

# Évaluation des risques liés aux pesticides pour les écosystèmes aquatiques

*Recommandations issues du  
programme de recherche « Pesticides »*

**Les recherches conduites dans le cadre du programme « Évaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides » (plus communément nommé programme « Pesticides ») du ministère en charge de l'Écologie ont permis d'identifier des recommandations pour l'évaluation des risques sur les écosystèmes aquatiques et également de progresser dans les méthodes de suivi et d'évaluation des mesures de gestion. Désormais intégré dans le plan Écophyto II, ce programme a permis depuis 1999 l'acquisition de connaissances sur les risques liés à l'utilisation des pesticides afin d'aider les acteurs à mettre en œuvre des mesures pour les réduire. Ce document s'adresse aux professionnels impliqués dans la gestion des pesticides qui souhaitent acquérir des connaissances récentes sur des outils d'évaluation et de gestion des risques environnementaux induits.**

## L'évaluation des effets sur les écosystèmes : des tests standardisés en laboratoire à l'estimation de la sensibilité des organismes *in situ*

L'évaluation du risque écologique, requise pour la mise sur le marché des produits phytosanitaires, porte sur le produit formulé et chaque **substance active\*** qu'il contient. Elle s'effectue en trois étapes pour différentes catégories d'organismes ou de compartiments environnementaux : (i) évaluation des expositions, (ii) évaluation des effets, (iii) évaluation des risques (croisement entre les effets écotoxiques et les expositions potentielles). Les outils disponibles pour caractériser le devenir des substances et évaluer les effets vont des essais effectués en laboratoire aux essais réalisés sur des écosystèmes simplifiés (**mésocosmes\***, *figure 1*), voire au champ. Les essais réalisés en laboratoire ont pour objectif d'évaluer la toxicité des pesticides et de leurs principaux produits de dégradation dans des conditions standardisées. Ils permettent de comparer la toxicité des différentes substances. Les essais en mésocosmes ou au champ permettent quant à eux d'analyser les effets sur des écosystèmes dans des conditions environnementales réelles.

Figure 1 : exemples de mésocosmes



Source : Inra

## Comment déterminer les effets d'un pesticide ?

Des **bioessais\*** monospécifiques sont couramment utilisés pour caractériser la toxicité des substances (*encadré 1*). Ils sont effectués en laboratoire dans des conditions standardisées et sont disponibles pour un nombre limité d'espèces. N'étant pas conçus pour prendre en compte la complexité et la biodiversité des écosystèmes, les différentes pressions sur les milieux et la variabilité de l'environnement, leurs résultats ne doivent pas être directement extrapolés au terrain.

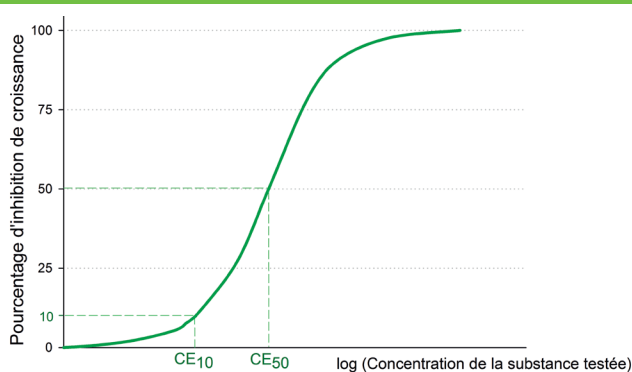


Liberté • Égalité • Fraternité  
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

**Encadré 1****Valeurs caractérisant la toxicité d'une substance**

Les courbes « concentration (ou dose)-réponse » établies à partir de bioessais écotoxicologiques permettent de déterminer les valeurs caractérisant la toxicité d'une substance pour une espèce. Ces valeurs sont appelées « concentrations d'effet » ( $CE_x$ ,  $x$  étant le % d'effet) (figure 2). Le plus souvent, les  $CE_{50}$  sont utilisées comme valeurs de référence pour les effets aigus et les  $CE_{10}$  pour les effets chroniques. Ces valeurs de référence sont ensuite pondérées par des facteurs de sécurité destinés à prendre en compte diverses incertitudes comme les différences de sensibilité entre espèces ou l'extrapolation du laboratoire au terrain. Il en résulte l'estimation d'une « concentration prédite sans effet » pour l'environnement (CPSE ou PNEC, *Predicted No-Effect Concentration*). Celle-ci est ensuite comparée à la « concentration prédite dans l'environnement » (CPE ou PEC, *Predicted Environmental Concentration*) pour évaluer le risque correspondant.

**Figure 2 : exemple de courbe concentration-réponse pour la croissance d'une microalgue exposée à une substance active**

**Comment mieux prendre en compte la complexité des milieux (encadré 2) ?**

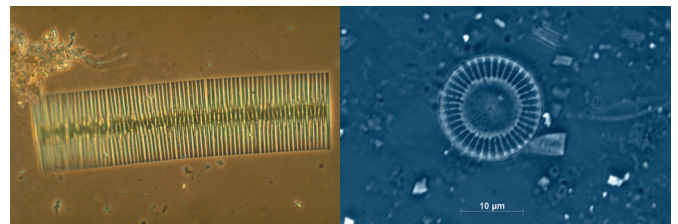
Bouchez *et al.* (2014) ont montré l'intérêt et les limites des bioessais monospécifiques. Pour un mélange de quatre herbicides, l'effet prédit sur différentes espèces de *diatomées*<sup>\*</sup> caractéristiques du lac Léman (figure 3), considérées séparément, a été comparé à l'effet observé sur un assemblage contrôlé d'espèces. La plupart des espèces de diatomées étudiées se sont révélées plus sensibles lorsqu'elles étaient exposées ensemble au mélange d'herbicides que lorsqu'elles étaient exposées en bioessai monospécifique ( $CE_{50}$  supérieure dans ce dernier cas). La sensibilité des diatomées est donc dépendante de la complexité biologique du système. Ce résultat confirme l'importance d'appliquer des facteurs de sécurité lorsqu'on ne dispose que de résultats de bioessais monospécifiques.

Les courbes de distribution de sensibilité des espèces (*Species Sensitivity Distribution* ou SSD) permettent de caractériser la sensibilité globale d'un ensemble d'espèces vis-à-vis d'un contaminant (encadré 3). Si elles sont établies à partir des espèces représentatives d'un milieu donné, les courbes SSD permettent aussi d'appréhender la vulnérabilité de celui-ci.

Le risque présenté par quatre herbicides sur les communautés algales caractéristiques du lac Léman a été évalué à partir de deux types de courbes SSD (Bouchez *et al.*, 2014) : des courbes construites avec des données de sensibilité de la littérature, basées sur des espèces modèles, et des courbes spécifiques à l'écosystème, construites sur les données de sensibilité obtenues par les auteurs à partir d'espèces représentatives de la biodiversité observée dans le lac Léman. La comparaison du risque prédit avec ces deux types de courbes a montré que le choix des données à inclure dans les courbes SSD était capital dans l'extrapolation des seuils de danger.

Ainsi, pour définir un seuil protecteur efficace, il est crucial d'utiliser des données de sensibilité représentatives des communautés

**Figure 3 : exemples de diatomées, *Fragilaria crotonensis* (à gauche) et *Cyclotella meneghiniana* (à droite)**



Source : Druart, Inra

**Encadré 2****Des outils de mesure adaptés à la complexité des communautés**

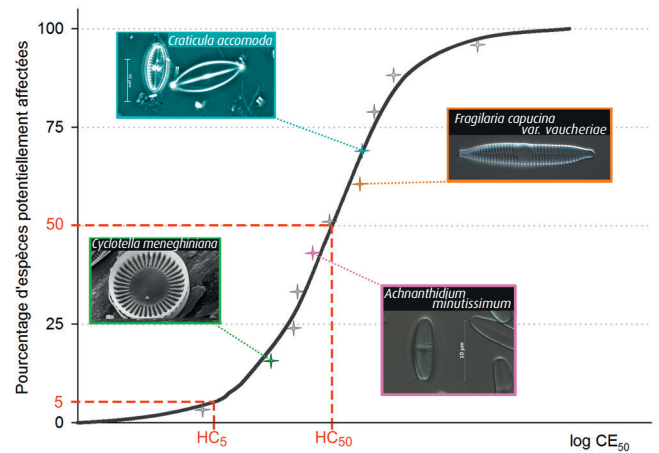
En zone marine côtière, la communauté *phytoplanctonique*<sup>\*</sup> comprend des organismes de différentes tailles : micro-, nano-, pico-phytoplancton, ainsi que des bactéries photosynthétiques, notamment du genre *Synechococcus*. Pour évaluer la sensibilité aux pesticides de cette communauté, il est nécessaire de combiner différentes techniques. Ainsi, les mesures de *photosynthèse*<sup>\*</sup> mettent principalement en évidence la réponse fonctionnelle du micro-phytoplancton tandis que la cytométrie en flux permet d'étudier l'évolution des abondances du nano-, du pico-phytoplancton et de *Synechococcus* sp. Cet outil permet de réaliser une caractérisation individuelle, quantitative et qualitative, de l'état des cellules algales. La combinaison de ces deux outils a par exemple permis de mettre en évidence des effets du cuivre sur les différentes sous-communautés phytoplanctoniques de l'estuaire de la Charente (Stachowski-Haberkorn *et al.*, 2014).

## Encadré 3

## Courbes de distribution de sensibilité des espèces (SSD)

Lorsque les valeurs dérivées des courbes concentration-réponse sont disponibles sur un nombre suffisant d'espèces, il est possible de construire des courbes de distribution de sensibilité des espèces (SSD) à un pesticide donné. Ces courbes dérivent de l'ajustement d'un modèle à la distribution cumulée de ces valeurs. La valeur d'intérêt ( $\log CE_{10}$  ou  $\log CE_{50}$ ...) est portée en abscisse et la proportion d'espèces affectées en ordonnée (figure 4). À partir de ces courbes, on peut extrapoler des valeurs appelées « seuils de danger » ou *Hazardous Concentrations* (HC) qui permettent de protéger par exemple 95 % des espèces d'une communauté et de n'en affecter que 5 % ( $HC_5$ ). Ces espèces les plus sensibles diffèrent d'une substance à une autre. En fonction de la qualité et de la quantité des données à partir desquelles la courbe est construite, un facteur de sécurité peut éventuellement être affecté aux valeurs de HC.

Figure 4 : exemple de courbe SSD (*Species Sensitivity Distribution*) obtenue pour une substance active et un groupe d'espèces (diatomées)



Source : d'après Bouchez *et al.*, 2014. Crédits photos : TCC-INRA ; Druart, INRA

d'un écosystème donné (biodiversité, mode de croissance...). Il est également nécessaire de tenir compte des facteurs environnementaux qui influencent ces communautés, notamment les changements des conditions physico-chimiques (température, saison...).

L'influence des facteurs environnementaux sur la sensibilité des communautés algales aux pesticides a été étudiée sur des communautés échantillonnées en mésocosmes, à deux périodes de l'année, hiver et été (Bouchez *et al.*, 2014). Par exemple, le seuil de danger  $HC_5$ , dérivé des SSD, permettant de protéger 95 % des espèces de la communauté avait un effet protecteur pour la communauté hivernale, mais pas pour la communauté estivale. Il est donc nécessaire de prendre en compte la saisonnalité dans l'évaluation du risque.

L'influence de la température sur la sensibilité du phytoplancton aux pesticides a été mise en évidence lors de travaux réalisés sur des écosystèmes tempérés et tropicaux : lac Léman (Bouchez *et al.*, 2014), retenues d'eau douce à Mayotte (Leboulanger *et al.*, 2010).

### Comment prendre en compte la complexité induite par les adjuvants\* et les mélanges de pesticides ?

De nombreux travaux ont montré l'importance de prendre en compte les associations entre substances actives et adjuvants dans l'évaluation du risque, aussi bien en milieu d'eaux douces (Lacroix *et al.*, 2004 ; Lagadic *et al.*, 2007) qu'en milieu marin (Durand *et al.*, 2007).

Sur le long terme (années 2004 à 2009), les changements d'abondance du phytoplancton du lac Léman sont influencés par la toxicité des mélanges d'herbicides présents (Bouchez *et al.*, 2014). Les modifications de la structure de ces communautés sont également partiellement expliquées par l'évolution d'autres facteurs

environnementaux tels que les concentrations en nutriments, la température, etc.

Dans le cadre d'une procédure de délivrance d'autorisation de mise sur le marché d'un produit, il n'est toutefois pas envisageable de tester l'ensemble des mélanges possibles. Les pesticides dans le milieu aquatique peuvent en effet provenir de sources multiples parfois très différentes. C'est pourquoi il est utile de recourir à des approches de modélisation.

Actuellement, la prévision des risques dus aux mélanges de substances chimiques repose sur deux modèles toxicologiques : le modèle d'addition des concentrations et le modèle d'addition des réponses. Faisant l'hypothèse de l'absence d'interactions entre les substances, ces modèles s'appliquent lorsque les substances du mélange ont des modes d'action respectivement similaires ou dissemblables. La validité de leurs prévisions a été démontrée sur des espèces individuelles, en utilisant les courbes concentration-réponse correspondantes, mais pas sur les courbes SSD établies avec de multiples espèces. Bouchez *et al.* (2014) ont montré qu'il était nécessaire d'appliquer ces modèles par espèce avant de construire la courbe SSD.

### De l'estimation des risques aux outils de suivi et d'évaluation des mesures de gestion

#### Quels cadres pour l'élaboration d'outils d'évaluation ?

Actuellement, le suivi du plan Écophyto est réalisé avec des indicateurs d'utilisation de pesticides (NODU\*, QSA\*...). Le pilotage des politiques publiques territorialisées requiert des évaluations à des échelles adaptées (bassin versant\*, aire d'alimentation de captage d'eau potable...) notamment pour les eaux de surface ou souterraines.

Il existe une grande diversité d'outils adaptés à des surfaces réduites relativement « homogènes » (telles que la parcelle agricole) pour estimer l'efficacité de mesures de gestion du risque pesticides. Cependant pour des échelles plus larges, l'existence de différentes formes d'hétérogénéité nécessite la prise en compte de la variabilité spatiale et temporelle de l'environnement et des processus, ce qui requiert la mise en œuvre d'approches beaucoup plus complexes de modélisation (prenant en compte *a minima* des entités homogènes du point de vue des sols, pentes, cultures, pratiques et, éventuellement, les espaces non traités pouvant jouer un rôle tampon).

De nouvelles méthodes susceptibles d'avoir une portée opérationnelle ont ainsi été développées pour certains contextes agro-pédo-climatiques. Elles visent à évaluer l'efficacité des mesures de réduction de la contamination des eaux (modifications de l'assolement\* et des pratiques culturales, aménagements du paysage dont introduction de zones tampons\*...) et à estimer l'impact sur les écosystèmes aquatiques. Ces outils sont particulièrement nécessaires pour évaluer les actions déjà mises en place et, à terme, pour définir, avant leur mise en œuvre, les mesures les plus adaptées aux caractéristiques du milieu. Ils seront notamment utiles pour appuyer la gestion de bassins versants ou d'aires d'alimentation de captages.

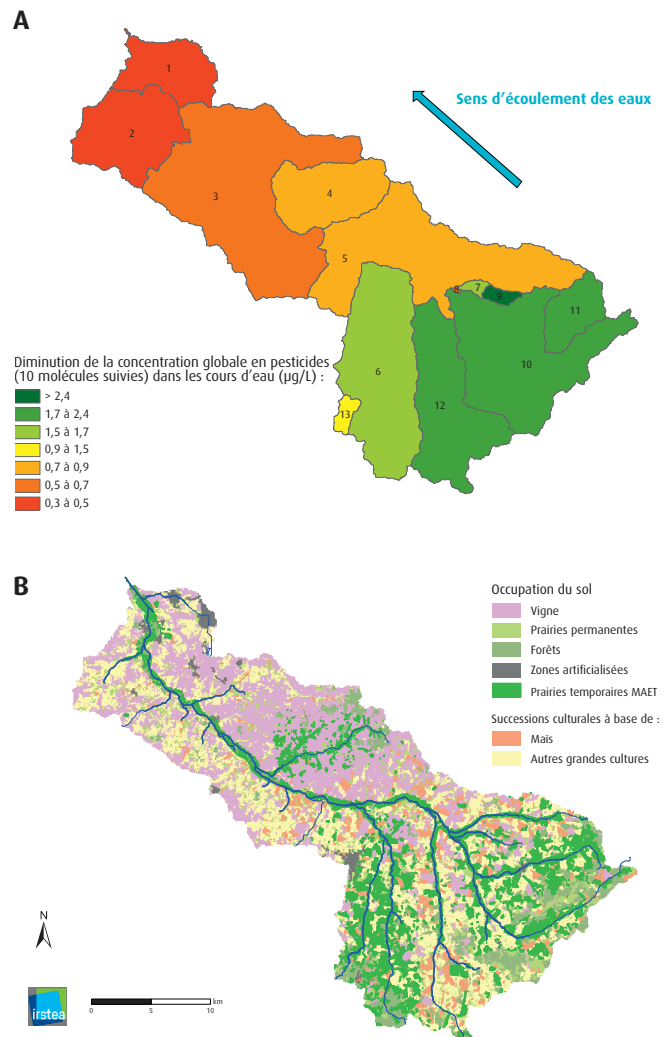
### Comment évaluer l'efficacité des mesures de réduction des risques liés aux pesticides ?

Plusieurs méthodes ont été développées, reposant sur des approches adaptées à différentes échelles spatiales et permettant d'aborder différentes questions.

Vernier et Rousset (2014) ont proposé une méthode spatialisée pour comparer différents scénarios de contractualisation de **mesures agro-environnementales territorialisées (MAET)\*** à l'échelle du sous-bassin versant, au travers d'une analyse coût-efficacité. Elle repose sur une approche de modélisation intégrant un modèle agro-hydrologique et un modèle bio-économique. L'évaluation *a priori* des scénarios à la fois d'un point de vue environnemental (indicateurs d'utilisation des pesticides et de risque potentiel de transfert) et économique (coûts privés associés à la mise en place des MAET) permet d'optimiser la localisation des mesures les plus « coût-efficaces » à l'échelle du sous-bassin versant. L'application de la méthode sur le bassin versant du Né (Charente) a permis d'identifier des scénarios qui feraient diminuer significativement la concentration des pesticides dans les cours d'eau, par exemple en convertissant les surfaces en grandes cultures situées à moins de 20 m des cours d'eau en **prairies temporaires\*** engagées en MAET (*figure 5*) ; ce scénario ne prévoit ni fertilisation, ni désherbage chimique sur les surfaces concernées, et le retournement des prairies engagées n'est possible qu'une fois au cours des cinq ans d'engagement.

À l'échelle du bassin versant, peu de modèles prennent en compte le potentiel de dissipation des pesticides au sein des espaces non traités localisés entre les parcelles agricoles et le cours d'eau. Ces espaces (fossé, prairie, chemin, retenue d'eau...) peuvent cependant avoir un rôle important dans l'atténuation des transferts de substances. Pour répondre à cet enjeu, la méthode d'agrégation des flux

**Figure 5 : réduction globale des concentrations en pesticides par sous-bassin versant (A) pour un scénario d'implantation de prairies temporaires le long des cours d'eau (B)**



Source : Vernier et Rousset, 2014

de pesticides développée par Carlier *et al.* (2014) s'appuie sur une représentation adaptée de l'organisation spatiale du bassin versant, visant à rendre compte des temps de transfert et des phénomènes de dissipation entre la parcelle et le réseau hydrographique, notamment au sein des éléments du paysage. Après validation avec des données de terrain, cette méthode permettra d'élaborer un descripteur du risque de contamination des eaux de surface à l'échelle du bassin versant et pourra être utilisée pour une évaluation *a priori* de l'efficacité de plans d'actions, de la mise en place d'aménagements, d'évolutions de pratiques agricoles ou d'occupation du sol.

D'autres outils d'évaluation ont également été développés pour être utilisés dans des démarches de concertation et d'analyse multicritère de scénarios. Agrégeant des indicateurs, généralement sans intégrer de modélisation agro-hydrologique, ils n'ont pas vocation à rendre

compte de la vulnérabilité du milieu, ni de la dynamique temporelle de la contamination. En revanche, leur plus grande simplicité de mise en œuvre les rend plus facilement utilisables par des acteurs du territoire. Ainsi, les indicateurs et le logiciel EtoPhy mis au point par Le Grusse *et al.* (2014) permettent d'évaluer les impacts agro-environnementaux et technico-économiques d'une réduction de l'utilisation des pesticides. Ce logiciel calcule des indicateurs de risque des pesticides sur la santé de l'utilisateur et du voisinage et sur l'environnement, utilisables à différentes échelles (parcelle, exploitation agricole, bassin versant).

### Comment intégrer les acteurs dans l'évaluation des mesures de gestion des risques ?

Certains des outils décrits précédemment sont adaptés au développement d'approches participatives favorisant les échanges entre acteurs et leur implication dans l'évaluation de scénarios, ou dans la conception et la mise en œuvre de mesures de gestion.

### Conclusions générales

Des outils standardisés d'évaluation de l'effet écotoxique des pesticides existent et sont utilisés notamment pour la constitution des dossiers dans le cadre des demandes d'autorisation de mise sur le marché. Ils permettent la caractérisation quantitative des effets sur différentes espèces ainsi que l'évaluation de la sensibilité respective de ces espèces dans des conditions expérimentales définies. Mais ces outils ont leurs limites. Leur utilisation à des fins de diagnostic environnemental nécessite des précautions particulières, en lien avec les spécificités du milieu étudié : composition des communautés, présence de mélanges de pesticides, conditions de température, historique de l'exposition... Il faut donc avoir à l'esprit que les seuils de danger sont déterminés pour un écosystème et des conditions physico-chimiques donnés, et que parfois des effets écotoxiques peuvent être observés alors même que ces seuils ne sont pas dépassés. L'utilisation de facteurs de sécurité permet de tenir compte de cette spécificité.

Dans le cadre de la définition et de l'évaluation de mesures de gestion, le choix d'outils (modèles, indicateurs, etc.) doit être adapté à l'objectif et à l'échelle considérée (bassin versant, aire d'alimentation de captage...). Pour améliorer et faciliter leur développement et leur mise œuvre, les travaux menés ont identifié un certain nombre de pistes de progrès :

- rassembler des données locales pertinentes, telles que des données météorologiques, hydrographiques, de caractéristiques et d'occupation du sol, d'organisation du paysage, sur les itinéraires techniques... ;
- disposer d'observations correspondant aux sorties des modèles (concentration de pesticides dans l'eau par exemple) en nombre et en qualité suffisants pour permettre des phases séparées de paramétrage et de validation des modèles ;
- faciliter l'accès et l'utilisation des données en favorisant des initiatives de mutualisation.

Ainsi, par exemple, dans la méthode proposée par Vernier et Rousset (2014), la première étape consiste à modéliser les systèmes agricoles en place et les pratiques associées. Plusieurs scénarios d'évolution sont ensuite définis avec les acteurs locaux. Ils sont alors évalués à la fois d'un point de vue environnemental et économique. La méthode et les outils développés sont actuellement utilisés dans un contexte opérationnel d'appui à la mise en œuvre d'un programme d'actions sur une aire d'alimentation de captage Grenelle. Le développement d'un système d'information dédié et les restitutions associées permettent de gérer les échanges et l'interactivité avec les acteurs.

Le jeu SimPhy (Simulation des pratiques phytosanitaires), mis au point par Le Grusse *et al.* (2014), simule les risques sanitaires et environnementaux de changements de pratiques sur un territoire grâce à une mise en situation des gestionnaires des exploitations agricoles et des autres acteurs. Il permet un dialogue direct avec et entre les acteurs et facilite la concertation.

### Glossaire

**Adjuvant** : substance que l'on ajoute à une autre pour en améliorer ou changer certaines propriétés.

**Assolement** : répartition des cultures de l'année entre les parcelles d'une exploitation.

**Bassin versant** : ensemble d'un territoire drainé par un cours d'eau et ses affluents.

**Bioessai** : test réalisé en laboratoire sur une espèce modèle non cible pour évaluer la toxicité d'une substance.

**Diatomé** : micro-algue aquatique.

**Mésocosme** : écosystème artificiel auto-suffisant, conçu à des fins expérimentales et placé dans des conditions environnementales naturelles ; les systèmes de petite et grande taille sont parfois respectivement dénommés « microcosmes » et « macrocosmes ».

**Mesures agroenvironnementales territorialisées (MAET)** : mesures permettant d'accompagner les exploitations agricoles pour favoriser des pratiques favorables à l'environnement ; en contrepartie d'une rémunération, l'exploitant agricole s'engage à respecter un cahier des charges défini de façon spécifique en fonction des enjeux environnementaux du territoire considéré. Elles sont désormais appelées mesures agro-environnementales et climatiques (MAEC).

**Nombre de doses unités (NODU)** : calculé à partir des données de ventes des distributeurs de produits phytopharmaceutiques, correspond à un nombre de traitements « moyens » appliqués annuellement sur l'ensemble des cultures, à l'échelle nationale. Pour chaque substance, la quantité appliquée est rapportée à une dose unité qui lui est propre. Ainsi, rapporté à la surface agricole utile, le NODU permet de déterminer le nombre moyen de traitements par hectare.

**Photosynthèse** : processus qui permet aux plantes et à certaines bactéries de synthétiser de la matière organique en exploitant l'énergie lumineuse.

**Plancton** : ensemble des organismes soumis aux mouvements des masses d'eau dans les milieux aquatiques ; on distingue le « phytoplancton » (ensemble des organismes autotrophes vis-à-vis du carbone, y compris les cyanobactéries) et le « zooplancton ».

**Prairie temporaire** : surface de production d'herbe ou autres plantes fourragères, qui sont présentes depuis moins de 5 ans.

**Quantité de substances actives (QSA)** : calculée à partir des données de ventes des distributeurs de produits phytopharmaceutiques, correspond à la somme des masses de l'ensemble des substances actives contenues dans les produits utilisés durant la campagne, compte tenu des doses appliquées. Elle peut être calculée à l'échelle nationale.

**Substance active** (termes équivalents à **pesticide** dans ce document) : molécule constituant le principe actif du produit phytosanitaire.

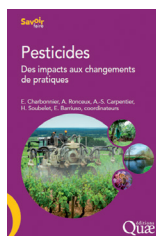
**Zone tampon** : tout espace interstitiel du paysage rural, maintenu ou expressément mis en place pour assurer une fonction d'interception et d'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole vers les milieux aquatiques.

### Pour en savoir plus

Retrouvez les rapports des projets sur [www.programmepesticides.fr/Projets-finances](http://www.programmepesticides.fr/Projets-finances) :

- Bouchez A., Rimet F., Montuelle B., Anneville O., Gillet C., Bernes N., Larras F., Georgescu V., Chèvre N., Gregorio V., De Alencastro L. F. (de), Pesce S., 2014. *Prédire l'impact des herbicides en mélange et à faible concentration sur les communautés algales planctoniques et benthiques lacustres (Impalac)*, APR 2009
- Carlier N., Gouy V., Lauvernet C., Le Hénaff G., Molla G., Miralles A., Cheviron B., Pinet F., Benoit P., Coquet Y., Gascuel-Oudoux C., Réal B., Guyot C., Maillet-Mezeray J., 2014. *Mise au point de descripteurs du risque de contamination des eaux de surface par les phytosanitaires à l'échelle du bassin versant. Prise en compte des dimensions spatiales et temporelles. Appui à l'évaluation de la gestion du risque (Miriphyque)*, APR 2009
- Durand G., Videau C., Hureau D., Limon G., Arzul G., Quiniou F., Hourmant A., De la Broise D., Stachowski S., 2007. *Impact des pesticides sur l'environnement marin (IPEM)*, APR 2002
- Lacroix G., Lescher-Moutoué F., Caquet T., Lagadic L., Heydorff M., Roucaute M., Jumel A., Azam D., Quemeneur A., Cravedi J.-P., Baradat M., Bertru G., Le Rouzic B., Brient L., Deydier-Stephan L., Monod G., 2004. *Modifications structurales et fonctionnelles de communautés d'organismes aquatiques exposées à un mélange d'herbicide et d'adjuvant en mésocosmes lenticques*, APR 1999
- Lagadic L., Coutellec M.-A., Gorzerino C., Heydorff M., Lefevre-Orfila L., Russo J., Azam D., Ollitrault M., Quemeneur A., Cravedi J.-P., Delous G., Hillenweck A., Porcher J.-M., Sanchez W., Cossu-Leguille C., Denoyelles R., Giamberini L., Guerlet E., Vasseur P., Coeurdassier M., Vaufléury A. (de), 2007. *Changements d'échelle et évaluation du risque écotoxicologique de mélanges entre substances actives herbicides et adjuvant (CEREMEL)*, APR 2002

- Le Grusse P., Mandart E., Bouaziz A., Le Bars M., Bord J.-P., Fabre J., 2014. *Gestion de la Toxicité en zone Ramsar (TRam)*, APR 2009
- Le Boulanger C., Amalric L., Bouchez A., Pagano M., Sarazin G., 2010. *Étude comparée des effets de phytosanitaires et de produits de lutte anti-vectorielle sur les communautés microbiennes aquatiques d'écosystèmes tropicaux (ECOMET)*, APR 2006
- Stachowski-Haberkorn S., Guesdon S., Béchemin C., Chiffolleau J.-F., Brach-Papa C., Soudant P., Beker B., Jadas-Hécart A., 2014. *Tolérance des communautés PHYtoplanctoniques aux PHYtosanitaires dans le PANache de la Charente (Tophypac)*, APR 2009
- Vernier F., Rousset S., 2014. *Les mesures agroenvironnementales à enjeu « eau/pesticides » : Évaluation environnementale et économique de l'impact de modifications des pratiques agricoles par modélisation intégrée à partir de scénarios d'évolution (Eccoter)*, APR 2009



En complément de cette fiche vous pouvez retrouver les principaux résultats des 15 années de recherche conduites dans le cadre du programme « Pesticides » pour éclairer la décision publique dans l'ouvrage :

- Charbonnier E., Ronceux A., Carpentier A.-S., Soubelet H., Barriuso E., 2015. *Pesticides, des impacts aux changements de pratiques. Bilan de quinze années de recherche pour éclairer la décision publique*. Éditions Quae, 400 p.

**E. Barriuso, INRA**  
**A.-S. Carpentier, MEDDE**  
**E. Charbonnier, INRA**  
**H. Soubelet, MEDDE**



le point sur

Commissariat général au développement durable

Direction de la recherche et de l'innovation

Tour Séquoia  
 92055 La Défense cedex  
 Mél : pesticides.sr3.dri.cgd@developpement-durable.gouv.fr

Directeur de la publication : Serge Bossini

Contributeurs

et relecteurs :  
 F. de Alencastro (EPFL),  
 C. Billy (ONEMA),  
 A. Bouchez (INRA),  
 T. Caquet (INRA),  
 N. Carlier (IRSTEA),  
 J. Devillers (CTIS),  
 N. Domange (AESN),  
 V. Gouy (IRSTEA),  
 P. Le Grusse (CIHEAM-IAMM),  
 J.-F. Masfarand (université de Lorraine),  
 A. Péry (AgroParisTech),  
 V. Poulsen (ANSES),  
 S. Stachowski-Haberkorn (IFREMER),  
 F. Vernier (IRSTEA),  
 R. Vigouroux (UIPP),  
 É. Vindimian (MEDDE-CGEDD),  
 A. Yébakima (CG972-ARS)

Conception et réalisation  
[www.epromatiques.fr](http://www.epromatiques.fr)

ISSN : 2100-1634  
 Dépôt légal : décembre 2015