La contamination diffuse des sols

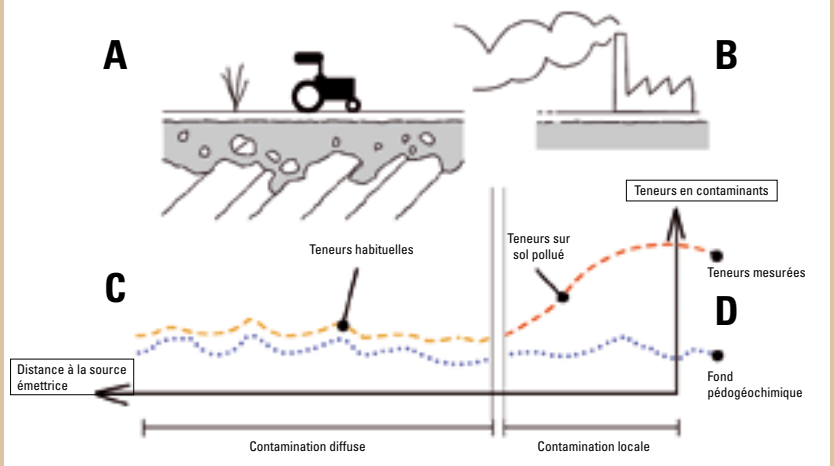
> Partim Azote et pesticides : François GOOR
avec la collaboration de Sylvia DAUTREBANDE, Catherine SOHIER et Vincent BRAHY
Partim Eléments traces métalliques : Benoît PEREIRA et Philippe SONNET
avec la collaboration de Vincent BRAHY et Emmanuel MAES

Le sol constitue le milieu de réception, d'accumulation et de transfert d'une série de substances, incluant notamment l'azote, le phosphore, les pesticides et divers éléments traces métalliques (ETM). Les apports diffus de ces composés proviennent pour l'essentiel de pratiques agricoles et de retombées atmosphériques (activités industrielles, chauffage domestique, transports...). La présence de ces éléments dans les sols peut être à l'origine d'un risque pour le sol lui-même, qui peut perdre (totalement ou partiellement) son aptitude à remplir ses fonctions, ou pour les composantes environnementales qui y sont associées (eaux de surface et souterraines, biodiversité, productions végétales...). Dans le premier cas, on parle parfois de pollution du sol et dans le second, de contamination ou d'enrichissement excessif du sol.
Une distinction sera faite ici entre les contaminations diffuses et dispersées en azote, phosphore et pesticides, et les contaminations diffuses en ETM. Cette distinction se justifie par le fait que l'origine, le comportement et le devenir de ces substances dans les sols sont différents : les ETM ont tendance par exemple à s'accumuler dans les sols, alors que l'azote, sous forme de nitrate, est plus mobile.
La problématique de la contamination diffuse des sols est complexe car elle fait intervenir plusieurs types de substances et plusieurs sources de contamination, sur des superficies parfois importantes. Des progrès doivent encore être réalisés en Région wallonne pour obtenir une connaissance et une maîtrise suffisantes de cette problématique, afin d'orienter correctement les politiques de protection des sols.

Les sols sont touchés par différents types de contamination

Trois types de contamination des sols peuvent être distinguées :

- les *contaminations locales*, qui affectent une aire relativement faible et qui sont dues à une ou plusieurs sources de contamination identifiées et souvent très proches l'une de l'autre (quelques mètres à quelques kilomètres). Il s'agit en général d'apports massifs de polluants divers (ETM, HAP...) fréquemment associés aux activités des exploitations minières, des installations industrielles ou d'autres types d'installations, aussi bien en cours d'exploitation qu'après leur fermeture [voir SOLS 5] ;
- les *contaminations diffuses*, qui affectent tous les sols plus ou moins faiblement, mais de manière généralisée. Ce type de contamination résulte essentiellement, d'une part, des dépôts atmosphériques qui ne peuvent pas être associés à une ou plusieurs sources ponctuelles identifiables et, d'autre part, de certaines pratiques agricoles et horticoles (traitements phytosanitaires, épandages d'engrais, d'amendements divers, de boues de station d'épuration...). Dans le cas des ETM, ce type de contamination ne peut pas toujours être totalement évité car il est la conséquence d'apports involontaires (émissions atmosphériques p.ex.) ou d'impuretés indésirables dans des apports volontaires (ETM présents naturellement dans les engrais minéraux p.ex.) ;
- les *contaminations dispersées* correspondent, quant à elles, à un ensemble de contaminations locales qui peuvent être assimilées à une contamination diffuse. C'est le cas par exemple des fuites dans le réseau de collecte des eaux usées au sein d'une localité.



A : la coupe représente l'exemple d'un sol qui s'est formé à partir d'un substrat géologique (en grisé).
B : sur ce même sol, présence d'une source d'émission massive de polluants.
C : en pointillé bleu : les teneurs naturelles en éléments issues du fond pédogéochimique, en l'absence de contamination diffuse.
En tirets orange, les teneurs habituelles mesurées dans le sol, sans que l'on ait décelé l'influence d'une contamination locale.
D : en tirets rouges, les teneurs mesurées sont qualifiées de teneurs sur sol pollué parce qu'elles correspondent à un niveau élevé de contamination locale du sol.

L'ENRICHISSEMENT DES SOLS EN AZOTE ET LA CONTAMINATION DIFFUSE PAR LES PESTICIDES

Le rôle du sol dans l'exposition des différents milieux aux contaminants

La présence dans les sols de quantités excessives d'azote et de (résidus de) pesticides[1] peut représenter un risque pour l'environnement, en particulier au niveau des eaux de surface et des nappes d'eau souterraine. Outre les conséquences pour la santé [voir SANTE 3] et le surcoût éventuel pour les divers utilisateurs de l'eau (producteurs-distributeurs d'eau potable, industriels, agriculteurs...), la détérioration de la qualité des ressources en eau peut avoir un impact négatif sur les écosystèmes aquatiques et terrestres. En dehors des solutés, le ruissellement et l'érosion hydrique sont susceptibles d'entraîner vers les eaux de surface des particules de sol enrichies en azote, en phosphore et en pesticides, ce qui contribue à la contamination et aux dysfonctionnements des écosystèmes. Un des phénomènes le plus connu est l'eutrophisation des eaux [voir EAU 2].

Dans le cas du nitrate, les eaux de surface et les eaux souterraines représentent les principaux milieux exposés à la pollution. La

situation est plus complexe en ce qui concerne les pesticides. Dans ce cas, les risques liés à la présence de (résidus de) matières actives dans les sols peuvent être identifiés à partir des éléments présentés dans la directive européenne 91/414/CE[2], qui réglemente la mise sur le marché des pesticides. En pratique, outre les eaux de surface et souterraines (et les organismes associés), les aspects pris en compte dans la procédure d'agréation des matières actives sont la persistance des molécules dans le sol et les risques pour les vers de terre et les micro-organismes du sol non visés par l'emploi des pesticides. Le cas du phosphore, dont les pertes se font essentiellement par ruissellement superficiel, est abordé par le biais de l'érosion hydrique des sols [voir SOLS 3].

La contamination des sols agricoles par rapport à celle des sols forestiers

Etant donné leur usage, les sols agricoles sont concernés davantage par la problématique de la contamination diffuse par les pesticides ou l'enrichissement excessif en azote que les sols forestiers. Ainsi, dans les sols agricoles, les apports d'azote proviennent essentiellement des épandages d'engrais (organiques et minéraux), alors que dans les sols forestiers, les apports d'azote proviennent plutôt des dépôts atmosphériques. Bien que certaines pratiques sylvicoles (mises à blanc p.ex.) peuvent augmenter localement les transferts de nitrate vers les masses d'eau, les quantités restent relativement faibles par rapport à celles mesurées dans les systèmes agricoles intensifs. Des retombées atmosphériques azotées trop importantes peuvent cependant induire des déséquilibres au niveau du fonctionnement des écosystèmes forestiers [voir AIR 3]. *L'analyse de la problématique concernera dès lors principalement les sols agricoles, les aspects relatifs aux sols forestiers étant mis en évidence lorsque cela s'avère pertinent.*

L'azote sous toutes ses formes

L'azote est essentiellement présent dans les sols sous trois formes différentes. La forme dominante correspond à l'azote organique contenu dans la matière végétale morte. Cette forme d'azote n'est pas directement assimilable par les végétaux. Des microorganismes spécifiques du sol transforment et minéralisent l'azote organique en ammonium (NH_4^+ : ammonification), avant que d'autres microorganismes (*nitrosomonas, nitrobacter*) ne le transforment éventuellement en nitrate (NO_3^- : nitrification). Ces deux formes d'azote minéral se comportent différemment dans les sols tempérés : le cation NH_4^+ est retenu sur les particules de sol chargées négativement, alors que l'anion NO_3^- n'est pas retenu, ce qui facilite son entraînement (lixiviation) vers les eaux de surface et souterraines. Ces processus déterminent le devenir des apports externes d'azote (retombées atmosphériques, engrais…) sur les sols. Le nitrate, s'il n'est pas prélevé par les racines des végétaux, est rapidement lixivié, l'ammonium est retenu dans le sol, alors que l'azote organique ne peut migrer vers le milieu aquatique que s'il est préalablement minéralisé et nitrifié.

Les principaux déterminants des apports et du transfert de contaminants dans les sols

L'utilisation du sol

L'affectation du sol et l'usage qui en est fait influencent les apports de contaminants et d'éléments nutritifs, ainsi que leur transfert du sol vers les masses d'eau. La contamination diffuse d'origine agricole résulte principalement des apports d'engrais et de pesticides, ceux-ci étant fonction des besoins spécifiques des cultures (types de produits et quantités). D'autres types de flux et de processus interviennent, comme les dépôts atmosphériques, la décomposition de la végétation ou encore la minéralisation de l'azote organique du sol. Les apports dispersés d'origine non agricole sont issus essentiellement, pour l'azote, des rejets d'eaux usées des zones urbanisées non égouttées (puits perdants…) et pour les pesticides, des zones de parcs et jardins (publiques et privées). Les superficies forestières et les réserves naturelles interviennent très peu dans la problématique, étant donné qu'elles sont gérées de façon extensive.

Les principales modifications de l'utilisation du sol ayant un impact potentiel sur la contamination diffuse concernent :

- une diminution de l'espace dévolu à l'agriculture au cours de ces 20 dernières années (- 42 000 ha), en particulier au nord du sillon Sambre-et-Meuse, au profit de l'urbanisation [voir TERRIT 1]. Une telle évolution peut s'accompagner d'une augmentation des rejets dispersés en azote (surtout en zone rurale non égouttée). De leur côté, les apports non agricoles de pesticides dépendent notamment de la densité de jardins privés, qui est la plus élevée le long du sillon Sambre-et-Meuse et dans le Brabant wallon ;
- une diminution des superficies de prairies permanentes et temporaires jusqu'au début des années 1990, suivie d'une stabilisation [voir AGR]. Cette évolution est particulièrement marquée dans les zones de grandes cultures et a profité principalement aux cultures de printemps, incluant les cultures fourragères comme le maïs [dossier scientifique] ;
- une diminution du cheptel bovin (laitier en particulier) depuis 1980. Cette évolution peut être mise en relation avec la réduction des superficies consacrées aux prairies.

Les aléas climatiques

Le climat joue un rôle déterminant dans le transfert des contaminants dans le sol, via les flux d'eau (ruissellement, infiltration, flux hypodermique, percolation profonde). Ces derniers dépendent des températures moyennes[3] ainsi que de la répartition et de l'intensité des précipitations. A ce sujet, selon certains scénarii, les changements climatiques pourraient entraîner dans nos régions, d'ici la fin du siècle, une diminution d'environ 20 % du volume d'eau qui percole sous la zone racinaire, avec des conséquences en termes de recharge des aquifères [dossier scientifique]. Par ailleurs, les plantes cultivées soumises à un stress hydrique verraient diminuer leur efficience à assimiler certains nutriments et certaines matières actives, avec un risque accru de reliquats dans le sol, susceptibles d'être lixiviés.

L'épandage d'engrais constitue la principale source d'azote dans les sols

Les retombées atmosphériques actuelles en azote sont estimées à environ 40 000 tonnes/an sur l'ensemble du territoire wallon, ce qui représente environ 24 kg/(ha.an). Ces retombées sont relativement stables depuis une quinzaine d'années [voir AIR 3].

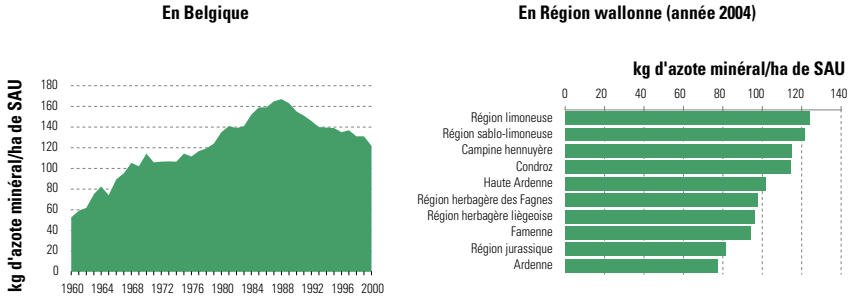
La pression azotée sur les sols agricoles dépend principalement des quantités totales d'engrais (minéraux et organiques) apportées. Les apports moyens d'azote minéral en Belgique ont atteint un maximum de 167 kg/ha de SAU à la fin des années 1980, et ils ont ensuite diminué d'environ 30 % [voir AGR]. L'évolution des quantités appliquées est relativement similaire en Région wallonne. Celles-ci oscillaient, en 2004, entre 80 et 125 kg d'azote minéral/ha, selon les régions agricoles. [↘ Fig SOLS 4-1]

Les apports d'azote organique provenant des effluents d'élevage représentent environ la moitié des quantités totales d'azote appliquées sur les sols agricoles. Par ailleurs, les quantités d'azote organique produit par ha de SAU sont en très légère diminution (- 8 %) depuis 1990. En 2004, elles variaient entre 145 et 75 kg/ha selon les régions agricoles. [↘ Fig SOLS 4-2]

Le lien entre les apports d'engrais azotés et les quantités de nitrate susceptibles de percoler sous la zone racinaire n'est pas facile à établir. Une des difficultés est de prévoir la vitesse de minéralisation de l'azote organique ou encore l'importance des apports non maîtrisables (comme ceux du bétail en pâture).

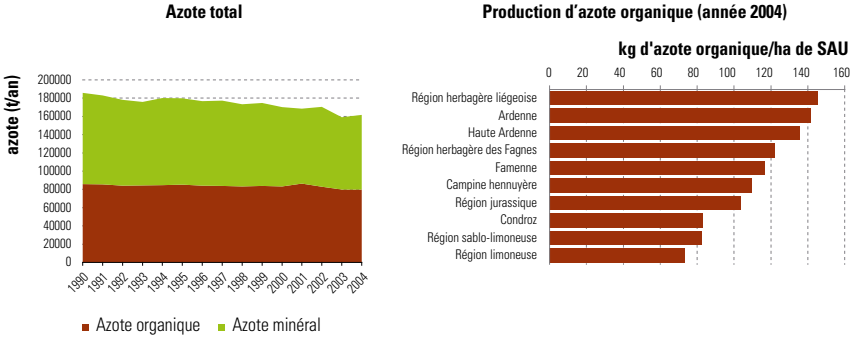
Dans ces conditions, une alternative consiste à déterminer la pression en azote sur les ressources en eau à partir des reliquats d'azote présents dans le sol à la fin de l'automne (azote potentiellement lessivable – APL). Les quantités d'APL dans les sols dépendent de nombreux facteurs (type de sol, type de culture, apports d'engrais, climat...)[4]. Il est néanmoins possible d'évaluer la pression azotée sur les sols selon le type de culture à partir de valeurs d'APL standardisées[5] déterminées dans le cadre du programme de gestion durable de l'azote en agriculture [voir AGR]. La répartition de la SAU en fonction de ces valeurs d'APL révèle, pour l'ensemble des régions agricoles, que la part de la SAU occupée par des cultures susceptibles d'occasionner un lessivage de nitrate important (valeur d'APL élevée) a augmenté de manière continue depuis 1960 [dossier scientifique]. [↘ Fig SOLS 4-3]

Fig SOLS 4-1 *Consommation d'engrais minéraux azotés en Belgique et en Région wallonne*



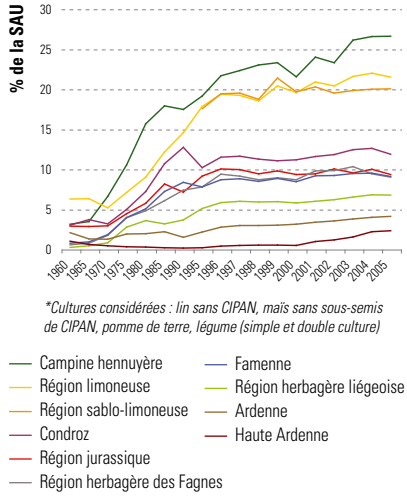
Sources : *CEA ; MRW-DGA (Comptabilités agricoles)*

Fig SOLS 4-2 *Apports d'azote sur les sols agricoles en Région wallonne*



Sources : *CEA ; MRW-DGA (Comptabilités agricoles)*

Fig SOLS 4-3 *Part de la surface agricole utile (SAU) occupée par des cultures* susceptibles de présenter des valeurs élevées de reliquats d'azote dans le sol en Région wallonne*



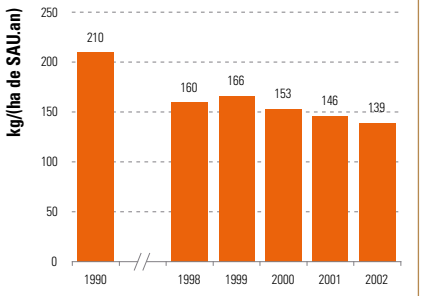
**Cultures considérées : lin sans CIPAN, maïs sans sous-semis de CIPAN, pomme de terre, légume (simple et double culture)*

Sources : *CEA (avant 1995) ; MRW-DGA (Comptabilités agricoles) (à partir de 1995)*

Une autre possibilité est de réaliser un bilan des entrées et des sorties d'azote, la différence entre le total des entrées et des sorties correspondant au surplus (excès) d'azote dans le sol. Un bilan de ce type a été récemment réalisé en Région wallonne pour la période 1990-2002. Les calculs effectués pour l'année 2002 révèlent un excédent moyen d'azote situé autour de 140 kg/(ha.an), les valeurs ayant plutôt tendance à décroître sur la période analysée. Ce résultat signifie aussi que moins de 40 % de l'apport total d'azote sous forme de

fertilisants a réellement été utilisé par les cultures (efficience de valorisation). Les pertes d'azote à l'état gazeux (NH_3, N_2O et N_2) à partir des sols agricoles (volatilisation, exportation) sont estimées à environ 25 kg/(ha.an). [↘ FIG SOLS 4-4]

FIG SOLS 4-4 *Estimation de l'excédent d'azote dans les sols agricoles en Région wallonne*



Source : *Programme européen IRENA (Calculs CEEW)*

Par ailleurs, les rejets dispersés d'azote d'origine domestique proviennent essentiellement des zones où les eaux usées ne sont pas collectées (puits perdants, fosses septiques, systèmes d'épuration individuelle avec drains dispersants...). On ne dispose pas à l'heure actuelle d'informations sur le nombre d'habitants dont les eaux usées (traitées ou non) s'infiltrent directement dans le sol et le sous-sol. On estime néanmoins que les quantités d'azote produites par un être humain varient entre 10,6 et 15,9 g/(hab.jour). La contamination dispersée des sols s'effectue aussi via des pertes dans le réseau de collecte des eaux usées (non quantifiées à l'heure actuelle) [voir EAU 1], ou encore lorsque les points de rejet des égouts et des collecteurs n'aboutissent pas dans une station d'épuration («points noirs» comme des zones karstiques p.ex.).

Les apports de pesticides

Contrairement à l'azote, les pesticides ne sont pas présents naturellement dans les écosystèmes. Une étude récente[6] a permis de répartir les quantités de matières actives utilisées en Région wallonne en fonction des usages (agriculture, espaces verts, services communaux, chemins de fer). La consommation globale en 2003 était d'environ 3 000 tonnes. Les agriculteurs, les gestionnaires d'espaces verts (particuliers, entreprises de jardins...), les communes et les chemins de fer représentaient respectivement 51 %, 33 %, 2 % et 0,5 % du total des matières actives utilisées[7] [voir EAU 4].

Dans le cas de l'agriculture, les apports moyens de matières actives ont été déterminés pour les principales cultures [voir AGR]. On notera en particulier l'importance et la variabilité des quantités apportées pour la culture de la pomme de terre (surtout les fongicides, pour la lutte contre le mildiou), les superficies affectées à cette culture ayant triplé depuis 1980. Par ailleurs, la combinaison de ces données avec la répartition de la SAU permet de déterminer les apports par région agricole [voir CARTE AGR 2]. Les résultats mettent en évidence l'importance des apports en Région limoneuse, ainsi qu'une légère tendance à la baisse des apports moyens par unité de SAU, quelle que soit la région agricole considérée.

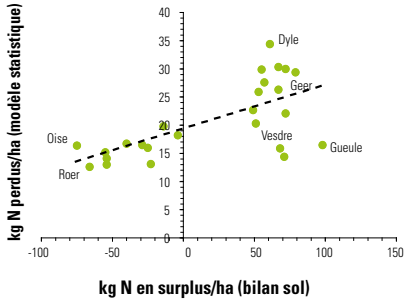
Selon l'étude précitée, les apports de pesticides dans les espaces verts (jardins privés, cimetières, parcs publics...) et le long des voies de chemin de fer (apports dispersés) représenteraient au minimum un tiers des quantités de matières actives utilisées en 2003. Même s'il n'existe pas d'informations précises à ce sujet, on peut raisonnablement supposer que les apports moyens par unité de surface sont supérieurs à ceux effectués sur les sols agricoles. A noter que 80 % du total des apports dispersés concernent les matières actives de deux herbicides considérés comme peu problématiques du point de vue de la pollution des eaux (chlorate de sodium et sulfate de fer).

Le devenir de l'azote et des pesticides dans les sols et leur transfert vers les masses d'eau

Les mécanismes impliqués dans le devenir des contaminants du sol et leur transfert vers les masses d'eau (de surface ou souterraines) sont assez complexes [dossier scientifique]. On distingue d'une part, la lixiviation du nitrate et de certains pesticides solubles (et leurs métabolites) à partir de la zone racinaire vers les nappes d'eau souterraine et les eaux de surface[8], et d'autre part, le déplacement à la surface du sol d'éléments (phosphore, pesticides et métabolites) fixés sur des particules de sol érodées (minérales ou organiques). Outre le transfert des contaminants via la surface du sol, le transfert des solutés au sein du milieu poreux s'effectue en premier lieu dans la zone du sol et du sous-sol dite «non saturée en eau[9]» (ou zone vadose), qui se divise en deux parties : la zone racinaire et le substrat sous-jacent jusqu'à la nappe d'eau souterraine proprement dite (dans laquelle s'effectue également un transfert vers les eaux de surface [voir RES EAU 1]). Chacune de ces parties est caractérisée par une dynamique spécifique de flux d'eau et de solutés. L'échelle la plus cohérente pour une analyse intégrée des différents flux est celle du bassin versant hydrographique [dossier scientifique].

Outre la difficulté de prévoir les temps de transfert, un déphasage (parfois de plusieurs années) existe entre le mouvement de l'eau et celui des contaminants dans la zone vadose, à cause des processus dispersifs et d'eau «mobile-immobile»[10], sans oublier les processus d'adsorption-désorption sur les particules de sol pour les pesticides. La quantification des transferts de contaminants dans le sol nécessite par conséquent le recours fréquent à la modélisation. En pratique, on distingue les modèles basés sur une description des flux physiques, sur une approche de type statistique ou sur des «bilans matière» [dossier scientifique]. A noter que les résultats obtenus peuvent parfois être sensiblement différents en fonction des approches retenues. [↘ FIG SOLS 4-5]

FIG SOLS 4-5 *Excédents d'azote dans les sols agricoles estimés par deux modèles d'évaluation différents (approche statistique et approche bilans), par bassin hydrographique (année 1995)*



Source : *Vanderheyden et Scokart (1997)*

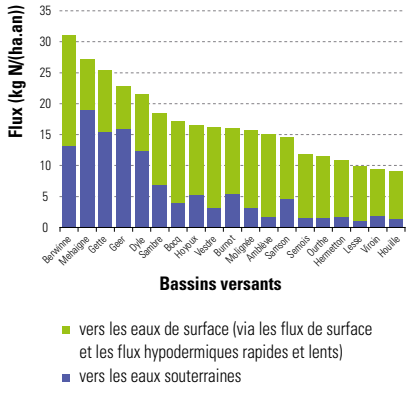
Le transfert du nitrate dans le sol

Des simulations du transfert du nitrate ont été réalisées notamment à l'aide du modèle EPICgrid pour la partie wallonne du bassin hydrographique de la Meuse (projet PIRENE[11]). EPICgrid est un modèle hydrologique à base physique. Il permet de simuler les flux d'eau et de contaminants, à l'échelle d'un bassin versant, sur l'entièreté de la zone vadose en combinant simulation hydrologique et modélisation des quantités et des flux de nitrate, de phosphore et de pesticides présents sur et dans les sols.

Les résultats du modèle indiquent que les teneurs en nitrate sont supérieures à 50 mg/l au niveau des flux hypodermiques lents[12] et à proximité des nappes d'eau souterraine (apports par percolation profonde) sur une grande partie de la Région limoneuse. C'est le cas également dans la partie ouest de la Région herbagère liégeoise[13]. Les valeurs décroissent ensuite progressivement au sud du sillon Sambre-et-Meuse où les pressions agricoles sont moins importantes. [↘ Cartes SOLS 4-1]

Les flux moyens annuels d'azote vers les masses d'eau calculés pour différents bassins versants présentent des variations allant du simple au triple (entre 10 et plus de 30 kg N/(ha.an)) [↘ Fig SOLS 4-6]. L'importance relative des deux types de flux (vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface) est également assez variable selon le type de bassin versant. Pour rappel, les flux de solutés parvenant aux eaux souterraines sont ensuite naturellement redirigés vers les eaux de surface, moyennant des temps de séjour dans le sous-sol de l'ordre de une à plusieurs années.

Fig SOLS 4-6 *Flux moyens annuels d'azote issus de la zone vadose vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines en Région wallonne (bassin de la Meuse, moyenne 1971-2000)*



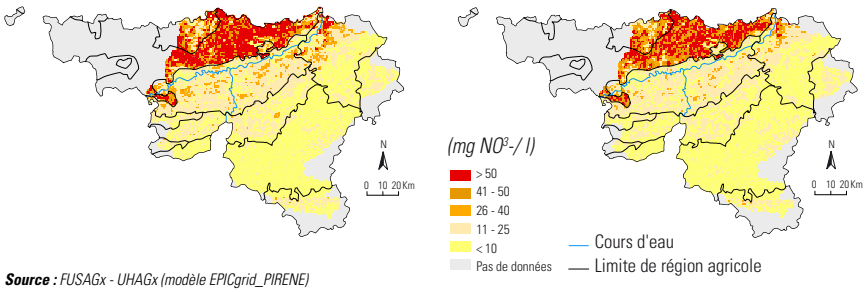
Source : *FUSAGx - UHAGx (modèle EPICgrid_PIRENE)*

A titre d'exemple plus détaillé, les concentrations en nitrate dans les eaux de percolation profondes ont été modélisées par EPICgrid pour 4 bassins versants (la Dyle, le Geer, la Lesse et la Vesdre) sur la période 1971-2000, dans le cadre du projet PIRENE. Le choix de ces bassins versants permet de comparer des situations contrastées en termes d'impacts des pressions agricoles[14], les bassins de la Dyle et du Geer étant situés en zones de grandes cultures et d'élevage intensif. Les bassins de la Lesse et de la Vesdre présentent, quant à eux, davantage de forêts et de prairies. C'est ce qui explique les teneurs en nitrate relativement faibles (< 15 mg NO_3^-/l) dans les eaux de percolation de ces deux bassins. Les concentrations en nitrate sont par contre cinq à six fois plus élevées dans le cas des bassins du Geer et de la Dyle, où les résultats montrent également une tendance régulière à l'augmentation sur la période étudiée. Les valeurs calculées sous la zone racinaire (à 1,5 m) sont néanmoins redescendues sous le seuil des 40 mg NO_3-/l en 2000, suite à la réduction des apports d'engrais azotés et à une meilleure gestion des effluents d'élevage. [↘ Fig SOLS 4-7]

Sans tenir compte des effets écoclimatiques, les différences observées entre bassins versants sont liées à l'occupation du sol, plus précisément à la proportion des zones agricoles et aux types d'activités (cultures, prairies, élevage), mais aussi à l'importance des rejets dispersés non agricoles. Les quantités de nitrate lixiviées varient en effet selon le type de commune (rurale, urbaine, mixte) en fonction de la présence ou non d'un réseau de collecte des eaux usées [dossier scientifique]. En termes d'évolution, les principaux facteurs explicatifs des variations de concentrations en nitrate observées en Région wallonne sont les modifications de l'occupation du sol, l'évolution des pratiques en matière de fertilisation [voir SOLS 1] et l'évolution de la pluviométrie. L'urbanisation progressive des zones agricoles (voir ci-avant) ne doit être négligée, en particulier dans certains cas (Pays de Herve, Brabant wallon et autres cas ponctuels, p.ex.).

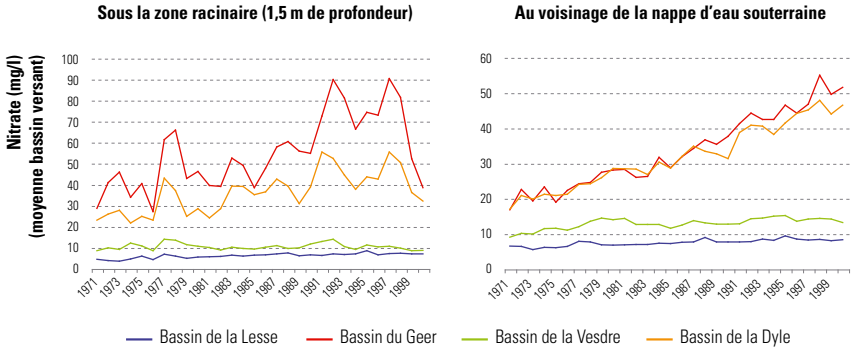
Au sein même de l'espace agricole, les pratiques en matière de fertilisation ont tendance à s'améliorer (diminution des apports de fertilisants minéraux, gestion plus efficace des effluents d'élevage [voir AGR]). Il existe néanmoins un décalage temporel entre les apports d'azote et l'évolution des concentrations en nitrate dans la zone vadose. Ce décalage varie en fonction des caractéristiques du milieu (nature et épaisseur du milieu poreux) et de la vitesse de minéralisation de l'azote organique. Une simulation[15] effectuée pour le bassin du Geer révèle ainsi que le maintien de la fertilisation azotée à son niveau de 2001 pourrait avoir des conséquences pendant encore plusieurs décennies (selon la profondeur de la nappe de base), et ce malgré une réduction des apports moyens d'azote d'environ 30 kg/(ha.an) par rapport à la fin des années 1980. [↘ Fig SOLS 4-8]

Cartes SOLS 4-1 *Concentrations en nitrate au niveau des flux hypodermiques lents et au voisinage des nappes d'eau souterraine en Région wallonne (1998-2000)*



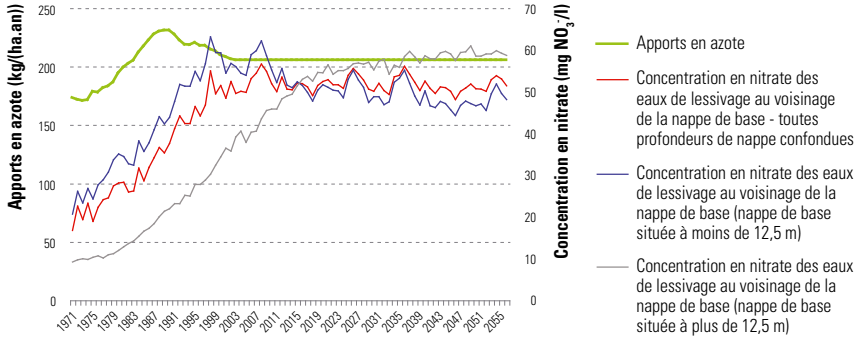
Source : *FUSAGx - UHAGx (modèle EPICgrid_PIRENE)*

FIG SOLS 4-7 *Concentrations annuelles en nitrate dans les eaux de percolation de quatre bassins versants en Région wallonne (moyenne 1971-2000)*



Source : *FUSAGx - UHAGx (modèle EPICgrid_PIRENE)*

FIG SOLS 4-8 *Evolution prédictive des concentrations en nitrate dans les eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base du bassin du Geer*



Source : *FUSAGx - UHAGx (modèle EPICgrid_PIRENE)*

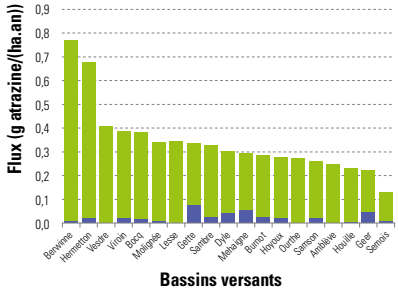
Le modèle EPICgrid a aussi été utilisé pour simuler les effets d'une augmentation de la pluviosité et des variations du niveau de la nappe de base sur le lessivage d'azote d'origine agricole diffuse. Les résultats suggèrent qu'une augmentation des volumes de précipitations entraînerait une hausse des quantités de nitrate lixiviées. Rappelons que l'effet de la distribution de l'azote stocké dans la zone vadose est susceptible d'influencer la teneur en azote dans la nappe de base lors des variations du niveau de celle-ci (effet de la zone de contact).

Le transfert des pesticides dans le sol

L'exposition du milieu aquatique aux pesticides peut être évaluée à l'aide d'indicateurs d'état comme le SEPTWA[16] par exemple. Ce modèle permet de déterminer les zones les plus vulnérables et d'identifier les pesticides les plus problématiques. Les résultats du modèle pour la Région wallonne indiquent notamment que 10 molécules (atrazine, bentazone, diuron, isoproturon...) parmi les 74 étudiées posent problème au niveau des eaux alimentant les rivières (concentrations moyennes annuelles ≥ 0,1 µg/l). Comme mentionné ci-avant, l'exposition aux matières actives présentes dans les sols ne se limite pas aux nappes d'eau souterraine et aux eaux de surface. Dans ce contexte, les indicateurs pluri-compartimentaux agrégés peuvent constituer une alternative pertinente[17].

Faute de disposer de mesures de résidus de pesticides dans les sols, les modèles peuvent fournir un certain nombre d'informations. Le modèle EPICgrid (voir ci-avant) a par exemple été utilisé pour évaluer les flux moyens d'atrazine dans la zone vadose des principaux bassins versants de la Région. Cet herbicide et son principal métabolite (la déséthylatrazine) sont fréquemment détectés dans les masses d'eau souterraine et de surface [voir EAU 4]. Selon les simulations, la quasi-totalité des pertes annuelles en atrazine d'origine agricole aboutirait dans les eaux de surface. [↘ FIG SOLS 4-9]

FIG SOLS 4-9 *Flux moyens annuels d'atrazine issus de la zone vadose vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines en Région wallonne (bassin de la Meuse, moyenne 1971-2000)*



Source : *FUSAGx - UHAGx (modèle EPICgrid_PIRENE)*

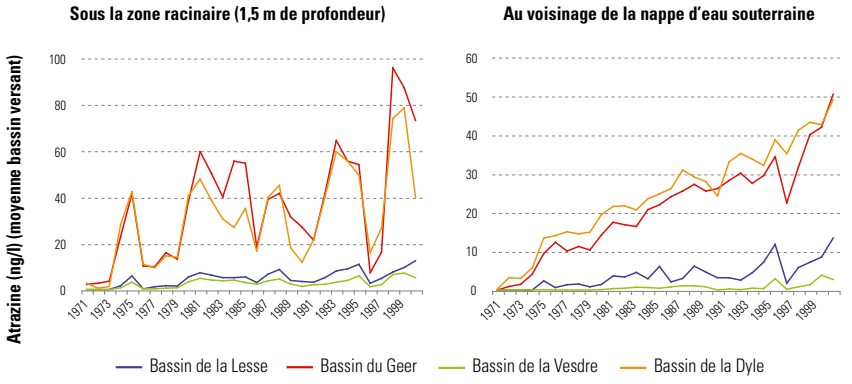
Par ailleurs, l'analyse de l'évolution des valeurs de simulation pour quatre bassins versants représentatifs (la Lesse, la Vesdre, le Geer et la Dyle (voir ci-avant)) révèle que les concentrations moyennes en atrazine dans les eaux de percolation tendent à augmenter sur la période 1971-2000 [↘ FIG SOLS 4-10]. Cette tendance devrait néanmoins s'inverser à l'avenir étant donné que l'atrazine fait l'objet de restrictions d'usage au niveau européen depuis 2002[18] [voir EAU 4].

A noter par ailleurs que des analyses globales et intégrées de la vulnérabilité des masses d'eau vis-à-vis des pesticides ont été réalisées pour la Région wallonne (notamment via le projet SCALDIT, pour les eaux souterraines[19]).

La situation par rapport aux normes et aux objectifs

Le caractère significatif de l'impact environnemental de la présence de nitrate et de résidus de pesticides dans les sols peut être mise en évidence en comparant l'état des compartiments concernés (eau, air, biodiversité) avec les normes de protection en vigueur ou, le cas échéant, avec les objectifs fixés pour ces compartiments.

Fig SOLS 4-10 *Concentration annuelle en atrazine d'origine agricole dans les eaux de percolation de quatre bassins versants en Région wallonne (moyenne 1971-2000)*



Source : *FUSAGx - UHAGx (modèle EPICgrid_PIRENE)*

Les normes relatives à l'azote concernent principalement les ressources en eau

Dans le cas des eaux souterraines, la valeur de référence imposée par la directive «nitrate» [voir AGR] est une concentration moyenne de 50 mg de nitrate/l (norme de potabilité pour l'eau de distribution). Dans ces conditions, l'impact potentiel des fertilisations azotées (engrais, retombées atmosphériques) peut être évalué par le biais des concentrations en nitrate dans les eaux de lessivage à proximité des nappes d'eau souterraine. La situation actuelle révèle l'existence de zones problématiques, en particulier au nord du sillon Sambre-et-Meuse [↘ Carte SOLS 4-1]. Par ailleurs, la directive-cadre sur l'eau impose le respect de normes adaptées afin que les masses d'eau (de surface et souterraines) atteignent le bon état qualitatif d'ici 2015 [voir introduction EAU]. Malgré une réduction probable des apports d'azote agricole (simulation EPICgrid), les concentrations en nitrate dans les eaux de lessivage à proximité des nappes d'eau souterraine resteront encore problématiques dans la majorité des cas en 2015. [↘ Carte SOLS 4-2]

A noter par ailleurs qu'il n'existe pas de lien direct entre la représentation géographique des concentrations en nitrate au voisinnage des nappes d'eau souterraine et les zones vulnérables telles que définies dans le Programme de gestion durable de l'azote [voir AGR], ces dernières étant établies sur base du dommage observé mais aussi du risque potentiel de dommage.

En ce qui concerne les eaux de surface, un excès d'azote peut notamment entraîner une eutrophisation des milieux concernés et, dans certains cas, une pollution de l'eau en ammoniac, ce qui est extrêmement dommageable pour les populations piscicoles [voir EAU 2]. Une fertilisation azotée mal adaptée contribue également à l'érosion de la biodiversité [voir FFH1].

Les normes relatives aux pesticides touchent davantage de groupes cibles

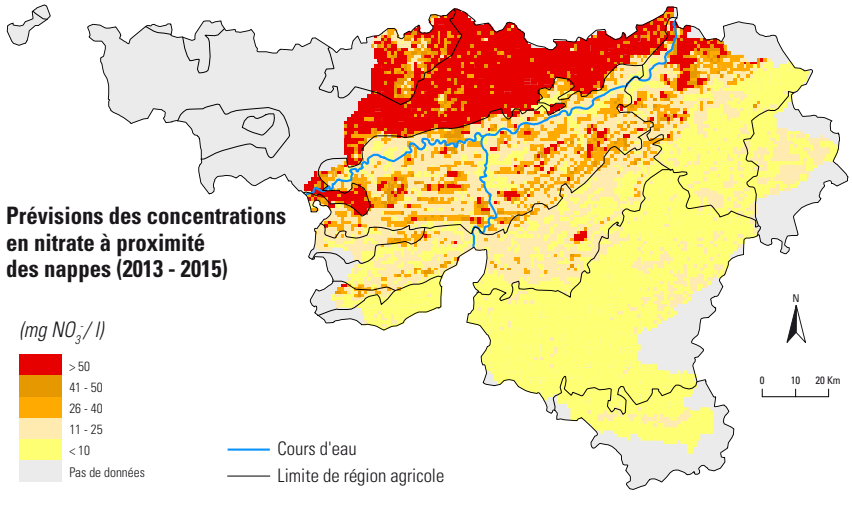
Dans le cas des pesticides, le nombre de compartiments environnementaux à prendre en considération est plus important que pour l'azote. L'indicateur de risque POCER[20] (pour les pesticides à usage agricole) intègre notamment la persistance des molécules dans le sol, l'exposition des vers de terre, ainsi que les risques pour les oiseaux, les abeilles, les eaux souterraines et les organismes aquatiques. L'évaluation des risques pour les nappes d'eau souterraine se base en principe sur la norme de 0,1 µg de matière active/l, pour chaque pesticide pris isolément.

A noter qu'une version simplifiée de cet indicateur (PRIBEL) est utilisée pour l'évaluation des risques dans le cadre du Programme de réduction des pesticides à usage agricole et des biocides [voir AGR]. Dans ce cas, les aspects liés à la persistance dans le sol ne sont pas pris en compte. Début 2007, aucune valeur de risque relative aux eaux de surface ou souterraines n'avait été calculée à l'échelle de la Région wallonne[21]. Des résultats pour la Belgique, incluant le risque pour les eaux de surface (organismes aquatiques) et souterraines, sont néanmoins disponibles pour la période 2000-2002[22].

Les mesures préventives et correctives pour limiter la contamination diffuse en azote et en pesticides

Un certain nombre de mesures peuvent être prises en vue d'agir sur le niveau de contamination des sols, de façon à diminuer les pressions engendrées sur les autres composantes de l'environnement. Il peut s'agir de mesures

Carte SOLS 4-2



Source : *FUSAGx - UHAGx (modèle EPICgrid_PIRENE)*

préventives (*a priori*) ou curatives (*a posteriori*, ou «*end of pipe*»).

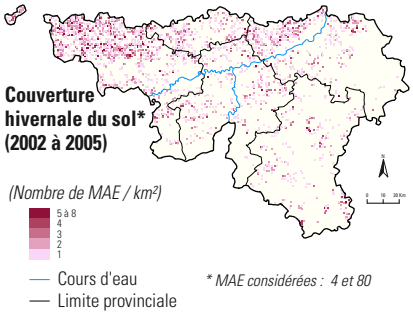
Dans le cas des masses d'eau, les mesures préventives consistent surtout à réduire (ou du moins optimiser) les pressions exercées à la surface du sol. Les apports de fertilisants (minéraux et organiques) doivent ainsi tenir compte de l'ensemble des variables impliquées (besoins des plantes en fonction des stades de développement, types d'apports, propriétés du sol, conditions climatiques...), tandis que l'utilisation des pesticides et les apports dispersés d'azote doivent être limités autant que possible. De leur côté, les mesures curatives portent essentiellement sur le traitement de l'eau de distribution, l'abandon de captages, ou encore l'assainissement des eaux usées [voir EAU 1 et EAU 4].

Ces mesures s'inscrivent dans un certain nombre de textes législatifs et de plans. On peut notamment citer, à l'échelle européenne, la directive-cadre sur l'eau (2000/60/CE), la directive «nitrate» (91/676/CE) ou la directive «ERU» relative au traitement des eaux urbaines résiduaires (91/271/CE) ; au niveau belge, le Programme fédéral de réduction des pesticides à usage agricole et des biocides, et pour la Région wallonne, le Programme de gestion durable de l'azote (PGDA) [voir AGR], le contrôle obligatoire des pulvérisateurs[23], les plans d'assainissement par sous-bassin hydrographique (PASH) [voir EAU 1], la législation relative à l'agriculture biologique ou aux mesures agri-environnementales, ou encore les principes d'éco-conditionnalité (AGW du 22 juin 2006)[24].

Dans le cas de l'azote, le PGDA fixe des objectifs en matière de gestion durable de l'azote organique [voir AGR]. Parmi ceux-ci, le taux de liaison au sol (LS) fait l'objet d'une évaluation annuelle. L'analyse de la situation en 2004 révèle, d'une part, que les normes de LS sont respectées dans près de 9 exploitations agricoles sur 10 [voir Fig AGR 16], et d'autre part, que des excédents structurels existent notamment dans les régions situées en zones vulnérables (Région sablo-limoneuse, Région limoneuse, Région herbagère liégeoise) [voir Carte AGR 3]. A noter qu'il est difficile à l'heure actuelle d'évaluer l'impact réel du PGDA sur la qualité des ressources en eau, étant donné notamment la complexité des processus impliqués et le temps de réponse des aquifères. En pratique, on constate que les teneurs en nitrate mesurées dans les prises d'eau situées au nord du sillon Sambre-et-Meuse sont dans certains cas proches, voire supérieures, à la norme de potabilité [voir EAU 2].

D'autre part, un certain nombre de mesures agri-environnementales (MAE) [voir AGR] peuvent limiter les pressions en azote sur les sols et les masses d'eau. Ainsi, la couverture du sol en hiver avant une culture de printemps (cultures intercalaires pièges à nitrates -CIPAN- p.ex.) associée à une fertilisation azotée adaptée est susceptible de limiter la lixiviation du nitrate. L'application de ce type de mesure est essentiellement concentrée au nord du sillon Sambre-et-Meuse, où le risque de contamination des eaux est le plus élevé. [↘ Carte SOLS 4-3]

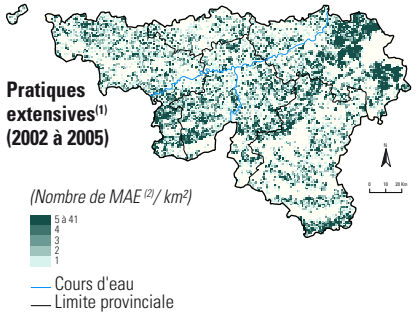
Carte SOLS 4-3



Source : *MRW-DGA (Réalisation CEEW)*

Les pratiques extensives qui permettent de stabiliser la couche superficielle du sol et/ou de réduire l'érosion hydrique des sols peuvent également jouer un rôle déterminant. Ces mesures sont principalement utilisées dans la Famenne, en Région jurassique et dans les régions herbagères (Pays de Herve) [↘ Carte SOLS 4-4]. En ce qui concerne les pesticides, des restrictions d'usage ont été appliquées à une série de matières actives dont les concentrations dans les eaux étaient devenues préoccupantes [voir EAU 4]. Certaines MAE ont également pour objectif de limiter l'utilisation de ces produits, via la promotion de pratiques plus extensives, ou encore en favorisant le désherbage mécanique des cultures. L'application de ce type de mesure est surtout concentrée au sud du sillon Sambre-et-Meuse, en dehors des régions de grandes cultures [↘ Carte SOLS 4-4].

Carte SOLS 4-4

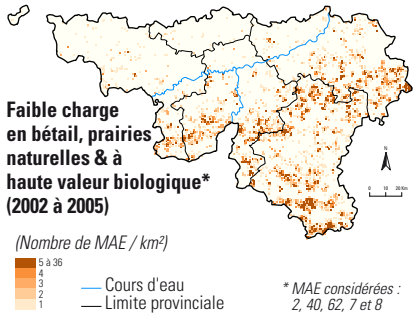


(1) Tournières, fauches tardives, désherbage mécanique...
(2) MAE considérés : 1.a, 1.c, 1.e, 10, 100, 111, 112, 21, 22, 23, 24, 3.a, 71, 9.a, 9.b, 9.c, 9.d et 90

Source : *MRW-DGA (Réalisation CEEW)*

Le maintien d'une faible charge en bétail et la préservation des prairies naturelles et de haute valeur biologique font également partie des mesures agri-environnementales susceptibles de limiter les risques de contamination des sols en azote et en pesticides. [↘ Carte SOLS 4-5]

Carte SOLS 4-5



Source : *MRW-DGA (Réalisation CEEW)*

Enfin, la progression de l'agriculture biologique [voir Fig AGR 22], qui interdit l'utilisation de produits de synthèse, ainsi que le développement des principes d'agriculture intégrée, qui visent à optimiser le recours aux différents moyens de lutte disponibles, participent à la diminution des quantités de matières actives utilisées.

Le meilleur moyen de limiter les apports dispersés de contaminants d'origine non agricole est de finaliser, en zone d'assainissement collectif, la mise en place du réseau de collecte des eaux usées (domestiques et industrielles).

Il conviendra également de restaurer les anciens réseaux d'égouttage et de promouvoir, dans les zones d'assainissement autonome, l'installation de systèmes d'épuration individuels performants, en particulier dans les zones où les contraintes environnementales sont les plus élevées (masses d'eau à risque, zone de baignade, zone de protection des captages, zones Natura 2000). Ces éléments font partie des priorités des programmes d'investissement actuels de la SPGE [voir EAU 1].

LA CONTAMINATION DIFFUSE PAR LES ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES

En général, les polluants inorganiques appartenant à la famille des éléments traces métalliques (ETM) sont présents en faibles concentrations dans les sols (teneurs inférieures à 1000 ppm ou 1g/kg de matière sèche). Lorsqu'ils sont présents dans les sols sous certaines formes et à certaines concentrations, les ETM peuvent présenter des risques pour l'environnement et la santé humaine. La famille des ETM comprend notamment l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le cobalt (Co), le cuivre (Cu), le chrome (Cr), le mercure (Hg), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn).

Certains ETM, comme le Cu et le Zn, sont des oligoéléments essentiels au bon déroulement de certains processus biologiques [voir SOLS 1] mais en concentrations trop élevées dans l'organisme, ils peuvent devenir toxiques. D'autres ETM, comme le Cd, le Pb et le Hg ne jouent pas de rôle essentiel dans le métabolisme des organismes vivants, mais ils peuvent présenter des risques de toxicité à de très faibles concentrations.

Le fond pédogéochimique local et les teneurs habituelles en ETM dans les sols

Les ETM sont présents naturellement dans les roches (fond géochimique), les sols, les sédiments, les eaux, la végétation et les animaux. Pour les sols, la gamme des teneurs qui résulte de l'héritage du matériau parental, des processus naturels liés à la formation du sol et des retombées atmosphériques d'origine naturelle (volcans...) constitue le *fond pédogéochimique naturel local*. Dans la pratique, il n'est plus possible actuellement de retrouver des sols qui possèdent ces «teneurs naturelles» à cause de l'effet cumulé des apports anthropiques : contamination locale, retombées atmosphériques liées aux activités humaines, pratiques agricoles...

En l'absence de contamination locale identifiée, les teneurs qui résultent de la combinaison des influences du fond pédogéochimique naturel local et des activités humaines seront appelées «*teneurs habituelles*». Les teneurs habituelles en ETM ont été mesurées et cartographiées pour la première fois en 2003 à l'échelle de la Région wallonne dans le cadre de l'étude POLLUSOL[25]. Cette étude tient compte des principaux types de matériaux parentaux (héritage géologique), des principaux types de sols (influence de la pédogénèse), de l'utilisation des sols et de la distance par rapport à des sources connues de pollution.

Par endroit, les sols qui se sont développés dans des matériaux parentaux anormalement riches en ETM (*zones d'anomalies géochimiques* : présence de filons métallifères, formations géologiques riches en ETM) peuvent présenter des teneurs en ETM anormalement élevées (terrains calaminaires de Plombières, anormalement riches en Pb et en Zn, p.ex.).

La forme, la mobilité et la biodisponibilité des ETM dans le sol

Les ETM peuvent être présents sous différentes formes dans les sols : formes associées à la phase solide ou formes solubles. Les formes associées à la phase solide (c'est-à-dire pour l'essentiel incluses dans les réseaux cristallins des minéraux ou adsorbées sur les argiles et/ou la matière organique) sont majoritaires. Les formes solubles (cations ou anions libres, complexes minéraux neutres...) bien que minoritaires, sont particulièrement importantes car elles sont les plus mobiles et les plus biodisponibles. Les ETM peuvent passer d'une forme mobile à une forme immobile dans les sols, à des vitesses variables sous l'influence de divers facteurs dont les principaux sont le pH, le potentiel d'oxydo-réduction et la capacité d'échange cationique (CEC). Ce dernier paramètre dépend des quantités et de la nature des matières organiques et des minéraux argileux qui composent le sol. D'autres facteurs, comme le climat ou les interactions entre les ETM présents dans le sol, peuvent également influencer leur mobilité [dossier scientifique].

Seule une faible fraction de la quantité totale d'ETM présents dans les sols est assimilable par les plantes via les racines. Il s'agit de la fraction présente dans la solution du sol et de la fraction qui peut passer rapidement de la phase solide à la phase solution. La biodisponibilité et la mobilité des ETM dans les sols dépendent donc des échanges entre les différentes phases. Ainsi, un ETM présent sous une forme adsorbée sera potentiellement plus mobile qu'un ETM inclus dans la structure des minéraux du sol, car la liaison qui le retient à la phase solide est de faible énergie.

Les interactions avec la phase solide entraînent la fixation des ETM dans les sols, en particulier dans les horizons de surface riches en matière organique. Contrairement à de nombreux autres polluants du sol, les ETM ne peuvent être éliminés ou dégradés par décomposition/minéralisation. Ils présentent donc un caractère persistant, indépendamment de la forme sous laquelle ils sont présents dans les sols. Un nombre croissant d'études se sont attachées à évaluer les flux d'ETM entrant et sortant du sol, à partir de bilans de masse à l'équilibre. Ceux-ci révèlent que les sols se comportent actuellement en accumulateurs d'ETM (flux entrants > flux sortants). Cette capacité d'accumulation rend la contamination diffuse des sols par les ETM quasiment irréversible, sauf utilisation de techniques de dépollution (phytoremédiation, extraction par voie physique ou chimique...) qui ne peuvent concerner que de petites étendues, étant donné leurs coûts.

Les risques liés à l'accumulation des ETM dans les sols

L'accumulation des ETM dans les sols peut avoir des conséquences à long terme sur les différentes fonctions du sol :

- des teneurs élevées en ETM provoquent un ralentissement de l'activité des micro-organismes du sol, ces derniers jouant un rôle important dans le recyclage biogéochimique

des éléments nutritifs et dans la dégradation des micropolluants organiques [voir SOLS 1] ;

- une augmentation des teneurs en ETM dans le sol implique un prélèvement accru de ces éléments par les plantes cultivées et le bétail. En fonction de la toxicité rencontrée, le sol ne pourra parfois plus produire des aliments de qualité suffisante pour satisfaire aux normes de santé publique ;
- si les concentrations en ETM deviennent trop élevées, la fertilité même du sol peut être compromise en raison de la toxicité des éléments pour les plantes, la faune et la microfaune du sol ;
- les sols jouent, vis-à-vis des eaux d'infiltration et de ruissellement, un rôle de filtre épurateur grâce à leur capacité de fixer les ETM et de les accumuler. Néanmoins, cette capacité d'accumulation n'est pas irréversible et illimitée. La libération des ETM et leur entraînement par les flux d'eau peut alors causer une dégradation des milieux aquatiques et réduire la qualité des eaux, qui peuvent devenir impropres à la consommation sans traitements préalables.

La principale source de la contamination en ETM est d'origine atmosphérique

On distingue en général deux catégories de sources de contamination diffuse des sols par les ETM : les sources atmosphériques et les sources liées à certaines pratiques agricoles. Précisons que seules les sources actuelles de contaminations diffuses seront traitées dans ce chapitre, même si les concentrations actuelles dans les sols résultent de l'effet cumulé des contaminations du passé. Celles-ci ont probablement dû être plus importantes que les contaminations actuelles, en raison des émissions d'origine industrielle (cokerie, métallurgie des non ferreux...), de l'absence de filtres au sommet des cheminées industrielles, de l'utilisation de l'essence plombée ou encore de la combustion domestique du charbon [voir AIR 6].

Dans le cadre de l'étude de la mise en place d'un système de surveillance des sols en Région wallonne (Convention ARVA), une évaluation des flux entrants et sortants d'ETM a été réalisée pendant trois ans sur un nombre restreint de parcelles. Le bilan tenait compte des retombées atmosphériques, des apports agricoles (engrais minéraux, effluents d'élevage), des exportations par les récoltes et des pertes par lessivage [dossier scientifique]. Cette première approche, à l'échelle parcellaire, ne permet cependant pas de prédire l'ordre de grandeur et la répartition de ces flux à l'échelle régionale.

Comme dans la plupart des pays européens, les retombées atmosphériques en ETM en Région wallonne proviennent de la combustion des énergies fossiles, de la métallurgie, du transport et de l'incinération de déchets ménagers [voir AIR 6]. En outre, ce type de contamination des sols ne dépend pas uniquement des sources émettrices régionales et possède par conséquent un caractère transfrontalier. Signalons qu'il n'existe pas d'informations précises à l'heure actuelle permettant de quantifier les différentes sources des dépôts atmosphériques en ETM sur les sols wallons. Les retombées annuelles peuvent être très variables d'un site à l'autre, en fonction notamment de leur localisation géographique par rapport aux sources d'émission.

La Région wallonne possède toutefois un réseau de surveillance des dépôts de poussières sédimentables, qui permet un contrôle des quantités d'ETM déposées sur les sols (sous forme de poussières), dans l'environnement immédiat des infrastructures industrielles les plus polluantes [voir AIR 6]. Les résultats issus de ce réseau ne sont cependant pas représentatifs de l'étendue quantitative et qualitative de la contamination diffuse des sols par les retombées atmosphériques en Région wallonne.

Des études de flux détaillées réalisées dans des pays voisins (Pays-Bas et Pologne[26], Angleterre et Pays de Galles[27], France[28]) indiquent que les retombées atmosphériques constituent la principale source de contamination des sols par les ETM. D'après ces études, les dépôts atmosphériques représentent l'essentiel des apports en Hg et en Pb sur les sols (80 % ou plus, selon les études) et plus de la moitié en ce qui concerne le Ni, l'As et le Cd, bien que pour ces ETM, les pratiques culturales puissent également être responsables d'une part importante des flux entrants dans les sols [dossier scientifique]. [↘ TAB SOLS 4-1]

Le secteur agricole contribue à la contamination diffuse des sols en ETM à travers diverses pratiques culturales : application d'engrais minéraux et de produits phytosanitaires, épandage de lisiers, de fumiers, de composts et de boues de station d'épuration par exemple. Les études citées ci-avant ont démontré que cette source de contamination pouvait ne pas être anecdotique, notamment en ce qui concerne le Zn, le Cu et le Cr. Les fumiers et les lisiers (de porc en particulier) peuvent présenter des concentrations importantes de Cu et de Zn, en raison des compléments alimentaires enrichis en Cu et en Zn qui sont donnés au bétail[29]. Le Cr, quant à lui, serait souvent présent en forte concentration dans les engrais phosphatés. Ces derniers constitueraient également une source de contamination en Cd [dossier scientifique].

TAB SOLS 4-1 *Contribution des différents apports d'ETM dans les sols agricoles de l'Angleterre et du Pays de Galles (année 2000) (en %)*

	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd	Cr	As	Hg
Retombées atmosphériques	49	39	60	78	53	25	56	85
Effluents d'élevage	37	40	18	6	11	11	26	2
Boues de stations d'épuration	8	17	9	14	4	24	5	8
Engrais minéraux phosphatés	4	2	7	0	25	32	12	1
Autres sources	2	3	6	2	8	8	1	4
Total	*100*	*100*	*100*	*100*	*100*	*100*	*100*	*100*

Source : *Nicholson et al. (2003)*

L'épandage des boues de stations d'épuration sur les sols agricoles constitue une source de contamination à ne pas négliger et à surveiller. Les boues présentent en général des concentrations en ETM relativement élevées [dossier scientifique], mais elles ne peuvent être épandues que si les niveaux de concentration en certains ETM ne dépassent pas les valeurs seuils imposées par la réglementation [↘ TAB SOLS 4-2]. Si l'on considère la quantité totale annuelle de boues de station d'épuration utilisées par l'agriculture à l'échelle régionale [voir DEC 2], cette source de contamination semble relativement faible par rapport aux autres sources, bien qu'il faille encore la quantifier de manière plus précise.

TAB SOLS 4-2 *Teneurs maximales autorisées en éléments traces métalliques dans les boues de station d'épuration en Région wallonne*

	Conditions réglementaires pour l'épandage
Cadmium (Cd)	≤ 2 mg/kg M.S.
Cuivre (Cu)	≤ 50 mg/kg M.S.
Nickel (Ni)	≤ 50 mg/kg M.S
Plomb (Pb)	≤ 100 mg/kg M.S
Zinc (Zn)	≤ 200 mg/kg M.S
Mercure (Hg)	≤ 1 mg/kg M.S
Chrome (Cr)	≤ 100 mg/kg M.S

Source : *Arrêté du Gouvernement wallon du 12 janvier 1995*[30]

Les teneurs en ETM dans les sols wallons sont très variables

Les teneurs habituelles en ETM varient d'un endroit à l'autre, d'un type de sol à l'autre et, à l'intérieur d'un même type de sol, d'un horizon pédologique à l'autre. Dresser une cartographie des teneurs en ETM dans les différents types de sols wallons est une étape indispensable pour identifier les facteurs intervenant dans la contamination diffuse, gérer les risques pour la santé et l'environnement et enfin, évaluer l'ampleur des contaminations locales (en comparant les teneurs mesurées aux teneurs habituelles). Les principales bases de données qui ont permis de dresser la cartographie des teneurs habituelles en ETM dans les sols de la Région wallonne proviennent essentiellement :

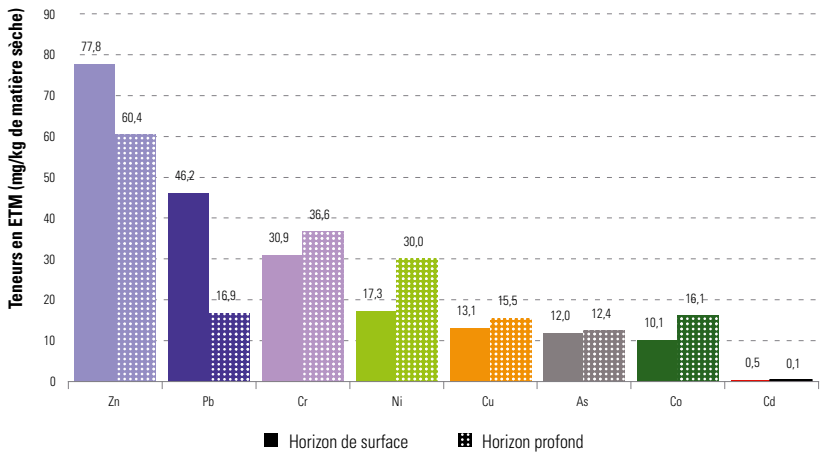
- de la SPAQuE, dans le cadre de la convention POLLUSOL. Ces données ont permis de déterminer et de cartographier les concentrations de fond en ETM de manière à fournir des informations utiles pour l'élaboration du «décret sols»[31] [voir SOLS 5]. L'étude était basée sur une campagne d'échantillonnage effectuée sur 161 sites (sous cultures, sous prairies et sous forêt), éloignés de toute zone de contamination locale liée à des sources connues. Ces sites couvraient 21 catégories de sol définies sur base de critères géologiques et pédologiques ;
- de la Direction de la Protection des Sols de la DGRNE, dans le cadre de la convention CAPASOL[32] (en voie de finalisation). Les données proviennent des analyses obligatoires effectuées par les agriculteurs dans le cadre de l'obtention d'un permis d'épandage de produits de stations d'épuration. Cette base de données contient plus de 6 000 résultats d'analyses de concentrations en ETM (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) dans les horizons superficiels de sols agricoles. L'objectif de CAPASOL est de valoriser ces données afin de réaliser une cartographie des teneurs en ETM permettant d'améliorer la gestion de la capacité des sols agricoles à accepter des épandages d'amendements organiques sans risques pour l'environnement ;
- de la Direction Nature et Forêt de la DGRNE, dans le cadre du suivi pédologique de l'Inventaire des ressources ligneuses de la Région wallonne [voir SOLS 1]. La base de données actuelle est constituée des analyses de 332 échantillons et les premiers résultats confirment ceux qui ont été obtenus dans le cadre de l'étude POLLUSOL pour les sols forestiers.

L'accumulation des ETM à la surface des sols forestiers

Les ETM (en particulier le plomb et le mercure) ont tendance à s'accumuler dans les couches organiques situées à la surface des sols. Ceci s'observe plus particulièrement dans les forêts, où la végétation se comporte comme un véritable filtre à air. Les poussières et les aérosols sont captés par les feuilles et les troncs avant d'être entraînés vers le sol par la pluie. Certains ETM sont alors piégés par la matière organique (complexation/chélation), de sorte qu'ils se concentrent à la base des horizons humifères. L'accumulation des ETM dans l'humus peut provoquer, dans certaines conditions, un ralentissement de l'activité des micro-organismes du sol et par conséquent de la vitesse de décomposition de la matière organique. A terme, la couche d'humus enrichie en ETM tendrait alors à devenir permanente et à s'épaissir. L'accumulation du Pb (et probablement également du Cd et du Hg) dans les horizons de surface des sols forestiers en Région wallonne est un aspect de la contamination des sols qui est encore largement méconnu, malgré l'importance environnementale que ce phénomène pourrait représenter.

Les résultats de l'étude POLLUSOL

POLLUSOL est la seule étude existante à ce jour qui a permis de déterminer, d'interpréter et de cartographier les teneurs habituelles en ETM dans les sols wallons. L'un des résultats de cette étude (moyenne générale) est présenté ci-dessous. Les données concernant chaque type d'occupation du sol (cultures, prairies et forêts) peuvent être consultées dans le dossier scientifique [dossier scientifique].

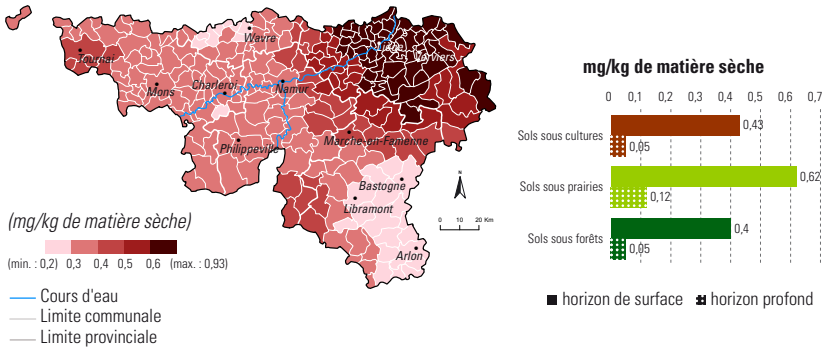


L'horizon profond est situé à une profondeur de 80 à 120 cm selon le type de sol échantillonné

Source : *SPAQuE (étude POLLUSOL)*

Le Pb et le Zn sont les deux ETM dont les teneurs habituelles dans les sols sont les plus élevées. Ce sont également les deux éléments dont les teneurs sont beaucoup plus importantes dans les horizons de surface (plus riches en matière organique) que dans les horizons de profondeur. La répartition spatiale des teneurs habituelles en ETM dans les sols à l'échelle de la Région wallonne est présentée et discutée pour chaque ETM dans le dossier scientifique [dossier scientifique]. Nous présentons ici les données pour le cadmium (ETM particulièrement toxique) et le plomb.

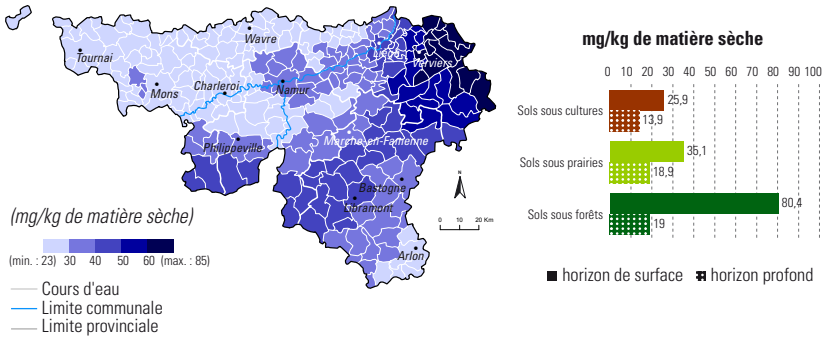
Moyenne par commune des teneurs attendues en Cd dans les horizons de surface des sols en Région wallonne



Source : *SPAQuE (étude POLLUSOL)*

La moyenne des teneurs habituelles en Cd est de 0,5 mg/kg m.s. dans les horizons de surface. Dans les horizons profonds, les teneurs en Cd sont proches du seuil de quantification (0,07 mg/kg m.s.). Le fond pédogéochimique naturel régional peut être considéré comme négligeable pour le Cd (sauf dans certains sols formés à partir d'un substrat calcaire). Comme le suggère la répartition géographique des teneurs en Cd sur le territoire régional, les teneurs les plus élevées s'expliquent principalement par des retombées atmosphériques issues de la métallurgie des non ferreux dans le bassin industriel de Liège.

Moyenne par commune des teneurs attendues en Pb dans les horizons de surface des sols en Région wallonne



Source : *SPAQuE (étude POLLUSOL)*

La moyenne des teneurs habituelles en Pb est de 46 mg/kg m.s. dans les horizons de surface et de 16 mg/kg m.s. dans les horizons profonds. Les dépôts atmosphériques diffus (essence au plomb, métallurgie des non ferreux...) expliquent l'accumulation de Pb dans les horizons de surface. De plus, les teneurs sont en général deux fois plus élevées dans les horizons de surface des sols forestiers que dans ceux des sols agricoles, traduisant l'importance des contaminations atmosphériques et l'affinité de cet élément pour la matière organique.

Enjeux et perspectives

L'introduction de contaminants dans les sols peut entraîner la détérioration et la disparition de certaines fonctions du sol, avec une possible contamination des ressources en eau. La pollution diffuse ou dispersée des sols est généralement liée à des dépôts atmosphériques et à un certain nombre de pratiques agricoles et domestiques.

Le 22 septembre 2006, la Commission européenne a proposé un projet de directive définissant un cadre pour la protection des sols. Au stade actuel des discussions, ce projet n'intègre pas de mesures spécifiques destinées à limiter la contamination diffuse des sols par les ETM, les pesticides et les autres types d'éléments (azote, phosphore...). Néanmoins, les autorités européennes entendent procéder, une fois la directive adoptée, à la révision des directives déjà existantes et qui ont trait à la contamination diffuse des sols (comme la directive 86/278/CEE réglementant l'utilisation des boues d'épuration en agriculture p.ex.).

D'autres types de recommandations et pistes de réflexion peuvent êtres envisagés :

En ce qui concerne l'azote et les pesticides

- La nécessité d'effectuer pour l'ensemble de la Région wallonne une identification et un classement des zones à risques (par bassin versant hydrographique), sur base notamment des apports totaux en azote (organique et minéral) et en pesticides d'origine agricole et non agricole. Il conviendrait également de s'interroger sur la pertinence environnementale des valeurs de référence actuellement utilisées dans le cadre de l'évaluation des risques ;
- les politiques sectorielles (et pas seulement agricoles) susceptibles d'avoir un impact sur la qualité des sols devraient tenir compte des objectifs associés aux autres composantes environnementales (protection des eaux, de la biodiversité...), à la qualité des productions agricoles et sylvicoles, ainsi qu'aux aspects liés à la santé ;
- la nécessité de développer des indicateurs d'état relatifs aux compartiments environnementaux situés le plus en amont possible des masses d'eau et qui influencent leur qualité. Ceci implique notamment une évaluation de la contamination des sols, via la réalisation de bilans et la mesure des flux de nitrate et de pesticides à la base de la zone racinaire (modélisation, mesure des reliquats présents dans la zone racinaire et qui sont susceptibles de rejoindre les flux d'eau hypodermiques et de percolation), en complément des mesures réalisées dans les eaux de surface et les eaux souterraines ;
- le besoin de développer et de suivre des indicateurs performants de l'efficacité des mesures qui ont été prises (PGDA, programme fédéral de réduction des pesticides...) ;
- les seuils acceptables d'apports totaux de fertilisants ou de pesticides et d'azote potentiellement lixiviables sont à déterminer en relation avec les seuils critiques de concentration dans les eaux, non seulement sur des bases agronomiques mais aussi sur base des risques pour l'environnement et la santé ;
- la nécessité d'améliorer la connaissance des processus qui déterminent la vitesse de minéralisation de l'azote organique et la qualité des sources d'effluents d'élevage, afin notamment d'optimiser les possibilités d'application de matières organiques diversifiées (composts...) sur base de leur efficacité agronomique et environnementale ;
- la nécessité d'intégrer les modifications attendues liées aux changements climatiques, non seulement au niveau de l'intensité des flux d'eau, mais aussi du devenir des différentes formes d'azote, des pesticides et de leurs métabolites (minéralisation, biodégradation...) ;
- le processus actuel d'autorisation des pesticides est notamment basé sur une évaluation des risques liés à l'utilisation des matières actives pour différents compartiments environnementaux (incluant les sols) ; les informations sur les effets combinés de plusieurs matières actives (effet «cocktail») sont cependant encore largement méconnues.

En ce qui concerne les éléments traces métalliques

Jusqu'à présent, les bases de données régionales sur les ETM dans les sols (POLLUSOL, CAPASOL...), ont souvent été constituées dans un objectif de gestion, afin de rencontrer les obligations et les échéances fixées par la législation wallonne et les directives européennes. Les données actuellement disponibles permettent de conclure que les sols wallons ne présentent pas, en général, de signes de contamination en ETM préoccupante. Ces bases de données ne donnent cependant qu'une image incomplète des ETM dans les sols, essentiellement parce que le mode d'échantillonnage et d'analyse a conduit à oblitérer plusieurs aspects importants :

- la plupart des données disponibles ont été collectées dans des endroits éloignés de toute source de contamination locale des sols. Or, des teneurs élevées dans les sols, donnant lieu à des diagnostics de danger pour la santé publique et pour l'environnement, pourraient exister notamment dans les zones de pollutions historiques autour des sources anciennes (Pays de Herve, vallée de la Meuse entre Huy et Liège, bassin industriel de Charleroi...). La présence et la fréquence de ces situations de danger sur le territoire wallon n'est pas suffisamment connue et recensée ;
- l'échantillonnage des sols à une profondeur conventionnelle (en général de 0 à 20 cm) n'est pas nécessairement adapté à tous les types de sol. Ainsi, il conviendrait d'étudier la teneur en ETM à la base des horizons humifères des sols forestiers et des sols sous prairies. Ces horizons de sol sont en général écartés des procédures d'échantillonnage alors qu'ils concentrent une fraction importante des ETM et qu'ils sont à la source des expositions directes (contact et inhalation de poussières par l'homme, ingestion par le bétail, le gibier...) ;
- les données actuellement disponibles ne concernent que les teneurs totales en ETM dans les sols (teneurs extractibles à l'eau régale[33]), alors que ces teneurs ne sont pas révélatrices des propriétés de mobilité et

de biodisponibilité des ETM dans les sols. Il importe donc de mieux connaître les formes dans lesquelles se trouvent les ETM dans les différents types de sols wallons et d'étudier les risques environnementaux associés, afin d'adapter éventuellement les réglementations existantes en conséquence ;

- la plupart des sols présentent un potentiel d'accumulation important en ETM. Ceci pourrait avoir des conséquences à long terme sur l'activité et la survie de la microfaune du sol (dont une des fonctions est de dégrader les micropolluants organiques) et sur la qualité des aliments (augmentation du transfert d'ETM des sols vers les plantes cultivées et le bétail). C'est pourquoi il apparaît prioritaire de réduire les flux entrants d'ETM. Un inventaire quantitatif des différents flux d'ETM à l'échelle régionale (retombées atmosphériques, exportation par les récoltes, lessivage...) est également nécessaire pour estimer le taux d'accumulation des ETM dans l'environnement et définir des politiques ciblées en conséquence.

Sources principales

DAUTREBANDE, S. & SOHIER, C. 2006. *La contamination diffuse des sols en Région wallonne.* Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. Unité d'hydrologie et d'hydraulique agricole (UHAGx), Génie rural et environnemental, Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux (FUSAGx). Gembloux 133 p.

PEREIRA, B. & SONNET, P. 2006. *La contamination diffuse des sols par les éléments traces métalliques en Région wallonne* : Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. Unité des Sciences du Sol, Faculté d'ingénierie biologique, agronomique et environnementale. Université catholique de Louvain (UCL). Louvain-La-Neuve. 27 p.

WARIN, A., BERNAERDT, R., DELCARTE, E., MAESEN, Ph., NAUD, J. & MARCOEN, J.M. 2005. *Mise en place de sites chantiers en vue de l'établissement d'un système harmonisé de surveillance de la qualité des terres cultivées en Région wallonne.* Rapport final de la Convention MRW (DGA) - asbl Céréales Plus- FUSAGx. 120 p.

European Environmental Agency (EEA). 2005. *Agriculture and environment in EU-15, the IRENA indicator report.* Report n°6/2005, 128 p.

SOHIER, C. & DAUTREBANDE, S. 2005. *Modélisation hydrologique des sols et des bassins versants du bassin de la Meuse et de l'Escaut en relation avec les pratiques agricoles.* Projet PIRENE 2001-2004, 80 p.

VANDERHEYDEN, V. & SCOKART, P. 1997. *Quantification pour les eaux de surface de Wallonie, des apports en nutriments issus de l'activité agricole.* Rapport I.S.O- I.R.C., Tervuren, Min. Classes moyennes et Agriculture, 81 p.

Remerciements

Nous remercions pour leur collaboration et/ou relecture :

Monique CARNOL, Jean-Pierre DESTAIN, Denis GODEAUX, Vincent GUISSARD, Catherine HALLET, Jean-Paul LEDANT, Béatrice LETEINTURIER, Jean MAROT et Robert OGER

(1) La terminologie étant assez complexe, on utilisera ici le terme générique de «pesticides» pour désigner l'ensemble des produits de lutte contre les adventices et autres ravageurs des plantes cultivées, en milieu agricole ou non (désherbages d'espaces privés p.ex.).

(2) Directive 91/414/CEE du Conseil du 15 juillet 1991 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques. Journal Officiel des Communautés Européennes, L 230.

(3) Les températures influencent le bilan hydrique par le biais de l'évapotranspiration (évaporation du sol et transpiration des végétaux).

(4) Différentes études ont mis en évidence l'effet de la culture, du type de sols et de l'apport de fertilisants sur les quantités moyennes d'azote perdues par lessivage [dossier scientifique].

(5) Standards élaborés pour chaque culture sur base notamment des apports d'engrais permettant d'atteindre un rendement «acceptable».

(6) PISSARD, A., Van BOL, V., PINEROS GARCET, J.-D., HARCZ, P. & PUSSEMIER, L. 2005. *Calcul d'indicateurs de risques liés à l'utilisation de produits phytosanitaires. Etude préliminaire : détermination du niveau d'utilisation de pesticides en Région wallonne.* Rapport final de Convention CERVA pour la DGRNE. Tervuren, 47 p.

(7) A noter que les usages n'ont pas pu être définis avec une précision suffisante pour 14 % du poids total des matières actives.

(8) Egalement à partir des eaux de ruissellement pour les eaux de surface.

(9) Mais pouvant être temporairement saturée.

(10) Cet effet de filtre permet d'amortir l'impact des pics de pollution occasionnels (de courte durée), mais retarde les signaux d'alerte tout en limitant les possibilités d'une dépollution rapide des eaux.

(11) DAUTREBANDE, S. & SOHIER, C. 2005. *Modélisation hydrologique des sols et des pratiques agricoles en Région wallonne (sous-bassins de la Meuse et de l'Escaut)*. Rapport final de Convention PIRENE 2001-2004, Unité d'Hydrologie & Hydraulique agricole, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, 120 p. L'évaluation pour le bassin de l'Escaut est en cours de réalisation.

(12) Flux d'eau sous la surface du sol relativement lents (temps de séjour de quelques mois) s'écoulant directement vers les eaux de surface. Les flux hypodermiques rapides alimentent aussi directement les eaux de surface mais après un temps de séjour dans les sols de un à quelques jours. Seuls les flux résiduels percolant plus en profondeur parviennent aux eaux souterraines proprement dites (flux de percolation profonde, appelés « pluie efficace » par les hydrogéologues).

(13) Pour la partie du territoire wallon correspondant aux bassins de la Meuse, de la Dyle et de la Gette.

(14) En conjonction avec le milieu écoclimatique.

(15) Différents scénarii d'évolution des apports en azote sont actuellement testés dans le cadre d'une convention de recherche : Convention SPGE-DGRNE-FUSAGx : Evaluation des mesures prises pour réduire les incidences de la pollution diffuse d'origine agricole et domestique sur la qualité des masses d'eau de surface et souterraines de la Région wallonne à l'aide du modèle EPICgrid_PIRENE (2006-2007).

(16) BEERNAERTS, S. et PUSSEMIER, L. 1997. *Estimation des pertes en produits phytosanitaires vers les eaux superficielles et souterraines dans les différents bassins hydrographiques belges*. Rapport de convention CERVA pour le compte du Ministère des classes moyennes et de l'agriculture. Tervuren, 91 p. A noter que l'approche développée pour le SEPTWA a été reprise notamment dans l'indicateur de risque PRIBEL [voir AGR].

(17) PUSSEMIER, L. et STEURBAUT, W. 2004. Instruments de mesure de l'utilisation de produits phytosanitaires dans un contexte de développement durable. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 8(3), 177-185.

(18) Les produits contenant de l'atrazine comme seule substance active ont été retirés du marché en février 2002, et les produits contenant de l'atrazine en mélange avec d'autres substances actives en septembre 2004 (les stocks existants ont pu être utilisés jusqu'en septembre 2005).

(19) www.scaldit.org

(20) VERCRUYSSE, F. & STEURBAUT, W. 2002. POCER, the pesticide occupational and environmental risk indicator. *Crop Prot.*, 21, 307-315.

(21) A noter qu'une approche de type PRIBEL a été utilisée en Région wallonne pour déterminer le risque de toxicité aiguë pour les abeilles lié à l'utilisation de pesticides à usage agricole [voir FFH 1].

(22) VERGUCHT, S., CLAEYS, S., HARCZ, P., PINEROS, J., DELOUVROY, O., STEURBAUT, W. & PUSSEMIER, L. 2006. *Belgian Pesticides Risk and Use Indicators Methodology*. End report from the contract P05/11 (451) – C05/22-23 between the Federal Public Service Health, Food Chain Safety and Environment, the Department of Crop Protection Chemistry, Ghent University and the Veterinary and Agrochemical Research Centre of Tervueren (VAR). Bruxelles. 61 p. (hors annexes).

(23) Arrêté ministériel du 23 août 2001 relatif au contrôle obligatoire des pulvérisateurs (M.B. du 31/08/2001).

(24) Notamment via l'article 9, qui concerne la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles.

(25) SONNET, P. (coord), BOCK, L., BOGAERT, P., COLINET, G., DELCARTE, E., DELVAUX, B., DUCARME, F., LAROCHE, J., MAESEN, P., MARCOEN, J. & WIBRIN, M. 2003. *Etablissement et cartographie des teneurs bruits de fond en éléments traces métalliques (ETM) et micro-polluants organiques (MPO) dans les sols de la Région wallonne*. Rapport final du groupe d'étude APPP (Application de la pédologie aux problèmes de pollution) (SPAQUE - UCL - FUSAGx - BEAGx - CAFX), UCL, unité des sciences du sol, 124 p.

(26) DACH, J. & STARMANS, D. 2005. Heavy metals balance in Polish and Dutch agronomy: Actual state and previsions for the future. *Agriculture, Ecosystems & Environment,* 107(4), 309-316.

(27) NICHOLSON, F.A., SMITH, S.R., ALLOWAY, B.J., CARLTON-SMITH, C. & CHAMBERS, B.J. 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *The Science of The Total Environment*, 311(1-3), 205-219.

(28) Académie des Sciences. 1998. Contamination des sols par les éléments en traces: les risques et leur gestion. *Rapport de l'Académie des Sciences*, 42. TEC&DOC. Paris, 440p.

(29) JONDERVILLE, C., REVY, P., JAFFREZIC, A. & DOUMAD, J. 2002. Le cuivre dans l'alimentation du porc : oligo-élément essentiel, facteur de croissance et risque potentiel pour l'Homme et l'environnement. INRA Prod. Anim., 15, 247-265.

(30) Arrêté du Gouvernement wallon du 12 janvier 1995 portant réglementation de l'utilisation sur ou dans les sols des boues d'épuration ou de boues issues de centres de traitement de gadoues de fosses septiques (M.B. du 12/04/1995).

(31) Décret wallon du 1er avril 2004 relatif à l'assainissement des sols pollués et aux sites d'activités économiques à réhabiliter. (MB du 07/06/2004).

(32) CAPASOL : Cartographique de la capacité des sols de la Région wallonne à accepter les épandages d'amendements organiques conformes à la réglementation. Convention entre la DGRNE et l'Unité des Sciences du Sol de l'UCL (2006-2007).

(33) L'eau régale est un mélange d'acide nitrique et d'acide chlorhydrique concentrés.