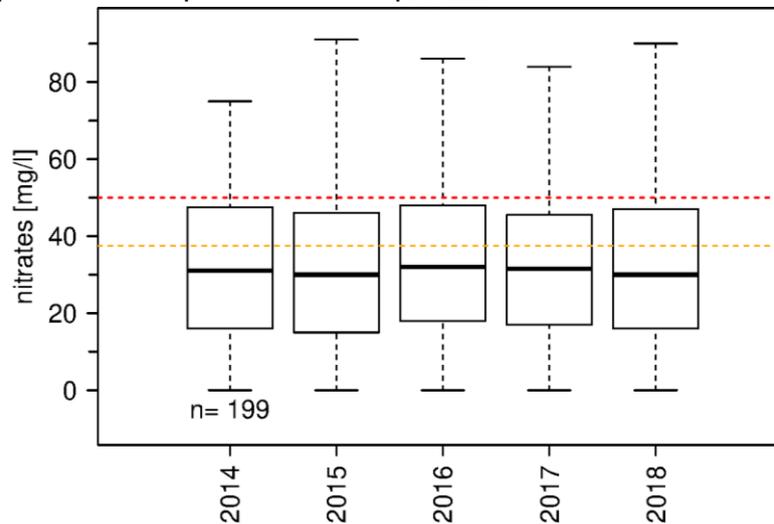


Figure 3. Exemple de série temporelle sous forme de boîtes à moustache (une boîte par année). Le nombre d'échantillon par années est indiqué en bas à gauche ( $n=199$ ). Les lignes pointillées orange et rouge indiquent la valeur paramétrique et le seuil d'alerte (75% de la valeur paramétrique).

### 1.2.2 Analyse statistique et quantification de la vitesse de changement

L'analyse statistique vient en complément de l'analyse graphique dans le but d'évaluer la probabilité que les tendances observables correspondent à un changement réel plutôt qu'à des variations limitées dans le temps. On utilisera le test non-paramétrique de Mann-Kendall<sup>1</sup> pour détecter les tendances à la hausse ou à la baisse. Le test sera considéré positif (c.à.d. qu'une tendance est probable) si la valeur du test est inférieure à un niveau de signification de 0,05 (valeur « p » de 0,05, c'est-à-dire 5% de probabilité de se tromper). En cas de test positif, la vitesse du changement sera calculée en calant une droite de régression selon la méthode Kendall-Theil<sup>2</sup>. Comme pour la représentation graphique, la vitesse du changement est calculée séparément pour chaque tranche de 5 ans et pour la totalité de la période d'observation. Les résultats sont à présenter dans un tableau récapitulatif (voir exemple Tableau 1). En cas de tendance à la baisse, la vitesse de décroissance des concentrations dépend de l'inertie de l'aquifère et permet d'estimer le temps de transit moyens à travers la zone saturée (voir 1.5).

<sup>1</sup> Helsel, D.R., Hirsch, R.M., "Statistical methods in water resources", chapitre 12.1.

<sup>2</sup> Helsel, D.R., Hirsch, R.M., "Statistical methods in water resources", chapitre 10.1.

Tableau 1. Exemple de tableau récapitulatif des tendances.

code national	tendance	valeur p	vitesse de changement [mg/L/an <sup>3</sup> ]
SCC-xxx-xx			
2010-2015	<sup>4</sup>		
2015-2020			
etc.			

### 1.2.3 Classification des tendances à la hausse à l'aide d'indicateurs

Le code couleur pour l'indicateur de tendance à la hausse est donné au Tableau 2, et pour une tendance à la baisse au Tableau 3.

Tableau 2. Code couleur de l'indicateur pour une tendance à la hausse

	Mann-Kendall	comparaison boîte à moustache	
	test positif	médiane récente > médiane antérieure	médiane récente > quartile supérieur antérieur
tendance sur 5 ans	rouge <sup>5</sup>	orange <sup>2</sup>	rouge

Tableau 3. Code couleur de l'indicateur pour une tendance à la baisse

	Mann-Kendall	comparaison boîte à moustache	
	test positif	médiane récente > médiane antérieure	médiane récente > quartile supérieur antérieur
tendance sur 5 ans	vert	orange	Vert

En l'absence de tendance à la hausse ou à la baisse, l'indicateur de tendance n'est pas applicable et prend une couleur grise. On retiendra toujours l'indicateur le plus mauvais des deux (Mann-Kendall ou boîte à moustache).

### 1.3 Valeurs sous la limite de quantification

Il peut arriver pour les produits phytosanitaires et leurs produits de transformation qu'une partie des concentrations mesurées soient sous la limite de quantification. On parle dans ce cas de données censurées. Si seule une partie des valeurs pour un captage donné est censurée, la proportion des valeurs censurées et la limite de quantification constitue une information importante pouvant être utilisée pour les calculs statistiques.

Les mesures se trouvant sous la limite de quantification sont à analyser comme suit :

<sup>3</sup> ng/L/an pour les produits phytosanitaires et métabolites.

<sup>4</sup> « hausse », « baisse » ou « pas de tendances »

<sup>5</sup> Le test compare uniquement les valeurs de l'année la plus récente avec celle de l'année de cinq ans antérieure.

1. NE PAS remplacer les valeurs censurées par une valeur arbitraire (comme la moitié de la limite de quantification). Un tel remplacement introduit un artefact pouvant fausser largement les calculs de moyenne et les boîtes à moustache lorsque les valeurs supérieures positives sont proches de la limite de quantification.
2. Pour les calculs de moyenne et les boîtes à moustache, utiliser les méthodes décrites dans le livre “Statistics for censored environmental data” de Dennis Helsel, Wiley, 2012. Si moins de 50% des données sont censurées, la méthode dite du “maximum likelihood” est à utiliser, sinon, adopter ROS.
3. Pour la visualisation des séries temporelles, utiliser un symbole différent placé à hauteur de la limite de quantification (voir paragraphe “Tendances”).
4. Pour le calcul de tendances, écarter les valeurs sous la limite de quantification (NE PAS les remplacer par 0) avant de faire les calculs.

L'AGE mettra à disposition un outil permettant de traiter et de visualiser les données sous la limite de quantification. En attendant, la bibliothèque « nada » du logiciel « R » reprend les méthodes mentionnées ici, et peut être utilisée dans le but de traiter les données censurées.

Afin de réduire au maximum la perte d'information due aux valeurs sous la limite de quantification, il est important d'exiger des laboratoires chargés de l'analyse une limite la plus basse possible (10 ng/L ou 5 ng/L pour les analyses de routine, 50 ng/L maximum pour les contaminants émergents).

#### **1.4 Modèle conceptuel de l'aquifère**

Afin de décrire de manière simple les variations de concentrations au niveau des captages, ce guide s'appuie sur le modèle conceptuel d'écoulement au sein de l'aquifère décrit ci-dessous. On distingue deux zones d'écoulement successivement traversées par l'eau d'infiltration et par les polluants agricoles :

- la zone non saturée
- la zone saturée

La zone non saturée regroupe les sols et la roche sous-jacente. L'écoulement y est essentiellement vertical, mu par les forces de gravités (on néglige l'écoulement de surface qui ne participe pas ou peu à la recharge de la nappe). La zone saturée correspond aux couches de roches où l'eau remplit l'ensemble des espaces poreux et fracturés. L'écoulement à travers la zone saturée comporte une composante verticale et une composante horizontale. Les captages d'eau souterraine interceptent la zone saturée.

On suppose que le débit d'eau souterraine au niveau des captages est soutenu par deux réservoirs distincts. Le premier réservoir correspond à l'aquifère proprement dit, et sa contribution est désignée par le terme «débit de base». Le second réservoir, en général d'un volume moindre et par conséquent plus réactif, regroupe les chemins d'écoulements acheminant l'eau de pluie jusqu'aux sources en court-circuitant l'aquifère à proprement parler. L'eau issue de ce réservoir est désignée par le terme «écoulement rapide». Mécaniquement, il peut s'agir par exemple d'un écoulement préférentiel à l'interface sol-roche, d'un écoulement de surface s'infiltrant au niveau d'un aven ou d'un réseau superficiel de fractures activé temporairement par la formation d'une nappe perchée lors de fortes pluies. Les surfaces contributives de l'écoulement rapide peuvent être soit localisées

(ruisseau infiltrant, aven), soit diffuses. Les zones II-V-1 sont un exemple typique de surface contributive localisée, et sont par conséquent considérées comme zones à vulnérabilité élevée. Dans de nombreux cas, il sera impossible de déterminer le ou les mécanismes précis provoquant les variations épisodiques observées dans certains captages. Par conséquent, le terme « écoulement rapide » regroupe les flux d'eau ne pouvant être expliqués par la seule composante du débit de base.

Le débit des sources est à chaque instant un mélange d'écoulement de base et d'écoulement rapide en proportion variable. Le débit de base varie de manière saisonnière en réponse à la recharge de la nappe durant les mois d'automne et d'hiver. Le décalage temporaire entre période de recharge et débit maximal dépend essentiellement de l'épaisseur de la zone non saturée. La Figure 4 présente le modèle conceptuel des deux composantes de l'écoulement en ZPS.

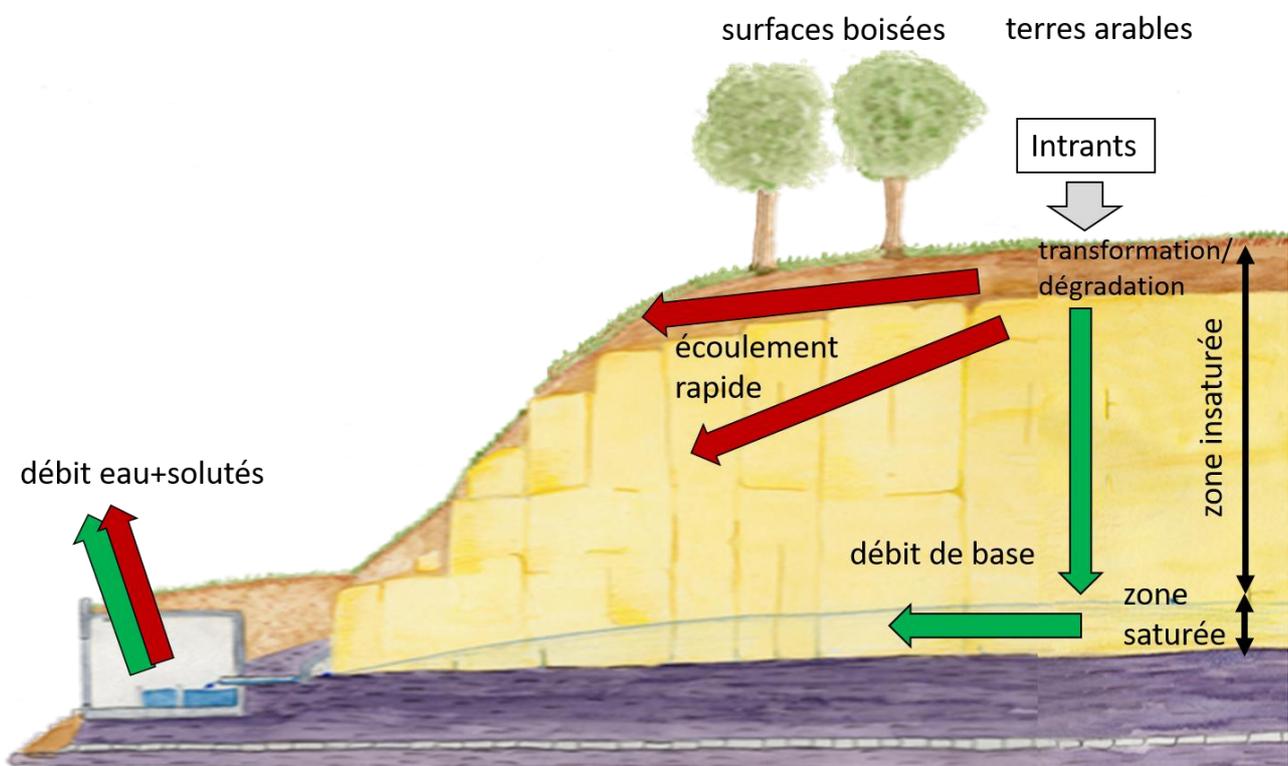


Figure 4. Modèle conceptuel des deux composantes de l'écoulement des eaux souterraines en ZPS.

Si le débit de base et l'écoulement rapide sont caractérisés par des concentrations différentes en PP ou nitrates, les variations de leurs contributions relatives s'accompagnent de variations des concentrations au niveau des captages. En ce qui concerne les concentrations en polluants agricoles, on distingue les **variations épisodiques** dues essentiellement à une augmentation limitée dans le temps de l'écoulement rapide, et les **variations saisonnières** liées au débit de base. Les variations saisonnières des concentrations s'expliquent par le fait que

1. la recharge connaisse un pic durant les mois d'automne et d'hiver

2. les concentrations dans l'eau d'infiltration diminuent plus ou moins rapidement durant la période de recharge à mesure que le stock d'intrant emmagasiné dans les sols s'épuise.

L'amplitude de ce cycle ainsi que le décalage entre période de recharge et maximum des concentrations dépendent des caractéristiques locales de l'aquifère (épaisseur de la zone non saturée, degré de dilution par les surfaces non-agricoles, etc.), des concentrations en polluants agricoles dans l'eau d'infiltration, de la durée de la période de recharge durant laquelle les contaminants agricoles sont lessivés vers la nappe et des conditions météorologiques de l'année.

La fréquence et l'amplitude des variations épisodiques dépendent de la présence de chemins d'écoulement préférentiels court-circuitant la zone saturée. Les variations épisodiques des concentrations peuvent survenir sans que le débit change sensiblement. Il suffit en effet que les concentrations en polluants soient très élevées dans l'écoulement rapide pour provoquer un pic de concentration au niveau du captage, même pour une augmentation très faible du débit total. De telles incursions d'écoulement rapide peuvent durer de quelques heures à quelques semaines. La Figure 5 montre un exemple d'un flux de pesticide variant de manière saisonnière auquel se superpose (i) un pic de concentration de plusieurs semaines et (ii) des fluctuations de petite amplitude. Étant donné l'effort logistique et financier exigé pour un échantillonnage resserré de la qualité des eaux, un suivi basé sur des mesures automatiques de proxy peut être envisagé dans les captages réactifs (voir 1.11.1).

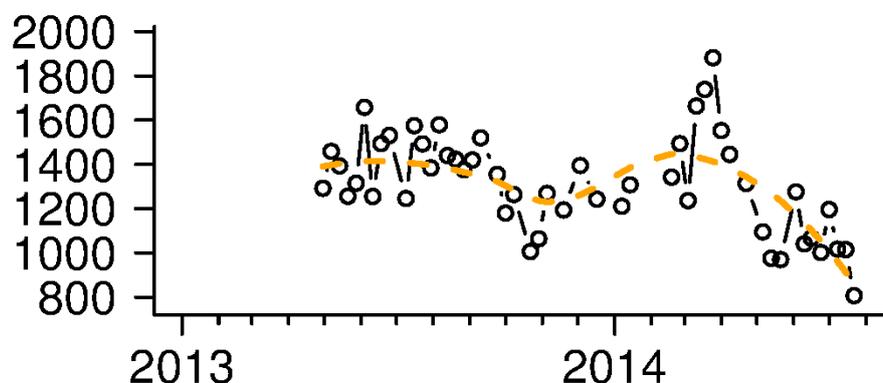


Figure 5. Exemple de série temporelle (métolachlore-ESA) montrant à la fois par un cycle saisonnier annuel (indiqué par la ligne pointillée orange avec un maximum vers le milieu de l'année), un pic de concentrations s'étalant sur plusieurs semaines en mars et avril 2014, et des fluctuations de petite amplitude. Concentrations en ng/L.

## Points à retenir

1. Le débit dans les captages est la somme du débit de base et de l'écoulement rapide.
2. Le débit du débit de base varie de manière saisonnière en réponse à la période de recharge de la nappe.
3. Les concentrations en contaminants agricole d'origine diffuse transportés par le débit de base peuvent également présenter une composante saisonnière due à l'effet combiné d'une recharge hivernale et de l'épuisement progressif des contaminants lessivables.
4. Les variations de l'écoulement rapide peuvent amener des pics de contaminations de courte durée (quelques heures à quelques semaines).

### **1.5 Contaminations diffuses et contaminations ponctuelles**

Un contaminant est lessivé depuis une ou plusieurs surfaces contributives au sein de la zone de protection de captage. Si ces surfaces sont importantes par rapport à l'étendue de l'aire d'alimentation du captage, on parlera de **contamination diffuse**. Si au contraire les surfaces contributives sont relativement petites, on parlera de **contamination ponctuelle**. Les terres arables sont un exemple de source de contamination diffuse, tandis qu'une fosse septique ou un bassin de stockage du lisier peuvent constituer des sources de contamination ponctuelles. Il est important de ne pas confondre contamination ponctuelle et contamination de courte durée de l'écoulement rapide. Dans ce dernier cas, on parlera de pic de concentration (voir 1.4).

### **1.6 Temps de réaction et temps d'autoépuration**

L'écoulement de l'eau et le transport des polluants agricoles à travers les zones non saturées et saturées est habituellement beaucoup plus lent que l'écoulement de surface. Ceci confère à la plupart des aquifères une grande inertie vis-à-vis des changements de pratiques agricoles. Le *temps de transit* de l'eau d'infiltration et des polluants dépendra de son point d'entrée dans la zone non saturée et varie en fonction de la distance à parcourir et du gradient hydraulique de chaque ligne d'écoulement. Par conséquent, l'eau souterraine et les solutés mesurés au niveau d'un captage sont à un instant donné un mélange de toutes les lignes d'écoulement contribuant au débit total, et couvrant toute une gamme de temps de transit individuels. Pour désigner cette gamme, on parlera de **distribution des temps de transit**. Pour la gestion des contaminations diffuses, il convient de distinguer quatre temps caractéristiques différents (Figure 6) :

1. Le **temps de transit moyen** ( $T'$ ) à travers la zone saturée donne le laps de temps moyen entre le moment où un intrant lessivé d'un sol agricole parvient à la nappe et celui où il arrive au captage. Les chemins d'écoulement au sein d'une ZPS étant plus ou moins long en fonction de la distance entre chaque parcelle et le captage, les intrants lessivés depuis certains champs arrivent beaucoup plus tôt ou plus tard au captage que ce temps moyen.
2. Le **temps de réaction** ( $T_1$ ) correspondant au laps de temps entre une mesure de réduction et l'inversion de tendance ou le début d'une diminution des concentrations au niveau du captage<sup>6</sup>. Ce temps dépend de la vitesse de transport des contaminants

---

<sup>6</sup> On parlera d'inversion de tendance si les concentrations montraient une tendance à la hausse continue jusqu'à la mise en place des mesures de réduction du lessivage.

à travers le sol et les zones saturées et non saturées. Dans le cas où ce temps de réaction est négligeable (inertie faible des sols, zone non saturée peu épaisse ou très fracturée et surfaces agricoles proches du captage), la diminution ou l'inversion de tendance doit suivre très rapidement l'entrée en vigueur de mesures de réduction des intrants. Le stockage d'intrants dans les sols, en particulier dans la couche organique superficielle, peut allonger le temps de réaction en maintenant le lessivage à des concentrations élevées jusqu'à épuisement de ce stock (voir paragraphe 1.7).

3. Le **temps d'autoépuration** ( $T_2$ ) correspond au temps écoulé entre le début d'une décroissance et la stabilisation des concentrations dans le captage.  $T_2$  dépend de l'inertie de l'aquifère proprement dit (la zone saturée). Cette inertie est exprimée par le temps de transit moyen à travers la zone saturée ( $T'$ ). Le temps d'autoépuration est environ égal à trois fois le temps de transit moyen.
4. Le **temps de rétablissement** ( $T_3$ ) est la somme de  $T_1$  et  $T_2$  et correspond au temps écoulé entre mesure de réduction et stabilisation des concentrations dans le captage.

Les trois temps d'attente ( $T_1$ ,  $T_2$  et  $T_3$ ) et le temps de transit moyen ( $T'$ ) sont estimés en combinant mesures isotopiques, mesures de débit et séries temporelles de PPs disponibles pour caler un modèle décrivant la distribution des temps de transit au sein de chaque ZPS. L'AGE mettra à disposition un outil permettant de calculer temps de transit, temps de réaction et temps d'autoépuration individuellement pour chaque captage.

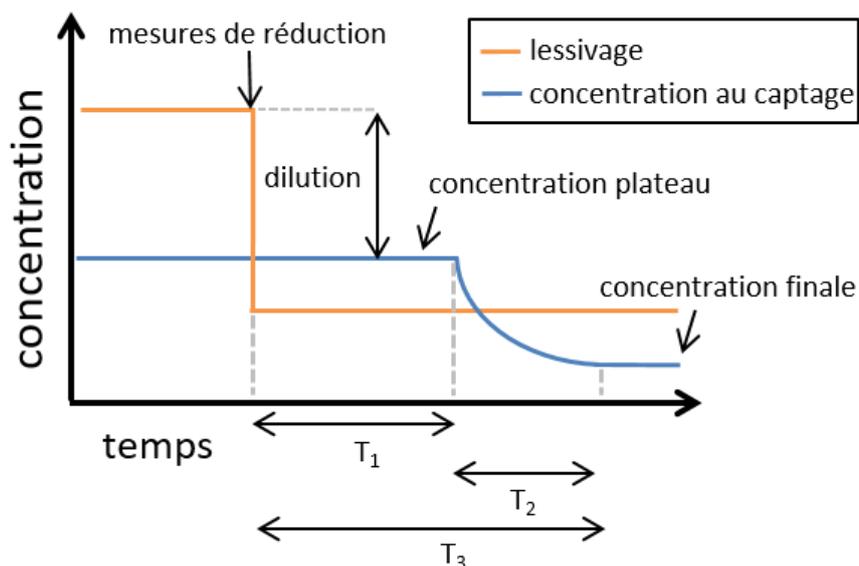


Figure 6. Exemple schématique de l'évolution des concentrations en contaminant d'origine agricole dans un captage suite à une réduction des intrants. Il s'écoule un temps  $T_1$  (temps de réaction) entre la réduction du lessivage des surfaces agricoles (courbe orange) et le début d'une réduction correspondante au niveau du captage (courbe bleue). Un temps  $T_2$  est nécessaire (temps d'autoépuration) pour que les concentrations au niveau du captage se stabilisent à une concentration finale après mise en œuvre des mesures de réduction.

Si les mesures de réduction couvrent une surface significative de l'aire d'alimentation de captage, la vitesse de décroissance des concentrations après mise en œuvre des mesures dépend du temps de transit moyen à travers la zone saturée et de la concentration finale (Figure 7). Le temps de transit moyen peut être estimé à partir de mesures isotopiques ou

en utilisant la vitesse de décroissance d'un PP interdit comme l'atrazine ou d'un produit de transformation comme la déséthylatrazine, le métolachlore-ESA ou le métazachlore-ESA. Un exemple est présenté en Figure 8. Il est à noter que le temps de transit moyen peut être bien plus long que dans cet exemple. Dans le cas de l'aquifère du Grès de Luxembourg dans sa partie libre, les temps de transit moyens sont en général de l'ordre de 10 à 20 ans.

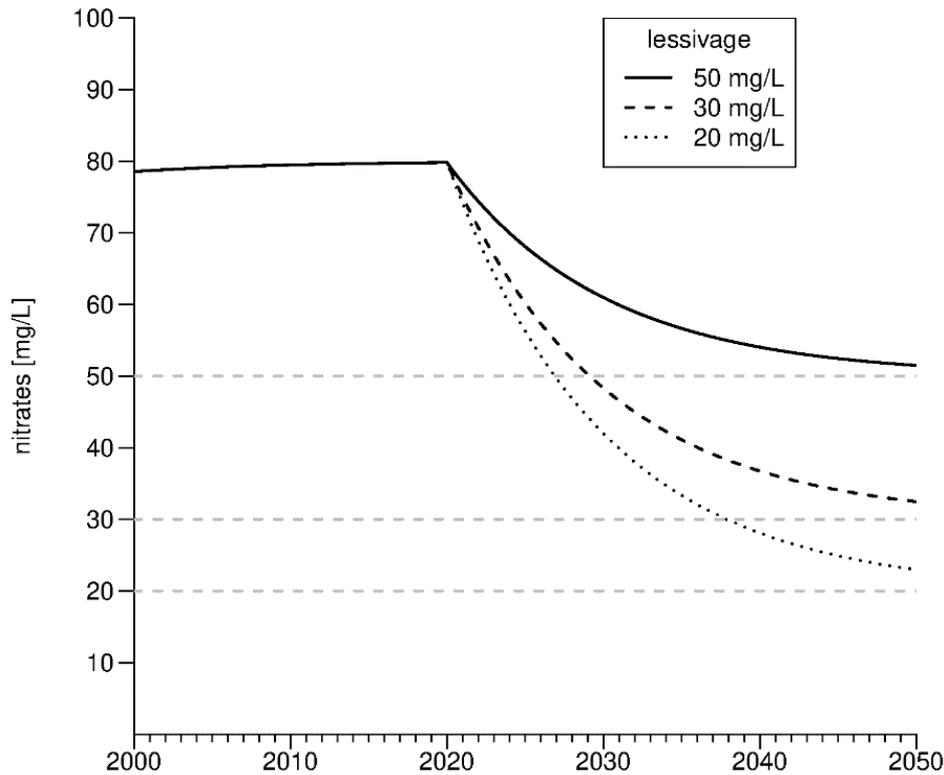


Figure 7. Exemples hypothétiques de trajectoires des concentrations en nitrates dans un captage après la mise en œuvre de mesures de réduction du lessivage de l'azote en 2020 et pour un temps de transit moyen de 10 ans ( $T_2 \approx 3 \cdot 10 \text{ ans} \approx 30 \text{ ans}$ ). Dans cet exemple, on suppose un temps de réaction  $T_1$  négligeable ( $T_1=0$ ) et donc un début de diminution des concentrations commençant dès 2020). La vitesse de décroissance dépend de la réduction effective du lessivage. Il faut environ 30 ans ( $T_2$ ) pour que les concentrations atteignent un niveau correspondant au lessivage correspondant aux mesures de réduction (50, 30 ou 20 mg/L).

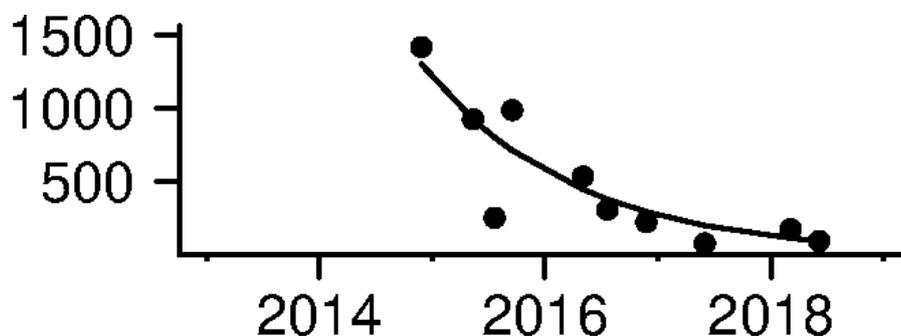


Figure 8. Exemple de diminution des concentrations en contaminant suivant des mesures de réduction permettant une estimation des temps de transit moyens. Points :

concentrations mesurées. Ligne : modèle Ici, diminution en métazachlore-ESA suivant l'interdiction du métazachlore en ZPS en 2015 (concentrations en ng/L). On obtient pour  $T_1=1$  ans,  $T_2=3$  ans. La diminution des concentrations commençant dès 2015,  $T_1 \approx 0$ .

En connaissant le temps de transit moyen et la vitesse de décroissance, il est possible d'estimer la concentration finale correspondant aux mesures mise en oeuvre. À l'inverse, on pourra estimer à partir de la trajectoire d'une tendance à la hausse la concentration plateau probable. L'AGE fournira un outil calculant les concentrations finales en fonction de la tendance à la baisse ou à la hausse observée et du temps de transit moyen, permettant ainsi d'évaluer dès les premières années de tendances si les mesures de réduction déjà mise en oeuvre sont suffisantes pour atteindre les objectifs de qualité des eaux (voir paragraphe 2.7).

#### Points à retenir

1. Le passage de contaminants agricoles à travers les sols et les roches provoque un délai entre lessivage d'intrants agricoles des parcelles et leur arrivée au captage.
2. Le temps de transit moyen correspond à la durée moyenne de transport d'un contaminant à travers la zone saturée. Le temps de transit réel d'un intrant depuis une parcelle particulière peut être très différent du temps de transit moyen, plus court si la parcelle est proche du captage, plus long si elle est très éloignée.
3. Le temps de réaction mesure le décalage entre mesure de réduction du lessivage et début d'amélioration au niveau du captage.
4. Le temps d'autoépuration donne la durée entre mesure de réduction du lessivage et retour des concentrations au niveau du captage à des valeurs à une moyenne plus basse et stable au cours du temps.
5. Les temps d'attente peuvent être estimés soit en utilisant des isotopes, soit la phase de décroissance de contaminants agricoles suivant l'interdiction des composés parents.

#### **1.7 Devenir des produits phytosanitaires dans les sols agricoles et lessivage**

Les produits phytosanitaires (PP) appliqués sur les sols agricoles sont plus ou moins rapidement dégradés par l'action conjuguée de processus biotiques (dégradation microbienne) et abiotiques (photodégradation, hydrolyse, etc.). Cette dégradation dépend des propriétés intrinsèques de la molécule et des conditions physico-chimiques du milieu (température, humidité, pH, etc.). Le temps de demi-vie, ou  $t_{1/2}$ , est utilisé pour caractériser la dégradabilité d'un PP et de ses produits de transformation **dans les sols** (voir ci-dessous). Il est généralement donné en jours, et indique la durée jusqu'à une diminution de moitié de la masse initiale par dégradation. Le second paramètre important pour décrire le devenir des PP dans les sols est le coefficient de répartition sol-eau  $K_d$ . Plus une molécule est sorbtive, plus ce coefficient est élevé. Étant donné que les molécules organiques se fixent essentiellement sur la matière organique des sols, le coefficient de sorption est donné par unité de masse de matière organique. Dans ce cas, on parle de  $K_{oc}$ . Plus un sol est riche en matière organique, plus les PP y seront sorbés, et par conséquent, moins importante sera le lessivage vers la nappe. Enfin, la dose appliquée a un impact direct sur la quantité de substance lessivée. Les mêmes paramètres contrôlent le lessivage des

produits de transformation (ou métabolites) issus de la dégradation des PP, auquel il faut ajouter la fraction du composé parent transformé en un métabolite donné. Plus cette fraction est importante, et plus la quantité de métabolite est grande par unité de masse de parent dégradé.

En résumé, le risque de lessivage des PP et de leurs produits de transformation est plus élevé lorsque

- $t_{1/2}$  ↗
- $K_{oc}$  ↘
- Fraction formée par dégradation ↗ (pour les produits de transformation)
- Dose ↗
- Teneur en matière organique ↘

Un exemple des différences de paramètres physico-chimiques entre composé parent et produits de transformation est présenté en Figure 9.

La teneur en matière organique et l'activité biologique des sols diminue avec la profondeur, si bien que les processus de dégradation et de sorption se concentrent essentiellement dans la couche superficielle des sols (horizon A). Une fois les PP lessivés de cette première couche par l'eau d'infiltration, on peut considérer que leur dégradation et leur sorption devient négligeable par rapport à l'horizon A. Dans le cas où les temps de transit à travers la zone non saturée et saturée sont long, les pertes par dégradation peuvent néanmoins être significatives. Par exemple, il a été calculé que 70% environ de la masse d'atrazine lessivée des sols agricoles peut être dégradée dans le Grès de Luxembourg où les temps de transit moyens sont d'environ 10 ans<sup>7</sup>. Ces pertes dépendent néanmoins des molécules.

Une fois un PP interdit, son lessivage (ou celui de ses produits de transformation) des surfaces agricoles vers la nappe peut continuer encore un certain temps qui dépend de la masse encore restante dans les sols. Le stock initial dans les sols dépend de la dernière dose appliquée, des temps de demi-vie et du coefficient de sorption. Par exemple, les produits de transformations étudiés dans les sols situés au-dessus de l'aquifère du Grès de Luxembourg (déséthylatrazine, métazachlore-ESA/OXA et métolachlore-ESA/OXA) sont lessivés pendant quelques années après interdiction des PP parents avant que les stocks restants dans les sols ne deviennent négligeables.

---

<sup>7</sup> Estimating pesticide attenuation from water dating and the ratio of metabolite to parent compound, J. Farlin, M. Bayerle, D. Pittois, T. Gallé, Groundwater 55 (4) 2017, 550-557

## Hussar Ultra – Herbizid Getreide

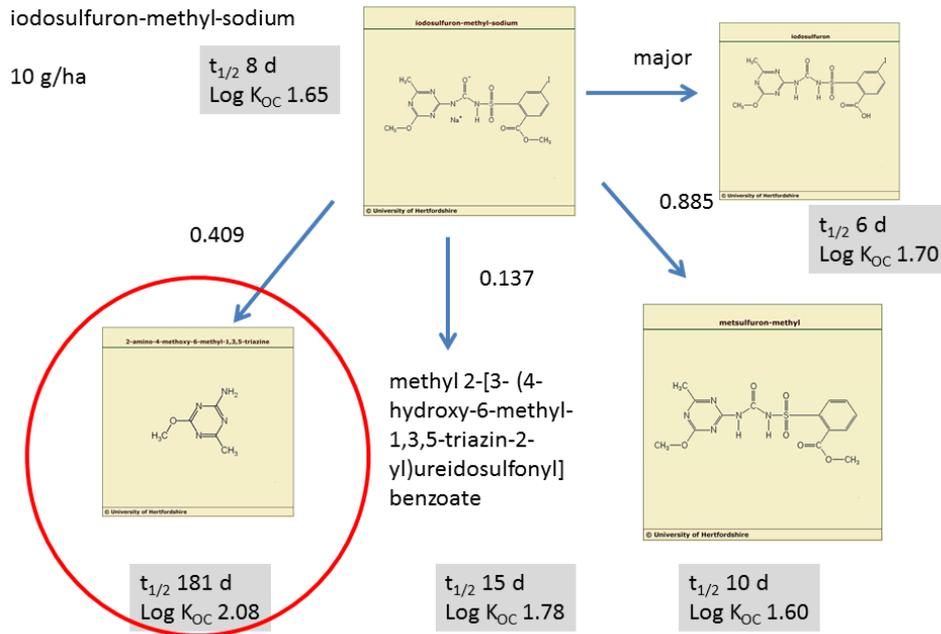


Figure 9. Exemple d'un PP et ses de PT générés par dégradation (indiqués par les flèches bleues). Le composé parent en haut à gauche (iodosulfuron-méthyl-sodium) a un temps de demi-vie très court (8 jours) et il est appliqué à une dose basse (10 g/ha), ce qui pose un risque de lessivage faible. L'un de ses métabolite (en bas à gauche) est par contre caractérisé par une fraction de formation importante (0,409, c'est-à-dire que jusqu'à 40,9% du composé parent dégradé est transformé en ce métabolite) et un temps de demi-vie beaucoup plus long (181 jours). Il est à noter que les fractions de formation indiquées sont des valeurs maximales et dépendent des conditions de dégradation. Par conséquent, la somme des fractions de formation des différents PT peut dépasser 1, ce qui est le cas pour cet exemple. Le coefficient de sorption du métabolite est trois fois plus élevé que celui du composé parent (respectivement de 120 L/kg et 44 L/kg.  $\log K_{oc}=1.65 \rightarrow K_{oc}=10^{1.65}=44$  L/kg,  $\log K_{oc}=2.08 \rightarrow K_{oc}=10^{2.08}=120$  L/kg), et donc trois fois moins mobile, mais ne contrebalance pas la différence de  $t_{1/2}$  long, de  $K_{oc}$  moyen et de fraction importante a pour conséquence un risque élevé de contamination pour le métabolite.

### Points à retenir

1. La dégradabilité d'un PP est caractérisé par le  $t_{1/2}$ . Plus le  $t_{1/2}$  est long, plus la molécule est stable dans les sols.
2. La mobilité d'un PP ou PT est caractérisé par le  $K_{oc}$ . Plus le  $K_{oc}$  est élevé, et moins la molécule est lessivable.
3. Un sol riche en matière organique retient mieux les PP, ce qui augmente le temps de dégradation et réduit d'autant le lessivage vers la nappe.
4. Le risque de lessivage dépend directement de la dose appliquée.
5. Les processus de sorption et de dégradation se concentrent essentiellement dans l'horizon A. Plus bas dans la colonne de sol, on peut considérer l'un comme l'autre négligeable, sauf si les temps de transit moyens à travers les zones non saturées et saturées sont longs
6. Après interdiction d'un PP, la masse stockée dans les sols peut continuer à contaminer l'eau d'infiltration. La durée de cette contamination peut être calculée à partir du  $t_{1/2}$  et du  $K_{oc}$ . Ce délai est à ajouter au temps de réaction (voir paragraphe 1.6 « Temps de réaction et temps d'autoépuration »).

### **1.8 Suivi de l'azote dans les sols agricoles**

Le cycle de l'azote dans les sols agricoles est par bien des aspects beaucoup plus complexes que le devenir des PP et métabolites, en particulier à cause de la présence et du recyclage de l'azote sous différentes formes minérales et organiques. L'azote apportée sous forme d'engrais ou par déposition atmosphérique est transformée dans les sols sous l'action de microorganismes, en partie utilisée par les cultures, mais aussi lessivée vers la nappe. Mesurer le reliquat azoté dans les sols, c'est-à-dire la quantité d'azote minéral disponible pour les plantes ou le lessivage à un moment donné dans les sols, est une technique courante utilisée en agriculture pour préparer les plans d'épandage et vérifier le niveau d'azote minéral en fin de saison. L'AGE doit encore étudier comment intégrer au mieux ces mesures au suivi du programme de mesures en ZPS. Les recommandations suivantes concernant l'échantillonnage sont par conséquent provisoires.

- Il est préférable de suivre un nombre moins important de parcelles par ZPS à une fréquence suffisante plutôt qu'un plus grand nombre d'entre elles à une fréquence trop faible. On pourra sélectionner des parcelles témoins pour chaque culture où une attention particulière sera à porter à la documentation des entrées (engrais) et sorties (récolte). Ces parcelles témoins doivent couvrir au moins les cultures majoritaires et les différents types de sol présents dans la ZPS.
- Échantillonner chaque parcelle suivie une fois par mois.
- Prélever dans chaque parcelle trois échantillons, chacun composé d'au moins cinq sondages différents mélangés dans un récipient. Cette étape importante permet d'évaluer la variabilité spatiale des reliquats azotés à chaque date d'échantillonnage.
- Échantillonner si possible toutes les parcelles suivies le même jour du mois.
- Mesurer régulièrement (au moins tout les deux mois) l'azote totale (nitrates, ammonium et azote organique).

## 1.9 Zones vulnérables au lessivage et classification du niveau de risque

Les sols, et en particulier la couche superficielle (horizon A) plus riche en matière organique et où l'activité biologique est la plus importante, constitue une barrière efficace au lessivage d'intrants agricoles en les retardant et les dégradant ou les transformant partiellement (voir 1.7). Lorsqu'un contaminant est tout de même lessivé d'une parcelle agricole, il pourra être transporté plus rapidement et d'une manière plus concentrée (c.à.d. moins répartie dans le temps) jusqu'au captage si la parcelle se situe dans une zone à vulnérabilité intrinsèque élevée. Néanmoins, dans un cas comme dans l'autre, le contaminant lessivé finira par arriver au captage (Figure 10). Afin de prendre ceci en compte dans le transport des contaminants diffus d'origine agricole, l'accent est mis sur une réduction des intrants à l'échelle de la ZPS. La catégorie « zones vulnérables » du « Leitfaden Schutzzonen » s'appliquera donc plus précisément pour les cas avérés de court-circuitage de l'aquifère (test de tracage, ruisseau infiltrant, etc), et ces zones à vulnérabilité intrinsèque élevée seront considérées comme prioritaires, en particulier dans le but de réduire les pics de pollution dus à l'écoulement rapide (voir paragraphe "Modèle conceptuel de l'aquifère"). Par contre, on considère à priori que la pollution diffuse contaminant le débit de base provient de **l'ensemble** des surfaces agricoles concernées de la ZPS, quelle que soit la distance des parcelles au captage et leur vulnérabilité intrinsèque associée. Par conséquent, l'approche adoptée pour définir les mesures du volet « contamination diffuse » est globale et non pas parcellaire ou basée sur les cartes de vulnérabilité intrinsèque (sauf cas particulier mentionné ci-dessus). Les mesures agricole du volet « contamination diffuse » doivent cibler en fonction des cas une réduction ou un maintien global de la masse totale des intrants lessivés à l'échelle de la ZPS<sup>8</sup>.

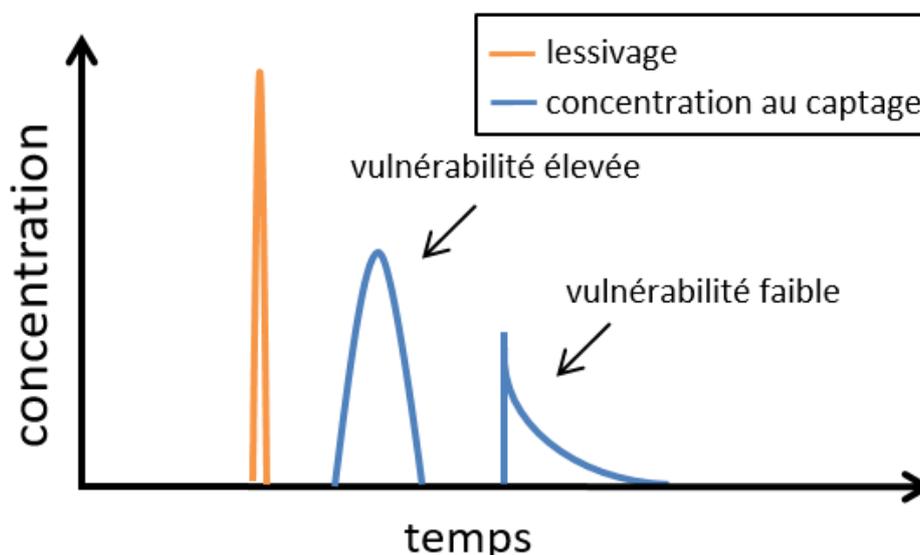


Figure 10. Exemple de réaction à un pic de lessivage dans le cas d'une vulnérabilité élevée et d'une vulnérabilité faible.

<sup>8</sup>En d'autres termes, l'AGE considère qu'il est impossible dans la plupart des cas de cartographier avec un degré de confiance suffisant les parcelles intrinsèquement plus prones au lessivage (pour les mêmes conditions d'utilisation des intrants) et donc de déterminer si elles contribuent, relativement aux doses appliquées, plus au lessivage total que des parcelles moins « vulnérables ».

### **1.10 Description de la situation existante et cadastre des risques: volet agricole**

Étant donné que les aires de recharge de la plupart des captages luxembourgeois se situent en zone rurale, la pollution diffuse causée par les intrants agricoles constitue une pression importante pour la qualité des eaux. Par conséquent, l'un des buts des coopérations agricoles en ZPS est de dresser un inventaire de ces intrants dans le but de déterminer les mesures de la manière la plus ciblée et efficace possible. L'inventaire intègre les éléments suivants:

- Cultures (y compris les cultures intermédiaires)
- Plan de fumure avec types de fertilisants, doses et dates d'épandage
- Estimation de la récolte (kg/ha)
- Doses et dates d'application de produits phytosanitaires

Ces données sont dans un premier temps collectées au niveau parcellaire soit par les conseillers agricoles, soit par les animateurs de captages. Il est important de noter que ces données parcellaires resteront strictement confidentielles et ne seront pas transmises à des tiers (AGE ou autre). Dans un second temps, les données parcellaires sont agrégées par les conseillers agricoles ou les animateurs de la manière suivante :

- Pourcentage annuel de la zone consacrée à chaque culture.
- Récolte : valeur moyenne, intervalle interquartile et extrêmes par culture.
- Produits phytosanitaires : pour chaque principe actif, la masse totale utilisée à l'échelle de la ZPS par culture et par mois.
- Engrais azotés : épandage moyen pour chaque type<sup>9</sup> d'engrais azoté par culture et par mois.

Les résultats agrégés de l'inventaire sont à rajouter au cadastre des risques tel que décrit dans la "Arbeitshilfe Massnahmenprogramm". Ils constituent un élément essentiel pour l'élaboration, la mise en œuvre et le suivi des mesures agricoles du programme de mesures (voir 2.2 dans la deuxième partie de ce guide), et doivent être mis à jour annuellement en utilisant les informations parcellaires agrégées comme décrit ci-dessus. Les outils utilisés pour effectuer la collecte et l'agrégation des données agricoles parcellaires sont laissés à l'appréciation des membres de la coopération agricole sous la responsabilité des conseillers agricoles et des animateurs. Seules les données agrégées et anonymisées sont utilisées dans le cadre du suivi des intrants en ZPS. Cette information sur la charge moyenne d'intrant par hectare est utilisée (voir 2.3 et 2.6) :

- Pour les études de risque visant à déterminer le potentiel de lessivage d'un intrant donné.
- Pour faire le suivi de l'évolution de la charge d'intrant au cours du temps.
- Pour établir la liste des composés à intégrer au suivi de qualité des eaux (PP et PT).

### **1.11 Suivi des pratiques agricoles**

L'évaluation des progrès de mise en œuvre du programme de mesure s'appuie en partie sur l'évolution des pratiques agricoles au cours du temps, telles qu'elles sont documentées dans le cadastre des risques. L'évolution des pratiques est documentée dans le rapport annuel et le rapport d'évaluation en renseignant les éléments suivants:

---

<sup>9</sup> Types à définir. Au minimum, on différenciera azote organique et azote minérale.

1. Masse totale annuelle par intrant et par culture (PP et engrais azotés) à l'échelle de la ZPS.
2. Surface annuelle consacrée à chaque culture dans la ZPS.

Cette évolution est à documenter sous forme de tableaux et de graphiques et s'appuie sur les données parcellaires collectées dans le cadre de la coopération agricole (voir paragraphe « Cadastre des risques : volet agricole »).

## **1.12 Planification de l'échantillonnage des eaux souterraines**

### 1.12.1 Fréquence d'échantillonnage

La fréquence d'échantillonnage dépend de la variabilité temporelle des débits et des concentrations en nitrates et en PP au niveau des captages. Cette variabilité est contrôlée essentiellement par les chemins d'écoulement préférentiels (variations épisodiques) et par l'inertie locale de l'aquifère (variations saisonnières). L'échantillonnage doit permettre de :

- Calculer des moyennes annuelles
- Caractériser les variations intra annuelles
- Détecter les pics de concentration dépassant les valeurs paramétriques

Il peut s'avérer utile de prévoir deux étapes d'échantillonnage successives: une phase de caractérisation, et une phase de suivi de routine. Durant la phase initiale de caractérisation, un échantillonnage au moins tout les deux mois permet d'établir l'amplitude des variations saisonnières. La caractérisation des variations épisodiques demande un échantillonnage beaucoup plus resserré, au moins bi-mensuel, voir hebdomadaire ou moins. Étant donné l'effort considérable qu'un tel échantillonnage représente, un suivi en continu d'une ou de plusieurs variables facilement mesurables à l'aide de sondes automatiques (température, débit, etc...) peut s'avérer utile et complémentaire à la prise d'échantillon sur le terrain. On pourra par exemple planifier la phase de caractérisation sur deux ans, avec un échantillonnage bimensuel la première année, et un échantillonnage hebdomadaire ciblé sur les captages réactifs et pour la période durant laquelle les pics de contaminations sont les plus probables la seconde année. Un échantillonnage hebdomadaire peut être programmé **après** avoir déterminé le décalage temporel entre la période d'application des PP ou d'engrais azotés et leur première arrivée dans les captages. Ceci permet de resserrer l'échantillonnage pendant la période clef plutôt que de prélever un échantillon toute les semaines sur une année entière. La fréquence d'échantillonnage minimale à adopter pour le suivi de routine est fixée en fonction des résultats de la phase de caractérisation (Tableau 4).

Tableau 4. Fréquences minimales d'échantillonnage en fonction des variations saisonnières et épisodiques ( $c_v$ =coefficient de variation=écart type/moyenne).

type de variation	résultat phase de caractérisation	fréquence de l'échantillonnage	
		débit	contaminants agricoles
variations saisonnières	faibles ( $c_v < 0.1$ )	2/an	2/an
	moyennes ( $0.1 < c_v < 0.3$ )	2/an	4/an
	fortes ( $c_v > 0.3$ )	4/an	6/an
pics de concentration	Inexistants	voir variations saisonnières	
	rares (1x/an ou moins)	voir variations saisonnières	
	courants et courts (plus 1x/an, une semaine ou moins)	4/an*	Fréquence déterminée pour les variations saisonnières
	courants et prolongées (plus 1x/an, plus d'une semaine)	4/an*	12/an

\*si possible, mesure du débit en continu avec sondes à pression

Il est à noter que pour les captages où les épisodes de contamination sont courts, la fréquence d'échantillonnage manuelle nécessaire pour pouvoir détecter les pics de concentration est irréaliment élevée. Dans ce cas, on adoptera la fréquence déterminée par les variations saisonnières. Un système de suivi automatisé par sonde pourra être envisagé dans ce cas.

### 1.12.2 Suivi dans les forages d'observation

En ZPS, les forages d'observation peuvent être utiles

- pour mesurer les niveaux d'eau et leurs variations, et
- pour suivre la qualité des eaux souterraines.

Un **suivi régulier des niveaux d'eau** dans une sélection de captages existants est recommandé (mesures manuelles ou automatique). Les résultats de ce suivi doivent être communiqués annuellement sous format numérique au service géologique dont la banque de donnée fera référence pour les niveaux d'eau en ZPS. Afin de limiter les risques de pollution, la réalisation de nouveaux piézomètres doit rester une **mesure exceptionnelle** devant être dûment justifiée, tandis que les forages abandonnés doivent être rebouchés le plus rapidement possible.

Un éventuel **suivi de la qualité des eaux souterraines** dans un forage ne devra en aucun cas faire doublon avec le même suivi dans les captages. Il conviendra donc de démontrer clairement la plus-value du forage prévu, que ce soit pour une détection efficace de contaminants émergents **bien avant leur arrivée au niveau des captages** ou pour préciser la position des isohypses.

Pour guider la sélection des forages intégrés au suivi, on pourra considérer les éléments suivants :

-

- Forage utile pour calculer le gradient hydraulique et les directions d'écoulement.
- Forage permettant d'établir une coupe longitudinale des niveaux d'eau, éventuellement couvrant avec plusieurs forages toute l'aire de recharge supposée (du captage à la ligne de partage des eaux souterraines).
- Forages situés dans des parties de l'aire de recharge caractérisées par des couvertures pédologiques différentes pouvant influencer la recharge et le transfert de contaminants.
- Situation du forage permettant de détecter toute détérioration des eaux souterraines au moins plusieurs mois avant l'arrivée du ou des contaminants au niveau du captage (par exemple, un forage situé à la limite de terres agricoles et séparé du captage par une étendue boisée).

Le choix des forages conservés et leur utilisation (suivi du niveau d'eau, suivi qualité ou les deux) doit être dûment documenté dans le programme de mesures correspondant, ou dans le cas de programmes déjà édités, dans le rapport annuel. Une fois les travaux d'installation et de rebouchage de forages d'observation terminés, l'état final de chaque forage (rebouché ou en service) doit être communiqué à l'AGE et au service géologique.

### 1.12.3 Liste des produits phytosanitaires à intégrer au suivi

Étant donné le nombre potentiellement très élevé de PP autorisés en agriculture et leurs produits de transformation, il est important pour réduire les coûts de limiter le suivi aux molécules présentant un danger potentiel de contamination. Ce potentiel de contamination dépend d'une part des propriétés physico-chimiques des molécules (persistance et mobilité dans les sols. Voir paragraphe "Lessivage des PP") et d'autre part des doses appliquées à l'hectare ainsi que des superficies totales traitées. Afin de réduire le nombre de substances devant être intégrée au suivi de la qualité des eaux (phase de caractérisation et suivi de routine) et de prioriser leur inclusion en fonction du budget analytique disponible, l'AGE publiera chaque année une liste actualisée des composés à risque. Cette liste s'appuie sur des calculs de lessivage prenant en compte les propriétés physico-chimiques des molécules, les conditions météorologiques luxembourgeoises et les doses recommandées par l'ASTA. La liste publiée par l'AGE reprendra l'ensemble des PP et produits de transformation pouvant contaminer la nappe. Dans la plupart des ZPS, seuls certains PP seront utilisés. Par conséquent, la liste devra être adaptée en fonction des résultats du suivi des PP utilisés en ZPS mené dans le cadre du volet agricole du cadastre des risques (voir paragraphe "Cadastre des risques : volet agricole") en écartant les principes actifs n'étant pas utilisés dans la ZPS (et leurs produits de transformation). De cette manière, les coûts pour le suivi de la qualité des eaux seront minimisés.

Le protocole d'échantillonnage doit faire l'objet d'une réévaluation en même temps que le programme de mesure à la lumière des données des cinq années du cycle d'évaluation (voir paragraphe "Procédure d'évaluation du programme de mesures"). Il est essentiel qu'il soit mis à jour dès qu'un changement pertinent se produit en ZPS (par exemple, dès l'apparition d'un nouveau PP). Cette mise à jour de la liste des composés à intégrer au suivi doit être menée en coopération avec l'AGE et intégrée au rapport d'activité annuel.

## Deuxième partie. Objectifs et évaluation du programme de mesures

---

### 2.1 Concept général

Cette seconde partie du guide « monitoring » est essentiellement consacrée au volet « pollution diffuses » du programme de mesure. Les éléments présentés concernant le rapport d'activité annuelle et les rapport d'évaluation sont néanmoins plus généraux et s'appliquent également aux autres types de mesures du programme de mesure.

Les but du volet « pollution diffuse » sont de :

1. Définir les objectifs quantitatifs concernant les mesures agricoles.
2. Définir les mesures permettant d'atteindre ces objectifs.
3. Évaluer l'efficacité de ces mesures dans le temps.

Le volet « pollution diffuse » du programme de mesure s'appuie sur la mise en relation quantitative entre pratiques agricoles et état qualitatif de l'eau souterraine au niveau des captages. C'est cette mise en relation qui permet d'établir une base concrète aux mesures de la coopération agricole.

Les mesures agricoles du programme de mesure doivent permettre **en un temps déterminé** (voir paragraphe "durée de mise en oeuvre") de passer de l'état initial ("Ist-Zustand") à l'état visé ("Soll-Zustand"), l'objectif étant de maintenir ou de ramener les concentrations des polluants agricoles au niveau des captages sous les normes légales. Par "état initial", on entend le lessivage des intrants agricoles correspondant aux pratiques agricoles actuelles dans la ZPS. L'"état visé" correspond au lessivage maximal d'intrants agricoles compatible avec le maintien des concentrations de l'ensemble des contaminants potentiels sous 75% de la valeur paramétrique au niveau des captages. Si le lessivage actuel est supérieur au lessivage maximal, les mesures du programme auront pour but de réduire progressivement cette différence à zéro.

### 2.2. Définition de l'état initial et de l'état visé

La première étape dans l'établissement du programme de mesures consiste à établir l'état initial et l'état visé concernant le lessivage des contaminants d'origine agricole. L'état initial se base sur un état des lieux général couvrant aussi bien la qualité des eaux que les pratiques agricoles et l'état des sols. Si les données disponibles sont insuffisantes pour établir l'état initial tel que décrit aux paragraphes 2.2.1 à 2.2.5, une mesure prioritaire du programme de mesures consistera à rassembler ou générer ces données essentielles formant la base du volet agricole du programme de mesures.

#### 2.2.1 Nitrates

Pour les **nitrates**, l'état initial correspond au flux de nitrates mesuré au captage par unité de surface de terres agricoles. Le calcul est le suivant :

1. Calculer la concentration moyenne annuelle « C ».
2. Transformer la concentration « C » [mg/L] en masse lessivée d'azote par hectare « M » [kg/ha] en utilisant la relation

$$M_{\text{initial}} = 0,23 * C * R * (F_{\text{total}} / F_{\text{agri}}) * m$$

Avec  $0,23$ =facteur de conversion des nitrates à l'azote,  $R$ =recharge annuelle [ $l/m^2$ ],  $F_{total}$  =surface totale ZPS,  $F_{total}$  =surfaces agricoles ZPS<sup>10</sup> [ha] ],  $m$ =facteur de conversion= $10^{-2}$ . Pour la recharge annuelle, utiliser  $200 l/m^2$ .

3. L'état visé correspond au lessivage d'azote par unité de surface correspondant à une concentration moyenne en nitrates inférieur ou égale à  $37,5$  mg/L sur l'année au niveau du captage. Ce lessivage maximum  $M_{visé}$  est calculé comme pour l'état initial ( $M_{initial}$ ), mais en posant  $37,5$  mg/L comme valeur pour  $C$ .  

$$M_{visé}=0,23*37,5*R*(F_{total}/F_{agri})*m$$
4. Un dépassement de  $75\%$  de la valeur paramétrique pour  $C$  ( $37,5$  mg/L) indique un surplus d'intrant lessivé par rapport à la capacité de dilution de la ZPS. La différence entre les concentrations mesurées et la valeur paramétrique constitue le **solde positif d'intrant** devant être progressivement réduit grâce aux mesures agricoles du programme de mesures. Dans ce cas, on calcule :
  - a. Le solde de concentration  $\Delta C=C-37,5$  [mg/L].
  - b. La réduction de surfaces agricoles nécessaire pour retourner à la valeur paramétrique pour  $M$  constant  $\Delta F=F*(1-C_{norme}/C)$ .
  - c. La réduction de  $M$  pour une surfaces agricole constante nécessaire pour retourner à la valeur paramétrique  $\Delta M=M_{initial}-M_{visé}$ . $\Delta F$  est le solde de surfaces,  $\Delta C$  est le solde de concentration, et  $\Delta M$  est le solde de lessivage.
5. Faire les calculs pour chaque année disponible et reprendre le tout dans un tableau récapitulatif. En cas de tendance à la hausse, utiliser la trajectoire observée pour estimer la valeur plateau (voir paragraphe 1.6).

### Exemple

1. La moyenne annuelle en nitrates est  $C=42$  mg/L. Pour une ZPS de  $100$  hectares, dont  $50$  hectares de terres agricoles, cette concentration correspond à une masse lessivée  $M_{initial}=0,23*42*200*(100/50)*10^{-2}=38,6$  kg N/ha. La masse lessivée maximum correspondant à une concentration en nitrates de  $37,5$  mg/L est  $M_{visé}=0,23*37,5*200*(100/50)*10^{-2}=34,4$  kg N/ha.
2. La valeur paramétrique de  $37,5$  mg/L est dépassée de  $5$  mg/L, donc  $\Delta C=5$  mg  $NO_3^-/L$ ,  $\Delta M=38,6-34,4$  kg N/ha  $=4,2$  kg N/ha, et  $\Delta F=50$  ha $*(1-(37$  mg/L/ $42$  mg/L))= $6$  ha.

### 2.2.2 Produits phytosanitaires et métabolites

Pour les **produits phytosanitaires** et **métabolites** détectés au niveau du captage, on procédera de la même manière que pour les nitrates (paragraphe 2.2.1) en omettant simplement le facteur de conversion de  $0,23$ . L'état visé est une concentration moyenne sur l'année égale ou inférieure à  $75$  ng/L.

Le schéma en Figure 11 résume le rapport entre état initial, état final, concentrations mesurées au captage et grandeurs calculées (solde de concentration, solde de lessivage et solde de surface).

<sup>10</sup> Regroupe pour l'instant terres arables et prairies. A l'avenir, une différenciation pourra être faite entre les deux.

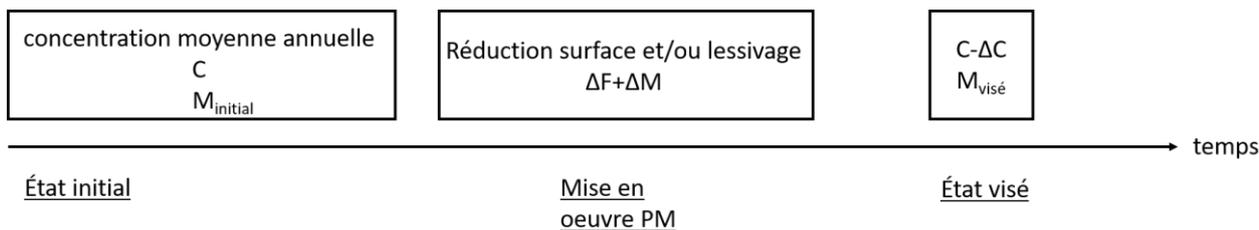


Figure 11. Schéma résumant le rapport entre concentration au captage, solde de surface et solde de lessivage, état initial et état visé (voir texte pour les détails).

### 2.2.3 Études de risque

Afin de réduire au minimum le risque de contamination future, une étude de risque devra également être menée pour les PP recensés dans le cadre du cadastre des risques en utilisant les doses moyennes par culture et en tenant compte des propriétés physico-chimiques des PP et de leurs métabolites. Cette étude de risque permettra de déterminer les PP dont l'utilisation prolongée pourrait entraîner une contamination des eaux souterraines, et de déterminer des alternatives en cas de risque important. L'AGE publiera un document spécifique décrivant la marche à suivre.

### 2.2.4 Données d'utilisation des sols

L'état initial en ce qui concerne l'utilisation des sols résume les informations culturelles essentielles :

- Type de culture présente dans la ZPS.
- Surface moyenne occupée par chaque culture.
- Rotations typiques.

En cas de solde de concentration positif ou si une étude de risque indique un fort potentiel de contamination par un PP ou PT, les mesures agricoles peuvent prévoir une réduction des surfaces cultivées ou un changement d'assolement ou de rotation de cultures. Dans ce cas, l'état visé correspond aux objectifs du programme de mesure. En l'absence de mesures particulières concernant une réduction de surfaces cultivée ou un changement, l'état visé correspond à l'état initial dans le but d'éviter toute détérioration (interdiction de détérioration de la directive cadre eau).

### 2.2.5 Stockage de l'azote dans les sols

La période de suivi des reliquats azotés et de l'azote total (voir 1.8) précédant la mise en œuvre des mesures agricoles du programme de mesures servira de à définir l'état initial du stockage de l'azote dans les sols. Le suivi de l'évolution se fera par culture.

## **2.3 Établissement des mesures du volet agricole**

Des mesures de réduction des intrants agricoles s'imposent dans les deux cas suivants:

1. En ZPS d'un captage classé comme prioritaire.
2. Lorsqu'une étude de risque indique un potentiel important de lessivage de PP ou de PT.

**Le but à atteindre est le maintien ou le retour des concentrations sous 75% de la valeur paramétrique.**

Dans ce cas, les mesures du volet agricole auront pour but de réduire le solde d'intrant en réduisant soit les surfaces soit le lessivage par des mesures appropriées (réduction des doses, etc.). Le choix et la combinaison des mesures de réduction sont laissés aux membres de la coopération agricole. La contribution des différentes mesures (son impact) à l'effort total de réduction du solde positif d'intrant doit être quantifiée dans le programme de mesures, afin de s'assurer que la somme des contributions de mesures individuelles du volet agricole est au moins égale au solde de surface et/ou au solde de lessivage. Dans le cas de PP ou de PT, une mesure du programme de mesures peut consister à vérifier le véritable potentiel de lessivage en étudiant la cinétique de dégradation du ou des composés concernés dans les sols. Une seconde mesure importante sera d'évaluer les alternatives (substitution par un autre principe actif, réduction des doses en changeant les rotations, etc.). La Figure 12 reprend les étapes de définition des mesures du volet agricole à partir des données agricoles et des données de qualité des eaux.

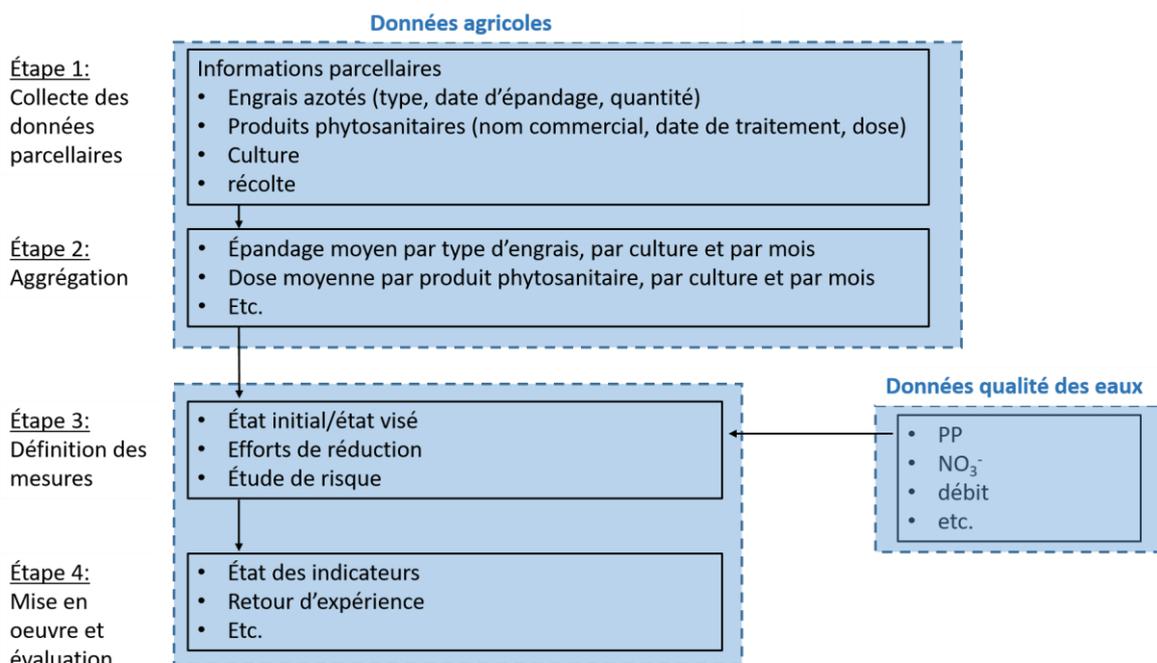


Figure 12. Étapes de définition des mesures agricoles du programme de mesures.

### Exemple (suite)

Les soldes de lessivage et de surface calculés pour les nitrates sont  $\Delta M=4,2$  kg N/ha et  $\Delta F=6$  ha. Le programme de mesure prévoit une réduction des surfaces épandues de 3 ha (50% de l'effort total) et des pratiques permettant une réduction moyenne du lessivage de 2,1 kg N/ha (50% également). On aura donc

- $\Delta M_{PM}=2,1$  kg N/ha
- $\Delta F_{PM}=3$  ha

Ces mesures doivent permettre d'atteindre à terme une réduction de la concentration moyenne de  $\Delta C=5$  mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L au niveau du captage.

## 2.4 Durée de mise en oeuvre

L'inertie des aquifères étant en général importante, il faut s'attendre à des délais longs entre la mise en oeuvre de mesures de réduction des intrants agricoles et l'atteinte des objectifs de qualité. Ce délai est quantifié par le temps d'autoépuration. Par exemple, il faut compter un temps d'autoépuration d'environ trente ans dans le cas d'un temps de transit moyen de dix ans typique du Grès de Luxembourg (voir Figure 7). Le temps de réaction est en général beaucoup plus court que le temps d'autoépuration, ce qui devrait permettre d'observer une amélioration de la situation quantitative dès les premières années suivant la mise en oeuvre de mesures de réduction. L'inertie de l'aquifère est prise en compte dans l'évaluation du programme de mesures en intégrant les informations concernant les temps de réaction et d'autoépuration (voir paragraphe « 2.6 Procédure d'évaluation du programme de mesures »). Étant donné l'échelle de temps longue des processus d'autoépuration et le besoin de pérenniser les pratiques à bas potentiel de lessivage, le programme de mesures doit privilégier les mesures permanentes, et par conséquent amener une transformation progressive des pratiques agricoles en ZPS.

## 2.5 Indicateurs

Les indicateurs permettent de synthétiser l'état d'avancement des programmes de mesure ainsi que les évolutions importantes de la qualité des eaux et des pratiques agricoles. On distingue plusieurs types d'indicateurs classés en deux catégories reprise ci-dessous.

1. Indicateurs de performance directs
  - a. Qualité de l'eau (concentration annuelle, tendance, etc..)
  - b. Sols (reliquats azotés, etc..)
2. Indicateurs de mise en oeuvre des mesures
  - a. Intrants
  - b. Cultures (% terres agricoles, % maïs, rotation des cultures, etc..)
  - c. Mesures (mesures agro-environnementale, etc..)
  - d. Etc.

Les indicateurs sont divisés en quatre classes (bien, moyen, mauvais, très mauvais). L'évolution des indicateurs au fur et à mesure de l'avancement du programme de mesure (p.ex changement de la classe "mauvaise" à "bien") permet de visualiser rapidement toute évolution, mais également de mettre en évidence les risques pour lesquels des efforts restent à fournir. Il est à souligner que les chiffres utilisés pour définir les classes d'indicateurs pour les catégories 4 et 5 varieront d'une ZPS à l'autre en fonction des caractéristiques locales.

Les indicateurs particuliers appartenant à chaque catégorie seront développés à la lumière de l'expérience et en fonction des besoins. Un tableau-type sera intégré à la trame PM.

## 2.6 Procédure d'évaluation du programme de mesures

L'évaluation de l'efficacité du programme de mesures est un processus cyclique permettant de faire le point à intervalles réguliers sur l'avancement de la mise en oeuvre des mesures et sur l'évolution de la qualité des eaux au niveau des captages. L'évaluation est structurée d'une part par l'état actuel par rapport à l'état initial et à l'état visé, et d'autre part par l'état d'avancement du programme de mesures.

### 2.6.1 État actuel

En ce qui concerne le volet agricole, l'évaluation se fait sur la base de (i) l'état et l'évolution de la qualité des eaux dans les captages et de (ii) l'évolution des pratiques agricoles (cultures et utilisation des sols, intrants). Pour (i), on s'appuiera sur les résultats du monitoring de la qualité des eaux et les indicateurs correspondants et on comparera l'état actuel avec l'état initial et l'état visé. L'état actuel du solde de concentration est également à comparer avec l'état initial et éventuellement avec l'état visé en cas de dépassement ou de tendance à la hausse. Pour (ii) on dressera l'évolution des pratiques (rotations, pourcentage de la ZPS consacrée à une culture donnée, solutions techniques mise en œuvre pour réduire les intrants, etc.) et l'évolution de l'utilisation par hectare des différents intrants agricoles depuis l'état initial. Dans le cas où le programme prévoit une réduction du solde d'intrant ou de surface, l'état actuel et l'évolution de ces deux grandeurs doit également être repris. Les évolutions dans les pratiques agricoles sont à mettre en relation avec celles concernant la qualité des eaux en tenant compte des temps de réaction de la ZPS.

### 2.6.2 État d'avancement du programme de mesures

Cette partie résume quelles mesures prévues par le programme de mesures sont (i) déjà mise en œuvre, (ii) en cours de planification (iii) en attente. Dans le cas de mesures à caractère progressif (par exemple une réduction de surface épandues), indiquer le niveau atteint.

### 2.6.3 Éléments constitutifs de l'évaluation

Dans un double but de clarté et de brièveté, la présentation des résultats de l'évaluation combinera indicateurs et éléments plus détaillés:

- Série temporelle séparée pour chaque contaminant mesuré régulièrement au niveau du ou des captages.
- Série temporelle retraçant l'évolution de l'occupation des sols par culture et par an (surface de la ZPS consacrée au maïs, au blé d'hiver, etc).
- Série temporelle retraçant l'évolution des mesures de reliquats azotés et d'azote total par culture.
- Nombre et fréquence des contaminations bactériennes.
- Nombre et fréquence des prises d'échantillons par captage.
- Nombre et fréquence des analyses de qualité des eaux par captage (micropolluants et chimie classique).
- Mesures mises en œuvre par année.

Cette liste est non exhaustive. Seuls les éléments importants sont repris dans le texte du rapport, principalement dans le but de montrer les évolutions positives et négatives. Le rapport permet également de dégager et illustrer les points importants concernant la qualité des eaux et l'évolution des pratiques agricoles. L'ensemble des informations non incluses dans le texte du rapport doit être repris en annexe.

#### 2.6.4 Rapport d'activité annuel

Le rapport d'activité reprend et résume les actions entreprises au cours d'une année donnée (mise en place de mesures, réunions, etc) et donne un aperçu général des évolutions récentes. Des adaptations ponctuelles comme un changement du protocole de suivi de la qualité des eaux (voir paragraphe "Planification de l'échantillonnage") sont également documentées dans le rapport d'activité annuel.

#### 2.6.5 Rapport d'établissement et rapport d'évaluation du programme de mesures

Le **rapport d'établissement** du programme de mesure est le document clef du programme spécifique à chaque ZPS. Le rapport reprend les éléments caractéristiques issus du dossier de délimitation, présente un état des lieux complet décrit dans la première partie de ce guide et une éventuelle mise à jour du cadastre des risques (en particulier pour le volet agricole). Partant de l'état des lieux et de l'analyse des risques, le rapport d'établissement décrit les mesures proposées afin de réduire les risques et/ou d'améliorer la qualité des eaux au niveau des captages. La structure et les éléments du rapport d'établissement seront codifiés dans un document édité par l'AGE et intitulé « trame pour le rapport d'établissement des programmes de mesures on régionaux ». Cette trame sera valable pour tous les rapport d'établissement débutant après août 2021.

Le **rapport d'évaluation** détaille l'état d'avancement de la mise en oeuvre des mesures (date de mise en oeuvre, surfaces concernées) et le cas échéant met en relation la réduction du solde d'intrants avec l'évolution constatée au niveau du captage en tenant compte des temps de réaction et d'autoépuration (voir 2.6.1 et 2.6.2). Dans les cas suivants, le programme de mesures doit être révisé:

- Dépassement du temps de réaction sans signe d'une inversion de tendances/d'une diminution des concentrations au niveau du captage.
- Réduction du lessivage insuffisant par rapport aux prévisions. La quantification des réductions effectives obtenues est effectuée sur la base d'une tendance à la baisse et du temps d'autoépuration de l'aquifère (voir paragraphe "Évaluation d'une tendance à la baisse" et "Temps de réaction et temps d'autoépuration").

La révision du programme de mesure consiste d'une part à acquérir des données supplémentaires permettant de vérifier les temps de réaction et temps d'autoépuration de la ZPS (y compris de possibles effets tampon du sol, voir 1.6), et d'autre part à renforcer les mesures de réduction en place, ou à en ajouter de nouvelles avant de reprendre le cycle présenté en Figure 13.

Le rapport d'établissement est unique. Le rapport d'évaluation est rédigé une fois tout les cinq ans, et constitue une mise à jour du rapport d'établissement.

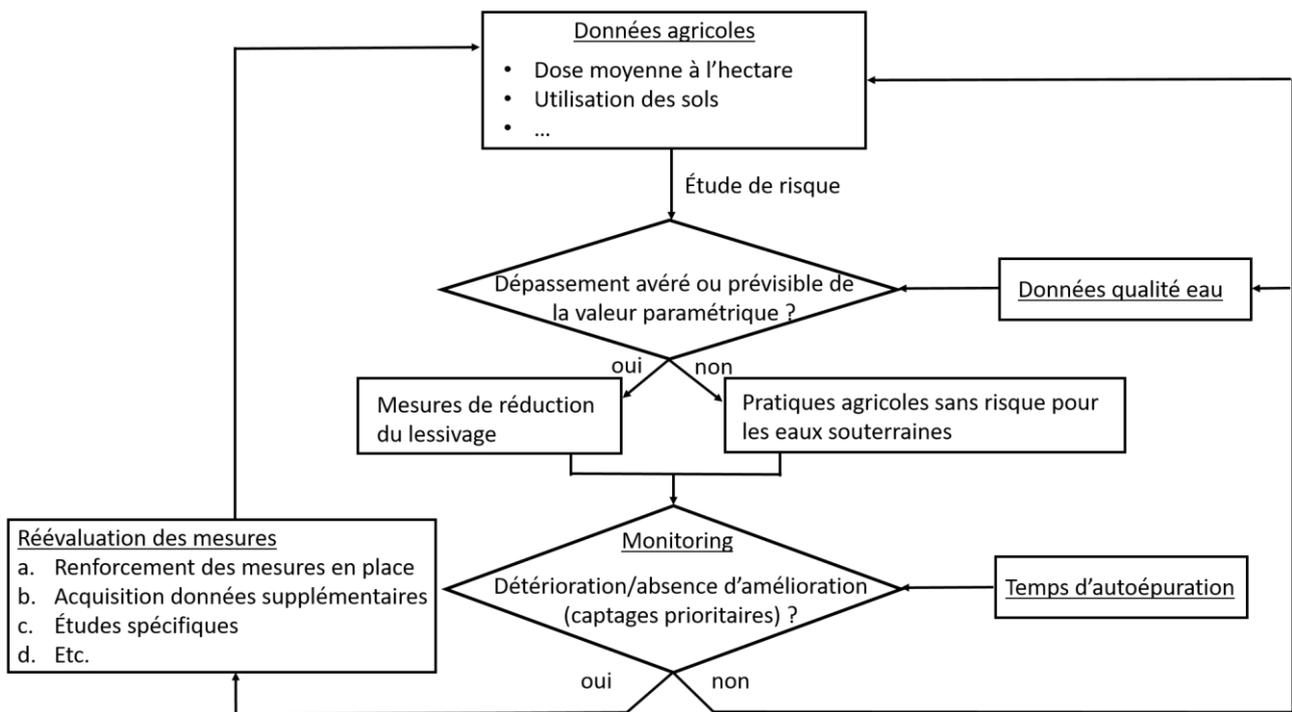


Figure 13. Cycle annuel d'évaluation des mesures agricoles du programme de mesures.

## 2.7 Rôle des tendances dans l'évaluation

### 2.7.1 Tendances à la baisse

Lorsqu'une tendance à la baisse prolongée des concentrations est observée au niveau du captage suite à la mise en œuvre du programme de mesures, il est possible, en fonction de la trajectoire de décroissance et connaissant le temps d'autoépuration, d'estimer à quelle concentration plateau les concentrations devraient se stabiliser (voir paragraphe 1.6 « Temps de réaction et temps d'autoépuration »). Cette estimation permet dans un premier temps de quantifier la réduction effective des intrants correspondant aux mesures déjà mises en place, et dans un second temps de comparer cette réduction effective avec la réduction correspondante prévue dans le programme de mesure. Si la réduction est insuffisante par rapport aux prévisions, il est nécessaire de réviser en conséquence le programme de mesures (voir paragraphe 2.6 "Procédure d'évaluation du programme de mesures").

### 2.7.2 Tendances à la hausse

Un captage présentant à la fois une tendance à la hausse et un dépassement de 50% de la norme paramétrique sera automatiquement classé comme prioritaire. Dans le but de prédire l'évolution future des concentrations on adoptera la même approche que pour une tendance à la baisse (voir 1.6 et Figure 7). S'il apparaît qu'à terme, un dépassement de la valeur paramétrique est probable, le programme de mesure devra inclure des actions visant à réduire immédiatement le lessivage.

L'AGE mettra à disposition un outil permettant d'utiliser la trajectoire d'une tendance à la hausse pour estimer la concentration finale correspondante.