

- **Recueil des méthodes de caractérisation des pressions**

- **Partie IV : Dispositifs de caractérisation des pressions communs aux eaux de surface et aux eaux souterraines**

- **Coordination : ONEMA**

- **Rédaction : AE, BRGM, CETE, DEB, DGPR, DREAL, INERIS, INRA, IRSTEA, OIEau, ONEMA, Pôles Onema/Irstea, SOeS**

Février 2012
Version 2

Document élaboré en application du schéma national des données sur l'eau

eaufrance

• CONTEXTE



Le recueil des méthodes de caractérisation des pressions qui est un des documents disponibles pour l'actualisation des états des lieux, est présenté, pour des raisons pratiques, sous la forme de cinq documents, chacun représentant une partie :

- Partie I : Introduction
- Partie II : Dispositifs de caractérisation des pressions sur les eaux de surface
 - o Dispositifs généraux
 - Prélèvements
 - Phosphore
 - Établissement des inventaires d'émissions
 - Micropolluants
 - Pesticides (évaluation du risque d'impact via la définition d'un indicateur)
 - o Dispositifs spécifiques
 - Hydromorphologie cours d'eau
 - Hydromorphologie plans d'eau
 - Eaux littorales
- Partie III : Dispositifs de caractérisation des pressions sur les eaux souterraines
 - o Prélèvements
 - o Pollutions ponctuelles d'origine industrielle
 - o Décharges
- Partie IV : Dispositifs de caractérisation des pressions communs aux eaux de surface et aux eaux souterraines
 - o Azote
 - o Pesticides (évaluation du risque d'impact par modélisation)
 - o Assainissement
- Partie V : Annexes

Le recueil est disponible à l'adresse : <http://www.reseau.eaufrance.fr/ressource/recueil-caracterisation-pressions-edl-2013>

• AUTEURS ET CONTRIBUTEURS



Rémi DUPAS, (INRA)

Direction de l'eau et de la biodiversité

Avec la contribution de

Gaëlle DERONZIER, Eugénie PARROT-LAMICHE (ONEMA)

Bastien AFFELTRANGER, (INERIS)

- **OBJET ET DOMAINE D'APPLICATION**



La mise à jour des états des lieux est une obligation faite aux États Membres de l'UE ; ses termes sont définis par la Directive Cadre sur l'Eau. Le premier exercice d'état des lieux (2004) a fait l'objet de remarques de la part de la Commission européenne et de l'inspection générale de l'environnement.

Le projet «suivi des pressions et des impacts» a pour objectif de compléter et d'ajuster les dispositifs actuels du système d'information sur l'eau relatifs aux pressions et aux impacts. Sont considérés les aspects suivants : méthodologies, référentiel des données, outils communs de collecte, de bancarisation, de modélisation des pressions/impacts et des usages/pressions, et de diffusion des données. Ce projet doit permettre de disposer des outils nécessaires à l'actualisation des états des lieux qui doit être achevée fin 2013.

En application du SNDE, la Direction de l'eau et de la biodiversité pilote ce projet et l'Onema le coordonne techniquement. Il a été mis en œuvre début 2010.

Le présent recueil est un des livrables du projet « suivi des pressions et des impacts».

Il intègre des chapitres rédigés par les organismes suivants : AE, BRGM, CETE, DEB, DGPR, DREAL, INRA, INERIS, IRSTEA, ONEMA, pôles Onema/Irstea, SOeS.

1. Contenu.....	5
2. Estimation des émissions d'azote d'origine agricole à l'échelle des masses d'eau continentales	6
2.1. Fiche de synthèse	6
2.2. Définitions	7
2.3. Méthodes proposées, avec justification ou leur argumentaire.....	7
2.3.1. Évolution de la méthode depuis le précédent état des lieux.....	7
2.3.2. Positionnement de la méthode retenue parmi celles existantes.....	8
2.3.2.1. Domaine d'utilisation de la méthode.....	8
2.4. Données nécessaires : au niveau des bassins, des types de ME, ou ailleurs	8
2.3.2. Sources diffuses.....	9
2.4.2. Coefficient de transfert vers les eaux de surface.....	9
2.4.3. Coefficient de transfert vers les eaux souterraines.....	9
2.4.4. Données nécessaires à la calibration du modèle uniquement.....	9
2.5. Mise en œuvre de la méthode eaux de surface	10
2.5.1. Les sources ponctuelles « SP »	11
2.5.2. Partition entre écoulement superficiel et profond : le base flow index « bfi » ...	11
2.5.3. Les flux d'azote provenant de l'écoulement profond « fluxprofond »	13
2.5.3.1. Les flux d'azote provenant de l'écoulement rapide : « B*fluxsuperficiel»	13
2.5.3.2. Le terme source « Surplus »	13
2.5.3.3. Coefficient de transfert dans le bassin versant « B ».....	13
2.5.4. Coefficient d'exportation dans le réseau hydrographique « R »	14
2.5.5. Facteur de dénitrification dans les plans d'eau « dénitplan d'eau »	14
2.5.6. Équation du modèle calibrée	14
2.5.6. Durée de mise en œuvre	16
2.6. Mise en œuvre de la méthode eaux souterraines	16
2.6.3. Principe de la méthode.....	16
2.6.3. Limites de la méthode	19
2.6.3. Procédure de calibration.....	19
2.6.4. Équation du modèle calibrée	19
2.6.5. Durée de mise en œuvre.....	20
2.7. Exemple d'application de la méthode N « eaux superficielles » en Bretagne	20
2.8. Références	21
3. Modélisation des risques de transfert des pesticides dans le milieu aquatique	23
3.1. Objet de la prestation	23
3.2. Principe de la modalisation.....	23
3.3. Résultats attendus	24
4. Assainissement.....	25
4.1. Assainissement non collectif.....	25
4.2. Assainissement collectif	25

1. Contenu

La partie 4 du recueil se focalise sur les pressions relatives aux dispositifs concernant à la fois les eaux de surface et les eaux souterraines.

Elle présente la méthode d'estimation des émissions d'azote d'origine agricole à l'échelle des masses d'eau continentales, la modélisation des risques de transfert des pesticides dans le milieu aquatique ainsi que des éléments sur l'assainissement.

Il est rappelé que chaque dispositif est décrit, en vue d'en faciliter la lecture et dans la mesure du possible, suivant un plan type avec, à titre d'introduction, une fiche de synthèse résumant les caractéristiques du dispositif. Puis les éléments liés à la définition des termes employés, à la méthode proposée, aux données existantes, à la mise en œuvre de la méthode, à l'application de celle-ci et aux références bibliographiques sont présentés.

Pour mémoire, également, indiquons que la partie 1 du recueil « pressions » présente un tableau qui met en correspondance, les pressions définies par la Commission européenne et les dispositifs disponibles.

2. Estimation des émissions d'azote d'origine agricole à l'échelle des masses d'eau continentales

2.1. Fiche de synthèse

Titre du chapitre : « Estimation des émissions d'azote d'origine agricole à l'échelle des masses d'eau continentales »
Organisme rédacteur (opérateur) : INRA <ul style="list-style-type: none">✓ Personne contact :<ul style="list-style-type: none">➤ Rémi Dupas (remi.dupas@rennes.inra.fr);➤ Chantal Gascuel (chantal.gascuel@rennes.inra.fr)➤ Philippe Jannot (Philippe.Jannot@developpement-durable.gouv.fr)➤ Nicolas Domange (nicolas.domange@onema.fr)➤ Gaëlle Deronzier (gaelle.deronzier@onema.fr)
Pressions concernées <ul style="list-style-type: none">✓ Nature de la pression<ul style="list-style-type: none">➤ Surplus d'azote calculé par l'outil NOPOLU✓ Force motrice concernée<ul style="list-style-type: none">➤ Activités agricoles✓ Métrique habituelle de quantification de la pression<ul style="list-style-type: none">➤ Kg N/ha/an
Fiche d'identité de la méthode <ul style="list-style-type: none">✓ Nom de la méthode : NOPOLU associé à un coefficient de transfert INRA✓ Données d'entrée nécessaires à l'application des méthodes :<ul style="list-style-type: none">➤ Sources :<ul style="list-style-type: none">○ Surplus NOPOLU 2007 (source : SOeS) ;○ Base ADES : concentration en nitrates dans les eaux souterraines, extraites des réseaux FR_SO0 (72) et FR_SOS (71) ;○ Données météo : pluies efficaces, issues du modèle SAFRAN de Météo France ;○ Référentiel hydrographique : BD Carthage + sorties du modèle ESTIMKART (Lamouroux et al. 2010) disponible à l'adresse: http://www.irstea.fr/rht;○ Écoulement total spatialisé : Sauquet (2006) ;○ Base de données des plans d'eau du IRSTEA (temps de résidence moyen) ;○ Couche du BFI (« base flow index ») selon la méthode de Meinardi et al. (1994), fournie par l'ONEMA ;○ Indice IDPR du BRGM (Mardhel et al. 2004) ;○ Occupation des sols : Corine Land Cover 2006.✓ Ressources nécessaires à la mise en œuvre :<ul style="list-style-type: none">➤ Catégories d'acteurs : géomaticien, opérateur bases de données➤ Compétences-clés nécessaires : SIG, bases de données➤ Ressources matérielles : logiciel SIG➤ Temps moyen nécessaire à la mise en œuvre : une journée, une fois les bases de données collectées et mises en forme✓ Résultats :<ul style="list-style-type: none">➤ Inventaire des outils existants (Dupas et al. 2011)➤ Proposition d'une méthode d'estimation des émissions de N
Bassin(s) pilote(s) ou d'expérimentation de la méthode <ul style="list-style-type: none">✓ Méthode masses d'eau de surface testée sur 56 bassins versants en Bretagne et 48 sous-bassins versants de la Seine

2.2. Définitions

Ce chapitre est consacré aux pressions d'origine agricole, première force motrice en cause dans l'émission d'azote vers les masses d'eau continentales de surface et souterraines. La pression d'azote agricole est quantifiable par le calcul d'un surplus prenant en compte l'ensemble des entrées et des sorties d'azote sur les surfaces agricoles. Le résultat de ce calcul est couramment exprimé en kgN/ha/an.

A cette caractérisation des pressions peuvent être associés des modèles permettant de prédire les transferts d'azote, donc les impacts, sur les masses d'eau continentales de surface et souterraines. C'est l'objectif des méthodologies exposées dans ce chapitre : la première permet de prédire des flux d'azote vers les masses d'eau de surface à partir du surplus NOPOLU (partie 2.5), tandis que la seconde fait le lien entre pression azotée et concentration dans les masses d'eau souterraines de niveau 1 (partie 2.6).

L'azote peut être mesuré sous différentes formes dans les eaux continentales. Les formes d'azote prises en compte pour la quantification des impacts sont les ions nitrate (NO_3^-) ainsi que l'azote total. L'impact de ces éléments sur le milieu aquatique peut être quantifié en termes de concentration ou de flux spécifique. Dans les deux cas, nous nous intéressons à des moyennes annuelles, pondérées par le débit.

2.3. Méthodes proposées, avec justification ou leur argumentaire

2.3.1. Évolution de la méthode depuis le précédent état des lieux

L'état des milieux rédigé en 2004 se limitait à une caractérisation des pressions de N d'origine agricole, avec un rendu à l'échelle de la zone hydrographique. Il s'agit pour l'actualisation de 2013 de développer des méthodologies permettant faire le lien entre ces pressions et les impacts sur le milieu aquatique. Une autre évolution par rapport à 2004 consiste à répondre à l'exigence de la Commission Européenne de fournir les résultats à l'échelle des masses d'eau. La méthode N « eaux superficielles » s'appliquent sur la couche des bassins versants immédiats des masses d'eau, produite par les agences de l'eau, tandis que la méthode N « eaux souterraines » s'applique sur la couche des masses d'eau souterraines de niveau 1.

Pour rappel, la pression d'azote agricole était caractérisée dans le précédent état des lieux par le calcul d'un surplus prenant en compte l'ensemble des entrées (*effluents d'élevage, engrais minéraux, engrais organiques et matières organiques issues de déchets, fixation symbiotique, déposition atmosphérique*) et des sorties d'azote (*exportation par les cultures, exportation par les prairies, volatilisation de l'azote organique et minéral*) sur les surfaces agricoles (Figure 1). Le principe de calcul du surplus NOPOLU a peu évolué entre les versions 2004 et 2007 : certains coefficients ont été affinés, et les émissions de gaz à effet de serre ont été rajoutées, sans bouleverser la méthode. Par ailleurs, certaines données (cheptels, etc.) ont été actualisées par extrapolation, mais les données du RGA 2010 ne pourront être intégrées que dans la nouvelle version de NOPOLU prévue pour 2012.

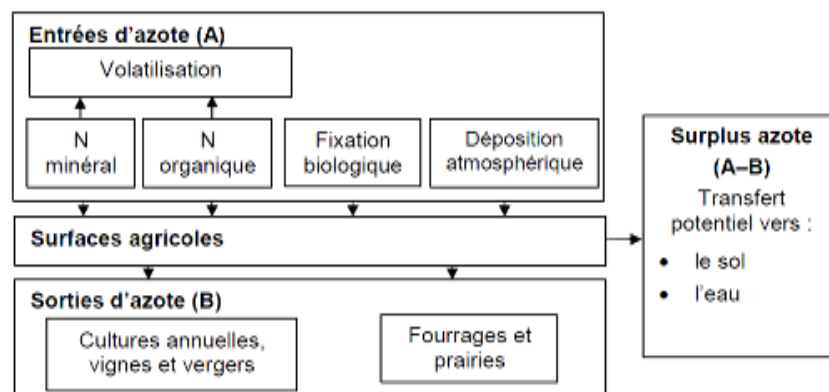


Figure 1 : Bilan entrées-sorties NOPOLU

La méthode d'estimation des impacts consiste à associer à cette valeur de bilan un coefficient de transfert, qui caractérise la part du surplus transférée dans le milieu aquatique.

2.3.2. Positionnement de la méthode retenue parmi celles existantes

Un travail d'inventaire bibliographique des méthodes existantes a précédé l'élaboration de la présente méthode (Dupas et al. 2011). Cette dernière peut être qualifiée d'intermédiaire sur un axe qui s'étend entre des méthodes très empiriques, adaptées à des échelles très vastes car nécessitant des données facilement accessibles, et des modèles à base physique, plus gourmands en données et difficilement applicables à l'échelle d'un pays (Figure 2). La méthode décrite ici s'inspire des modèles conceptuels simples SPARROW (Smith et al. 1997, Alexander et al. 2000) et GREEN (Grizzetti et al. 2008), modèles considérés comme le meilleur compromis entre une représentation précise des phénomènes physiques en jeu et une facilité d'accès aux données pour des applications à l'échelle de pays/continents. Certains éléments de la méthode proposée s'apparentent cependant aux modèles conceptuels semi-empiriques, dans la mesure où elle présente un degré de complexité supérieur par rapport à SPARROW et GREEN dans la représentation conceptuelle des phénomènes en jeu. Ainsi, on peut qualifier cette méthode d'intermédiaire entre les modèles conceptuels simples et les modèles conceptuels semi-empiriques.

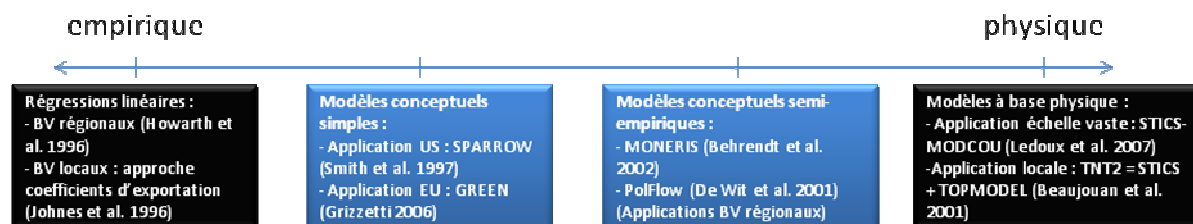


Figure 2 : Panel des modèles existants, et positionnement intermédiaire de la méthode proposée entre modèle conceptuel simple et modèle conceptuel semi-empirique (en bleu)

Bien entendu, il est possible d'utiliser des modèles à base physique localement, notamment pour simuler l'évolution des teneurs en nitrate des masses d'eau souterraines, avec par exemple des modèles du type BICHE du BRGM. Néanmoins, de tels modèles nécessitent un calage qui sous-entend de disposer de données de suivi historique des niveaux piézométriques et des pratiques culturales, ainsi que de fixer des coefficients de minéralisation/immobilisation de l'azote, ce qui est incompatible avec l'approche NOPOLU à l'échelle à laquelle nous travaillons.

2.3.2.1. Domaine d'utilisation de la méthode

La méthode d'estimation du coefficient de transfert du surplus d'azote vers les masses d'eau de surface repose sur un travail de calibration sur les données de 188 bassins versants représentatifs de la diversité des conditions environnementales de la France métropolitaine. Les chroniques de flux d'azote utilisées pour la calibration correspondent aux années 2005-2009, et la version de NOPOLU utilisée est l'actualisation 2007. La méthode est donc applicable dans les conditions climatiques métropolitaines actuelles, sur les bassins versants immédiats de tout type de masses d'eau de surface, aussi bien en domaine de socle qu'en domaine sédimentaire.

Il en est de même pour la méthode d'estimation du coefficient de transfert du surplus d'azote vers les masses d'eau souterraines : 124 masses d'eau ont été utilisées pour la calibration, et la période considérée correspond aux années 2005-2009.

2.4. **Données nécessaires : au niveau des bassins, des types de ME, ou ailleurs**

La méthode proposée est un modèle statistique, c'est-à-dire que les coefficients de l'équation 1 (ci-après) ont été fixés par calibration. Aussi, il peut être intéressant de réitérer la calibration si de nouvelles bases de données nationales apparaissent plus pertinentes que celles utilisées pour la calibration initiale (réalisée en 2011), ou si l'utilisateur souhaite recalibrer le modèle avec des données régionales plus détaillées. C'est d'ailleurs la démarche qui a été adoptée dans l'exemple qui illustre l'application de la méthode « eaux de surface » sur la Bretagne (partie 2.7), puisque des bases de données régionales ont été utilisées pour recalibrer un modèle plutôt que d'utiliser la calibration nationale.

Les données nécessaires sont de quatre types :

- les données « sources diffuses d'azote », pour les modèles eaux de surface et eaux souterraines ;
- les données nécessaires au calcul du coefficient de transfert vers les eaux de surface ;
- les données nécessaires au calcul du coefficient de transfert vers les eaux souterraines ;
- les données nécessaires à la calibration du modèle, mais pas à son application.

Comme il s'agit de modèles dits « globaux », chacune des variables est à entrer comme une valeur moyenne sur l'entité (par exemple, bassin immédiat de masse d'eau de surface) sur laquelle le modèle est appliqué.

2.3.2. Sources diffuses

- Surplus d'azote agricole : NOPOLU, sorties du modèle à l'échelle des zones hydrographiques (SOeS)
- Base ADES : concentration en nitrates dans les eaux souterraines, extraites des réseaux FR_SOO (72) et FR_SOS (71)

2.4.2. Coefficient de transfert vers les eaux de surface

- Réseau Hydrographique théorique RHT du IRSTEA et attributs du modèle ESTIMKART (Lamouroux et al. 2010) disponibles sur le site de l'IRSTEA : <http://www.irstea.fr/rht>
- Pluies efficaces, issues du modèle SAFRAN de Météo France, calculé comme la moyenne sur la période de calibration (2005-2009) des P-ETP mensuels, les mois où P-ETP>0. Cette donnée est à acquérir par les agences.
- Écoulement total spatialisé : Sauquet (2006). Il est possible d'acquérir cette base de données en contactant l'auteur, ou d'utiliser une autre source de données dont disposeraient éventuellement les agences.
- Couche du BFI (« base flow index ») selon la méthode de Meinardi (1994), fournie par l'INRA
- Base de données des plans d'eau du IRSTEA (profondeur moyenne, temps de résidence moyen), disponible en contactant : pierre-alain.danis@onema.fr

2.4.3. Coefficient de transfert vers les eaux souterraines

- Indice IDPR du BRGM (Mardhel et al. 2004), à demander au BRGM
- Corine Land Cover 2006
- Pluies efficaces, issues du modèle SAFRAN de Météo France

2.4.4. Données nécessaires à la calibration du modèle uniquement

NB : Ces données ne sont pas nécessaires à l'application des méthodes, mais uniquement si l'utilisateur souhaite recalibrer un modèle similaire localement en intégrant des bases de données plus précises. Ces données ont été testées comme variables explicatives au cours d'autres travaux de calibration (cf. application d'un modèle recalibré sur la Bretagne, ci-après), en France ou à l'étranger.

- Géologie simplifiée du BRGM
- Données sol : texture des sols issues de la carte pédologique de la France au 1 000 000ème (INRA unité INFOSOL)
- Données zones humides : plusieurs possibilités
 - o calcul de l'indice de Beven nécessitant un MNT 50m
 - o Base de données du Joint Research center
 - o Carte des sols hydromorphes : carte pédologique de la France au 1 000 000ème (INRA unité INFOSOL)
- Chroniques de débit issues de la banque hydro

- Quantification des rejets ponctuels : rejets de N total géolocalisés (STEP et industries non raccordées), issus de données d'auto surveillance de préférence, à défaut par modélisation (source : données agences de l'eau)
- Données de qualité des eaux de surface (source : extraction par l'ONEMA)
- MNT 50m

2.5. Mise en œuvre de la méthode eaux de surface

Trois voies de transfert de l'azote (N total et NO₃⁻) vers les masses d'eau de surface sont distinguées :

- Les pollutions ponctuelles, à inclure ou non dans l'application du modèle, selon que l'utilisateur souhaite prédire un flux d'azote global, ou uniquement la part provenant des transferts diffus agricoles. Dans la suite du document, le terme correspondant aux sources ponctuelles SP est inclus dans les équations.
- Les pollutions diffuses associées à la composante superficielle de l'écoulement du bassin versant, directement dérivées du surplus azoté de l'année de référence, à la manière des modèles conceptuels simple de type GREEN (Grizzetti et al. 2008) – SPARROW (Smith et al., 1997)
- Les pollutions diffuses associées à la composante profonde de l'écoulement du bassin versant, dérivées de la concentration en azote des nappes profondes.

La partition de l'écoulement total du bassin versant entre écoulement superficiel et écoulement profond repose sur un « base flow index » ou « indice d'écoulement de base » abrégé en bfi (Figure 3), estimé sur la base d'une méthode heuristique (Meinardi et al., 1994).

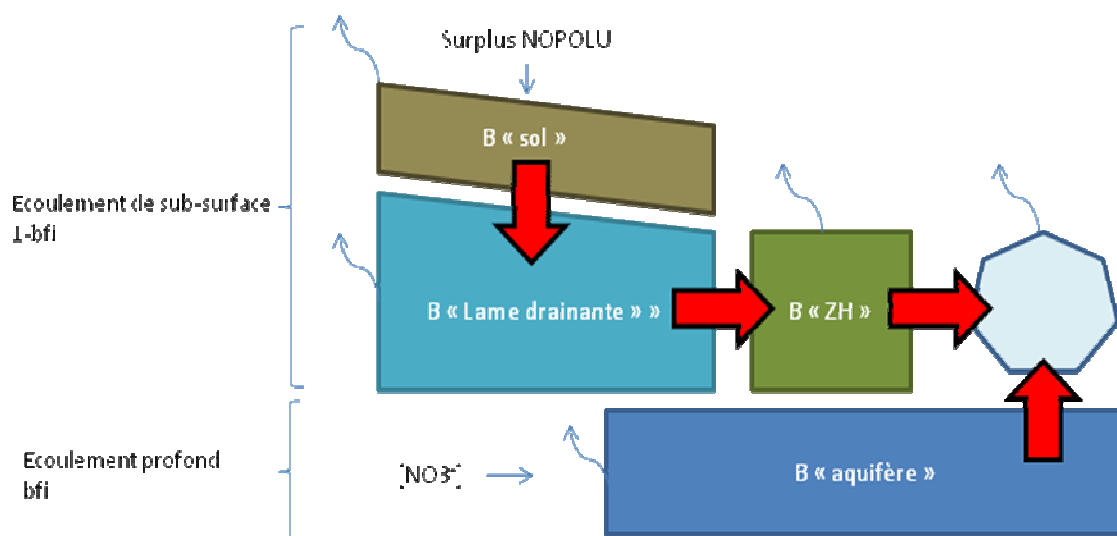


Figure 3 : Schéma conceptuel du modèle (les sources ponctuelles et le coefficient d'exportation R ne sont pas représentés)

Le $\text{flux}_{\text{superficiel}}$, dérivé du surplus NOPOLU, est affecté d'un coefficient de transfert dans les versants B , ainsi que d'un coefficient de transfert dans le réseau hydrographique R . Ce $\text{flux}_{\text{superficiel}}$ est détaillé dans la partie supérieure de la figure 3, où l'on voit que le coefficient B comporte trois composantes : $B = b_{\text{sol}} * b_{\text{ZH}} * b_{\text{lame drainante}}$ (cf. explication détaillée du calcul p13). Les pollutions ponctuelles SP et l'écoulement provenant des nappes profondes $\text{flux}_{\text{profond}}$ sont affectées du coefficient de transfert dans le réseau hydrographique R uniquement. Ces coefficients sont estimés en fonction de caractéristiques physiques des bassins versants et de la géométrie des cours d'eau, ainsi que du climat. Un facteur de dénitrification dans les plan d'eau est rajouté $\text{dénit}_{\text{plan d'eau}}$.

Le flux sortant de chaque bassin versant immédiat de masse d'eau est estimé par la formule :

Équation 1 :

$$L = R * (B * flux_{superficiel} + flux_{profond} + SP) - dénit_{plan\ d'eau}$$

Où :

L = flux annuel d'azote (N-total ou N-nitrate) d'un bassin versant [kgN/ha/an]

R = coefficient de transfert dans le réseau hydrographique [sans dimension]

B = coefficient de transfert sur les versants [sans dimensions]

Flux_{superficiel} = flux d'azote provenant de la composante superficielle de l'écoulement, dérivé du surplus NOPOLU [kgN/ha/an]

Flux_{profond} = flux d'azote provenant de la composante profonde de l'écoulement [kgN/ha/an]

SP = quantification des sources ponctuelles [kgN/ha/an]

dénit_{plan d'eau} = facteur de dénitrification dans les plans d'eau [kgN/ha/an]

La Figure 3 montre que **B** est décomposé en b « sol », b « lame drainante » et b « zone humide ». Les processus en jeu et les différents termes de l'équation 1 sont décrits ci-dessous.

2.5.1. Les sources ponctuelles « SP »

La quantification des émissions ponctuelles est optionnelle dans la méthode. Elle est nécessaire pour la calibration du modèle, afin permettre de caractériser la contribution des sources ponctuelles et diffuses au flux d'azote mesuré, mais optionnelle pour l'utilisateur final. Ce dernier peut donc choisir de les intégrer ou non selon l'application qu'il veut faire du modèle.

Les données de rejets domestiques et industriels proviennent des agences de l'eau, qui disposent pour chaque point de rejet géoréférencé de mesures/estimations des rejets d'azote total. Lorsqu'elles sont disponibles, les données d'autosurveillance seront préférées aux méthodes d'estimation des rejets basées sur des facteurs d'émission.

NB : D'autres sources directes prises en compte dans certains modèles contribuent au flux d'azote, mais nous avons décidé de ne pas les prendre en compte en raison de leur faible impact :

- contribution des aires urbaines pavées ;
- déposition atmosphérique sur les cours d'eau/plans d'eau.

2.5.2. Partition entre écoulement superficiel et profond : le base flow index « bfi »

Dans les modèles conceptuels simples SPARROW (Smith et al. 1997) et GREEN (Grizzetti et al. 2008), les flux d'azote d'origine diffuse sont directement calculés à partir d'un terme source diffuses estimé pour l'année de référence, équivalent au surplus NOPOLU.

Or, en domaine sédimentaire, et dans une moindre gamme de temps dans les socles, une part importante de l'écoulement provient de nappes profondes et superficielles qui ne sont pas en équilibre avec la concentration en azote sous-racinaire actuelle : les flux d'azote associés à ces écoulements sont le reflet des pratiques agricoles des décennies passées (Figure 4 et Figure 5).

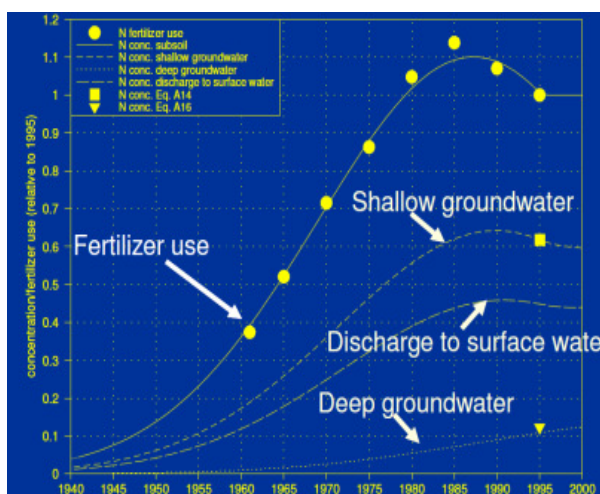


Figure 4 : Contribution de l'écoulement superficiel et profond au flux d'azote total (Van Drecht, Bouwman 2003)

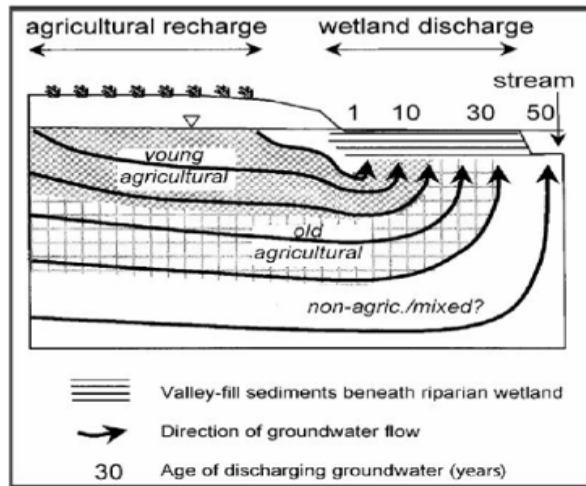


Figure 5 : Age des différentes composantes de l'écoulement d'un bassin versant (Van Drecht, Bouwman 2003)

On distingue donc un écoulement profond, qui transporte un flux d'azote déduit de la concentration en azote des nappes, de l'écoulement superficiel, qui transporte un flux d'azote déduit du surplus NOPOLU. La partition entre écoulement superficiel et écoulement profond se base sur un indice appelé base flow index « bfi », qui peut être estimé par des méthodes heuristiques (Wriedt et Bouraoui, 2009). La méthode la plus souvent citée pour des applications en Europe est celle de Meinardi et al. (1994), qui propose des tables d'estimation du bfi en fonction de la nature des aquifères, de la texture de l'horizon superficiel du sol, de la pente et de la couverture du sol (Figure 6).

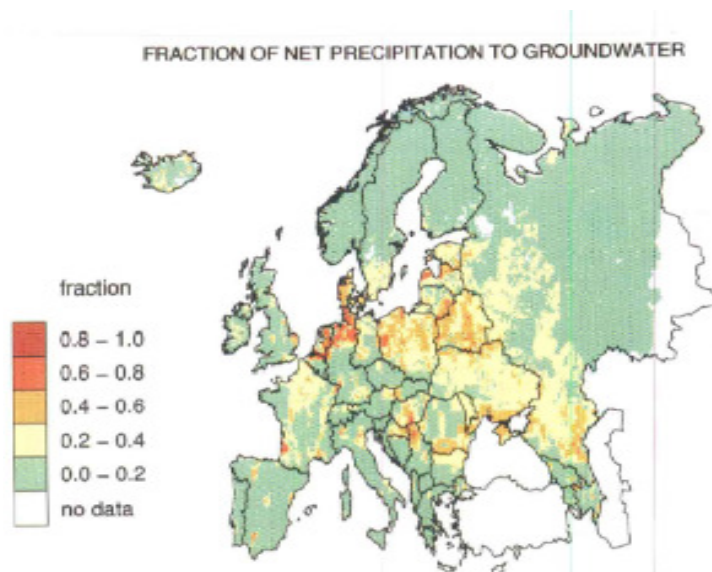


Figure 6 : Base flow index par la méthode de Meinardi et al. (1994)

Cette méthode d'estimation sera utilisée à défaut de base de données plus précise. En domaine de socle, le bfi ne dépasse pas 10%, tandis qu'elle s'élève à 20%-40% en domaine sédimentaire (Figure 6). En effet en domaine de socle on peut estimer que les temps de transfert sont de l'ordre de la décennie (Travaux de l'ORE AgrHys, Molenat et al., 2008). Compte tenu de la qualité actuelle des données d'entrée (pressions calculées par NOPOLU sur la base du RGA 2000 et extrapolées pour 2007) et de l'intégration des émissions sur plusieurs années (2005-2009), les temps d'agrégation des données sont proches de ceux des temps de résidence de l'eau dans les nappes superficielles sur socle. Par conséquent, l'utilisateur pourra choisir de fixer le bfi à 0 en domaine de socle s'il souhaite simplifier les calculs. La contribution des nappes du domaine sédimentaire est peu connue et très variable. Ce coefficient apparaît donc très arbitraire, il permet cependant de formaliser une contribution du compartiment profond.

Une couche du bfi calculé par la méthode de Meinardi et al. (1994) sera fournie aux agences.

2.5.3. Les flux d'azote provenant de l'écoulement profond « fluxprofond »

En domaine sédimentaire, le terme source des flux d'azote provenant de l'écoulement profond $\text{flux}_{\text{profond}}$ sera calculé comme le produit du débit des nappes profondes par la concentration en nitrates de ces nappes : $Q_{\text{profond}} \times [\text{NO}_3]_{\text{profond}}$. La concentration $[\text{NO}_3]_{\text{profond}}$ sera tirée de la base de données ADES, de la même manière que pour le modèle Sénèque (Billen et al., 1994), tandis que le débit Q_{profond} sera calculé comme le produit $\text{bfi} \times Q_{\text{total}}$, Q_{total} étant l'écoulement total du bassin versant (Sauquet, 2006). Le flux associé à l'écoulement profond doit être calculé dans la même unité que le flux que l'on cherche à estimer, c'est-à-dire en kgN/ha/an.

2.5.3.1. Les flux d'azote provenant de l'écoulement rapide : « B*fluxsuperficiel »

Le flux superficiel est calculé par la formule : $\text{Flux}_{\text{superficiel}} = (1-\text{bfi}) \times \text{surplus}$

2.5.3.2. Le terme source « Surplus »

Les sources diffuses associées à la composante rapide de l'écoulement sont constituées du bilan d'azote sur les surfaces agricoles, de la déposition atmosphérique et de l'assainissement non collectif. Les deux premiers éléments sont intégrés dans le surplus NOPOLU. La part de l'assainissement non collectif est considérée comme négligeable par rapport aux sources agricoles, et ne sera pas incluse. L'utilisateur pourra choisir de l'intégrer en la quantifiant par des facteurs d'émission s'il s'avère que sa contribution est non négligeable localement.

La donnée NOPOLU sera fournie par le SOeS. Une simple opération de statistique zonale sous SIG permettra à l'utilisateur de créer une couche des surplus NOPOLU par bassin versant de masse d'eau à partir des sorties initiales de NOPOLU à l'échelle des zones hydrographiques.

2.5.3.3. Coefficient de transfert dans le bassin versant « B »

Un modèle statique ne simule pas la dynamique des transferts et des transformations des formes de l'azote au cours du temps. Dans l'hypothèse d'un système à l'état stationnaire, le surplus d'azote se divise en une part retenue durablement dans le bassin versant, et une part transférée dans les eaux de surface. Le coefficient **B** représente la part du surplus transférée vers les eaux de surface.

La rétention de l'azote dans les bassins versants est souvent associée à de la dénitrification. Nous proposons de distinguer la dénitrification qui a lieu dans les horizons superficiels des sols agricoles (assimilés à des conditions de versant) et dans les zones humides (assimilées aux zones ripariennes). A ces deux lieux de dénitrification sont associés des coefficients d'abattement/transfert, respectivement : b_{sol} , b_{ZH} auxquels s'ajoute un coefficient caractérisant la vitesse des transferts lié aux précipitations $b_{\text{lame drainante}}$. Les trois coefficients s'articulent sous la forme d'un produit :

$$B = b_{\text{sol}} * b_{\text{ZH}} * b_{\text{lame drainante}}$$

$$b_i = \exp(-\alpha_i * Z_i) ; i = \{\text{sol}, \text{ZH}, \text{lame drainante}\}.$$

L'hypothèse d'une forme exponentielle des b_i est à vérifier lors de la phase de calibration-validation du modèle. De même, le calcul de **B** comme le produit des b_i ; $i = \{\text{sol}, \text{ZH}, \text{lame drainante}\}$ se justifie par la fait que les différents compartiments sont en série (cf. Figure 3).

La formule générale du coefficient d'abattement **B** est donc :

Équation 2 :

$$B = \exp\left(-\sum_i \alpha_i * Z_i\right)$$

Où :

B = coefficient d'abattement dans le bassin versant (écoulement superficiel) [sans dimension]

α_i = coefficients associés aux variables Z_i , obtenus par paramétrage

Z_i = variable explicative de la rétention dans les sols, zones humides, et liée à la lame drainante

Le résultat de la calibration nationale montre que seul l'effet de la lame drainante (à laquelle on substitue les pluies efficaces puisque la méthode doit être applicable dans de bassin non-jaugés) est significatif. Malheureusement, les bases de données des zones humides et des sols que nous avons testées ne permettent pas d'isoler des variables à intégrer dans la régression. Une recalibration régionale peut permettre de les intégrer, comme cela a été fait sur la Bretagne (cf. partie 2.7).

2.5.4. Coefficient d'exportation dans le réseau hydrographique « R »

Le coefficient de transfert dans le réseau hydrographique est paramétré sur les 200 bassins versants de calibration. Il est fonction de l'hydraulic load, calculé de la manière suivante :

Équation 3 :

$$HL = \frac{\frac{TPS}{H}}{surface}$$

Où :

HL = hydraulic load [s/ha/m]

TPS = somme des temps de résidence de l'ensemble des drains du Réseau Hydrographique Théorique, d'après les sorties du modèle ESTIMKART [seconde]

H = profondeur moyennes des cours d'eau, d'après les sorties du modèle ESTIMKART [m]

surface = surface du bassin versant [ha]

Le coefficient **R** est calculé sous la forme d'une fonction exponentielle :

Équation 4 :

$$R = \exp(-\beta * HL)$$

Où :

R = coefficient de transfert dans le réseau hydrographique [sans dimension]

β = coefficient à paramétrer

HL = hydraulic load[s/ha/m]

2.5.5. Facteur de dénitrification dans les plans d'eau « dénitplan d'eau »

Les taux de dénitrification dans les plans d'eau sont fonction de leur temps de résidence (Kronvang et al. 2005):

Tableau 1: taux de dénitrification des plans d'eau

Temps de résidence (années)	Taux de dénitrification (gN/m ² /an)
0.001-0.1	36.5
0.1-1	58.4
1-10	21.9
>10	18.3

2.5.6. Équation du modèle calibrée

Équation 5 :

$$L = \exp(-a * HL) * \left(\exp\left(-\frac{b}{pe}\right) * (1 - bfi) * Surplus + flux_{profond} + SP \right) - dénit_{plan\ d'\ eau}$$

Où

L = flux annuel d'azote (N-total et N-nitrate) d'un bassin versant [kgN/ha/an]

a et b = coefficients estimé dans le tableau 2

HL = hydraulic load moyenne [s/ha/m]

pe = pluies efficaces moyennes [mm]

bfi = base flow index [sans dimension] calculé selon la méthode de Meinardi et al. (1994)

Surplus = surplus d'azote calculé par NOPOLU [kgN/ha/an]

fluxprofond = flux d'azote provenant de la composante profonde de l'écoulement [kgN/ha/an], calculé comme indiqué dans la partie 5 « Les flux d'azote provenant de l'écoulement profond »

SP = quantification des sources ponctuelles [kgN/ha/an]

dénit_{plan d'eau} = facteur de dénitrification dans les plans d'eau [kgN/ha/an], calculé comme indiqué dans la partie 5 « Facteur de dénitrification dans les plans d'eau »

Tableau 2: Valeur des coefficients a et b calibrés

	Modèle flux nitrate	Modèle flux azote total
a	0.001779	0.003939
b	276.41	126.3

Une validation croisée du modèle a été réalisée pour le modèle nitrate et pour le modèle azote total. On évalue la qualité de la prédiction des flux de nitrate et d'azote total par le R² du modèle, qui s'élève respectivement 0,69 et 0,67.

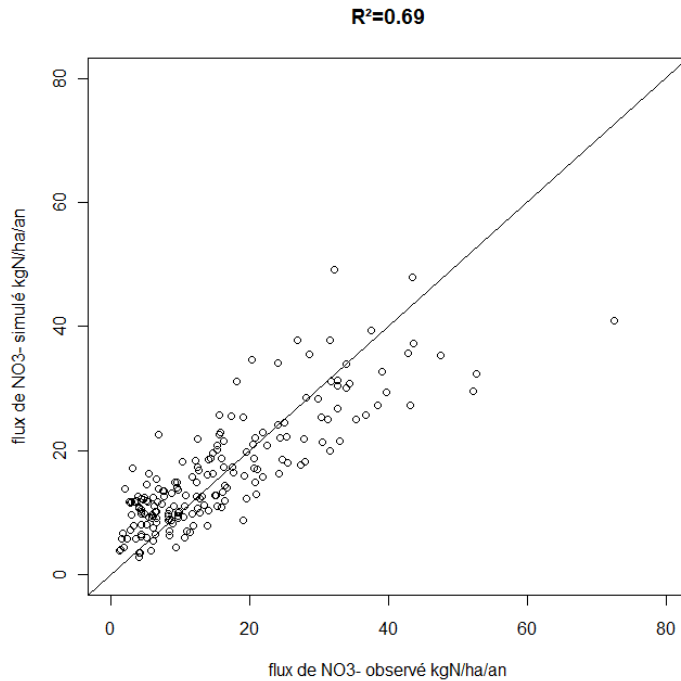


Figure 7 : Résultat de la validation croisée du modèle nitrate

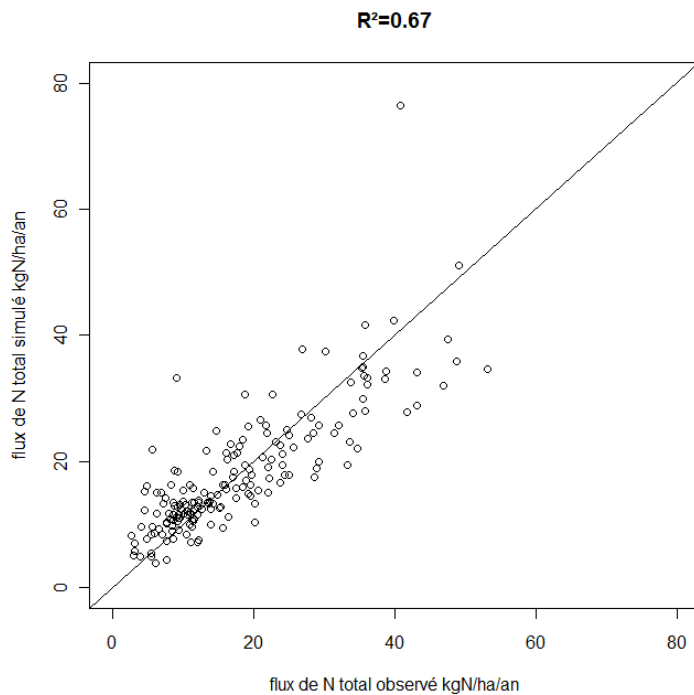


Figure 8 : Résultat de la validation croisée du modèle azote total

Toutes les variables pressenties dans le modèle conceptuel de départ (figure 3) n'ont finalement pas été retenues dans la calibration à l'échelle de la France. Un nouveau schéma conceptuel peut alors être proposé (figure 7).

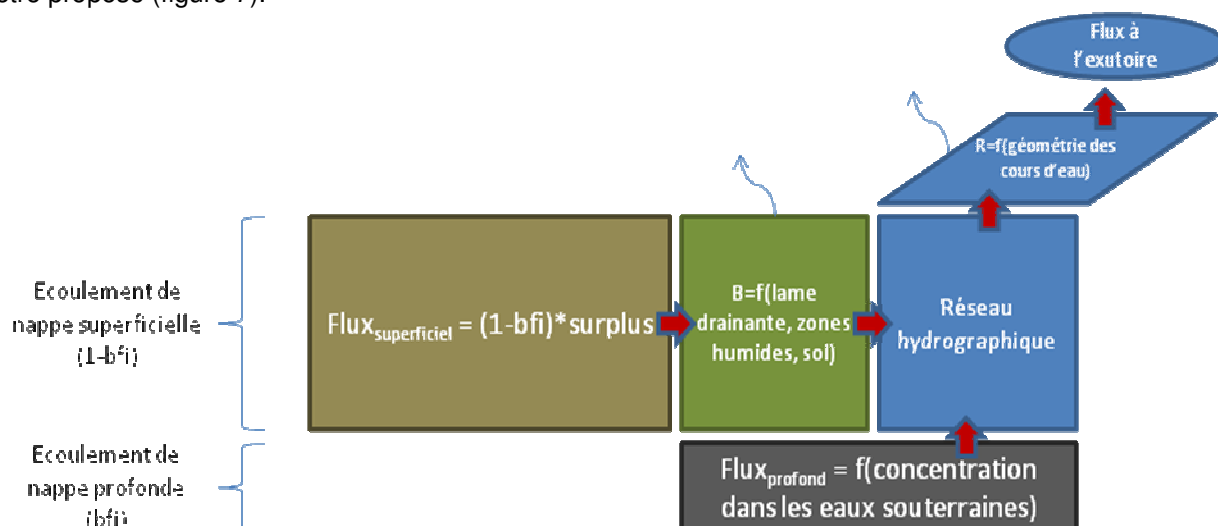


Figure 9 : schéma conceptuel du modèle après calibration

2.5.6. Durée de mise en œuvre

La mise en œuvre de la méthode est une question d'heures à partir du moment où l'utilisateur a collecté les bases de données nécessaires. Elle nécessite une connaissance basique de l'outil SIG. Si l'utilisateur souhaite reprendre certains éléments de la méthode afin d'utiliser des données brutes autres que celles utilisées dans les couches fournies par l'INRA, cela peut prendre plusieurs jours voire plusieurs semaines du fait des temps d'obtention et de prétraitement des données.

2.6. Mise en œuvre de la méthode eaux souterraines

2.6.3. Principe de la méthode

L'élaboration de cette méthode a fait suite à une concertation avec Laurence Gourcy du BRGM. La méthode de prédiction de la concentration en nitrates dans les masses d'eau souterraines de niveau 1 consiste en une équation de régression calibrée grâce à l'étude de 124 masses d'eaux réparties sur l'ensemble de la France (sur les 538 que compte la BD Carthage) et reflétant la diversité des conditions agro-pédo-climatiques métropolitaines. Ces 124 masses d'eau ont été sélectionnées pour la fiabilité des valeurs de concentration en nitrates utilisées pour la calibration : pour chaque masse d'eau, la valeur de concentration en nitrate considérée est la moyenne d'un minimum de 20 mesures de qualité au cours des années 2005 à 2009. Seules les données de concentration des réseaux FR_SOO (72) et FR_SOS (71) de la base ADES ont été utilisées. En effet, la fiabilité des données de ces réseaux a été vérifiée, notamment le fait que la concentration dans les nappes est peu influencée par les cours d'eau.

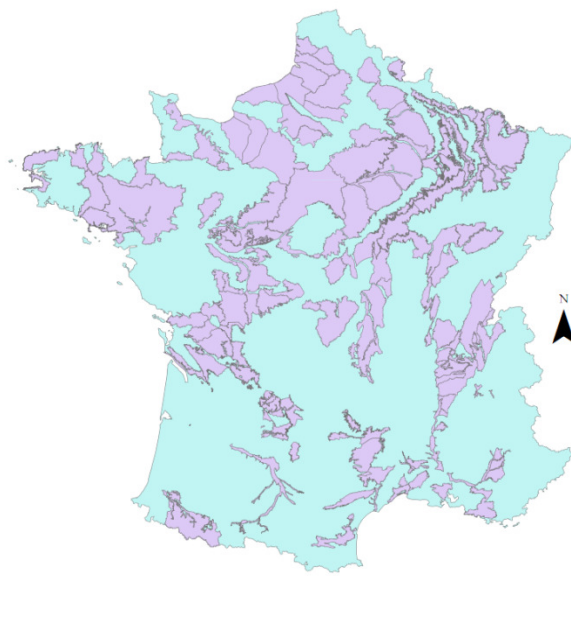
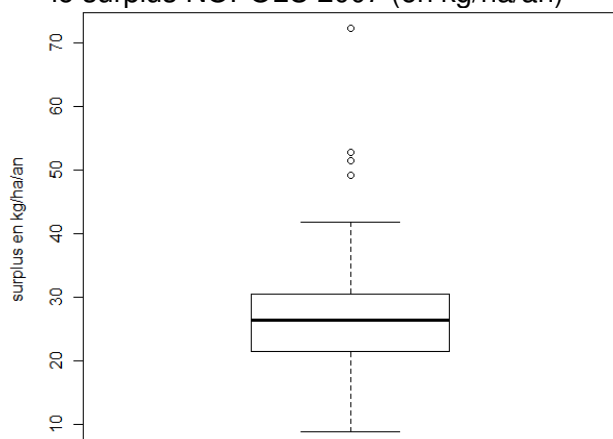


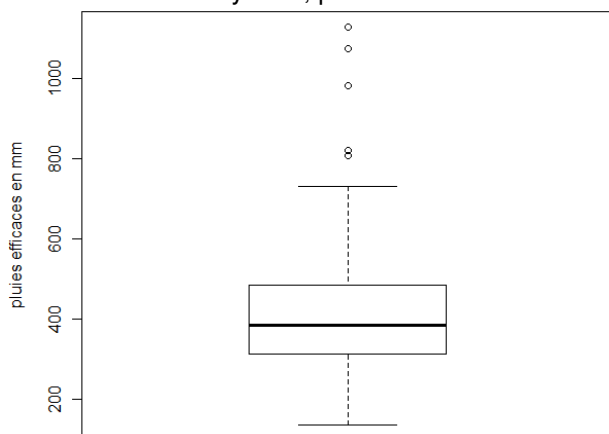
Figure 10 : Localisation des 124 masses d'eau de niveau 1 incluses dans le jeu de données de calibration

Le modèle empirique résultant de cette analyse statistique est construit en identifiant parmi les caractéristiques physiques et climatiques des masses d'eau celles qui permettent de prédire la concentration moyenne en nitrate. Ces variables explicatives potentielles sont :

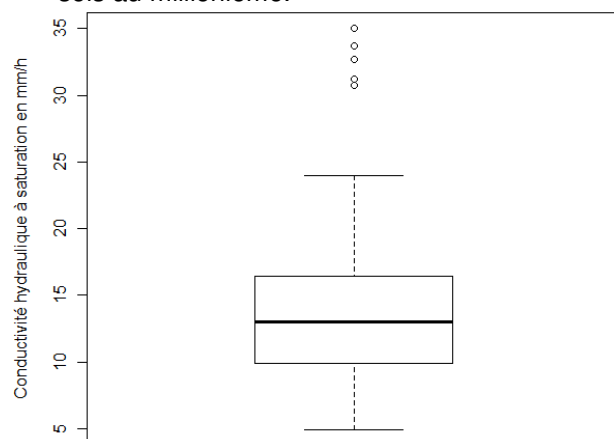
- le surplus NOPOLU 2007 (en kg/ha/an)



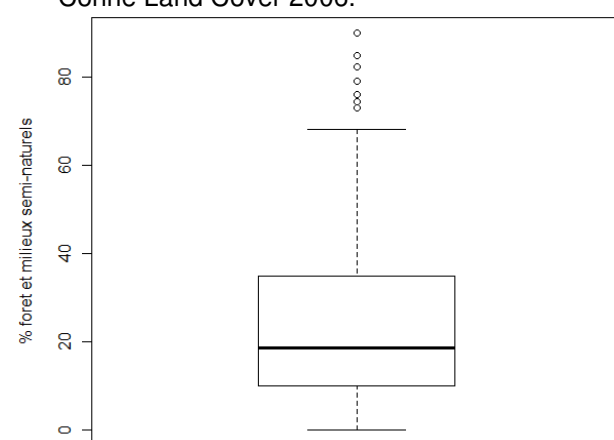
- les pluies efficaces moyennes sur la période 1999-2008 (en mm), issues de la base de données SAFRAN. La pluie efficace moyenne pluriannuelle sur dix ans est la moyenne des P-ETP mensuels pour les mois où P-ETP>0, comme valeur d'estimation d'une recharge souterraine moyenne, pour les années 1999 à 2008.



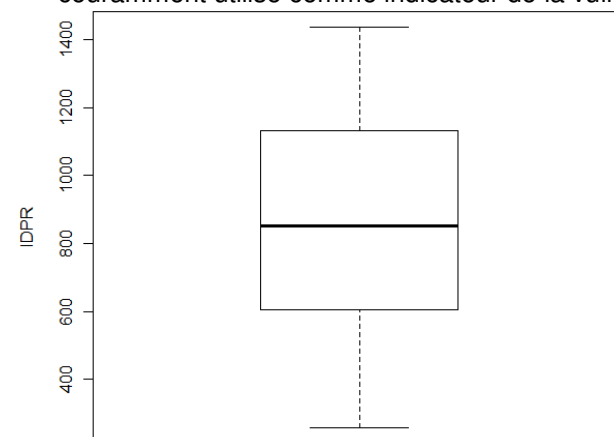
- la conductivité hydraulique à saturation moyenne (en mm/h) issue de la base de données des sols au millionième.



- le pourcentage de forêt et de milieu semi-naturel, correspondant au poste 3 du niveau 1 de Corine Land Cover 2006.



- l'IDPR, Indice de Développement et de Persistance des Réseaux, (Mardhel et al., 2004), couramment utilisé comme indicateur de la vulnérabilité des nappes.



- le matériau parental, en distinguant trois grands domaines : le domaine sédimentaire, le domaine de socle, et le calcaire, issus de la base de données des sols au millionième.

Une étude préalable sur 192 masses d'eau pour lesquelles il est possible de déterminer un matériau parental dominant a révélé que cette variable n'avait pas d'effet identifié sur la concentration. Par conséquent, la variable matériau parental n'a pas été testée dans la calibration sur 124 masses d'eau. Ces 124 masses d'eau sont d'ailleurs généralement constituée de plusieurs matériaux parentaux, si bien qu'il est impossible de leur assigner un matériau parental dominant. Cependant, l'IDPR est fonction, entre autres, du matériau parental, et l'intègre en quelque sorte dans la régression.

2.6.3. Limites de la méthode

Si l'on admet que les processus de minéralisation/immobilisation de l'azote dans le sol se compensent en régime stationnaire, on peut émettre l'hypothèse que les concentrations en azote dans les eaux de drainage sous-racinaire sont corrélées au surplus. L'idée générale du modèle est d'associer à ce surplus un coefficient de transfert fonction des caractéristiques des masses d'eau. Cependant, les temps de transfert de l'azote entre la zone sous-racinaire et la nappe peuvent être très long (plusieurs décennie), ce qui induit deux conséquences majeures :

- l'état des eaux souterraines n'est pas le reflet des pratiques agricoles actuelles mais plutôt des décennies passées. En ce sens, l'utilisation d'un surplus moyen sur la durée moyenne de transfert serait plus pertinente que d'utiliser un surplus actuel (Behrendt et al. 2002). Malheureusement cette donnée n'est pas disponible, et nous nous contenterons d'utiliser le NOPOLU 2007, que nous considérerons comme le meilleur indicateur de pression disponible.
- pendant cette durée, il peut se produire des phénomènes de dénitrification, mélange avec des eaux plus anciennes, transferts entre aquifères, etc. Il est impossible de caractériser précisément ces phénomènes hydro(géo)logiques, car il n'existe pas encore de base de connaissance exhaustive sur toute la France. Certains modèles hydrogéologiques à base physique existent (par exemple MODCOU, Ledoux et al. 2007) mais leur application à l'échelle nationale n'est pas envisageable dans l'immédiat.

En conclusion, ce modèle empirique repose sur des hypothèses de stationnarité des pratiques agricoles (résumées par le surplus), ainsi que des conditions climatiques qui ne sont pas vraies, à défaut de données pour les prendre en compte. Malgré ces limites, il permet de faire un lien raisonnable entre pression et impact ($R^2=0,41$), mais avec une incertitude assez forte.

2.6.3. Procédure de calibration

Le modèle de régression multiple est calibré pour un choix de variables sélectionnées parmi celles présentées ci-dessus. La statistique de sélection de variables utilisée est le critère BIC (Bayesian information criterion), qui permet de choisir parmi les variables explicatives un nombre limité de variables qui optimisent les qualités prédictives du modèle.

Le logarithme de la variable à estimer est utilisé dans le modèle de régression linéaire multiple afin de respecter les hypothèses d'homoscédasticité et d'indépendance des résidus. Cette transformation se justifie également par l'hypothèse d'un effet multiplicatif des variables sur le transfert.

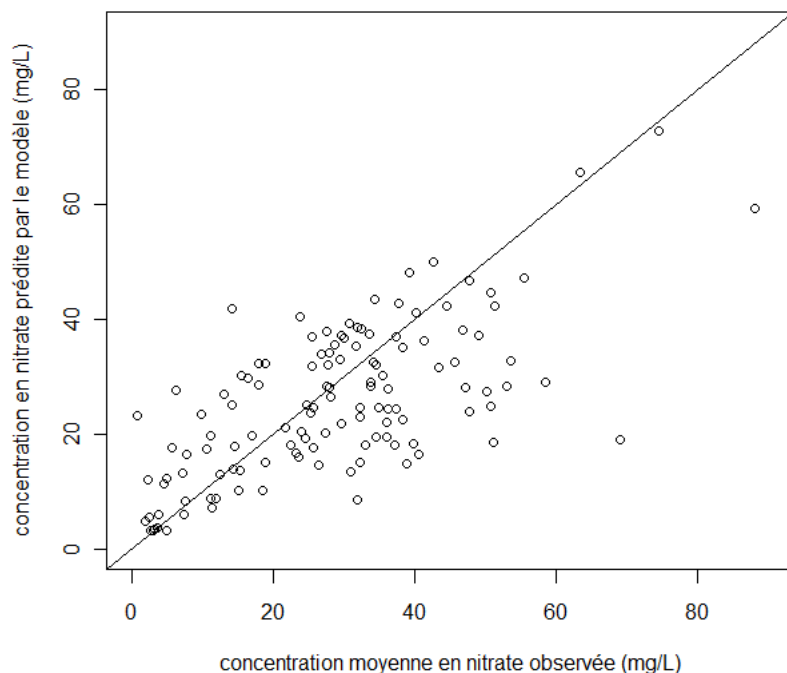


Figure 11 : Graphique des concentrations prédites et observées ($R^2=0,41$)

2.6.4. Équation du modèle calibrée

Équation 6 :

$$[NO3]_{nappe} = surplus^{1.33} * exp(-0.0016 * pluies\ efficaces - 0.00947 * \%foret - 0.00037 * IDPR)$$

[NO3]_{nappe} : concentration moyenne en nitrate de la masse d'eau de niveau 1 (mg/L)

surplus : surplus moyenne (kgN/ha/an)

pluies efficaces : pluies efficaces moyennes sur la période 1999-2008 (mm)

%foret : pourcentage de surface recouverte par des forêts et milieu semi-naturels

idpr : indice de développement et de persistance des réseaux moyen

2.6.5. Durée de mise en œuvre

De même que pour la méthode eaux superficielles, la durée de mise en œuvre de la méthode eaux souterraines est de l'ordre de l'heure à partir du moment où les données ont été collectées.

2.7. Exemple d'application de la méthode N « eaux superficielles » en Bretagne

La méthode « eaux superficielles » a été mise en œuvre, après recalibration, sur la région Bretagne. On constate (équation 7) qu'un nombre supérieur de variable a été retenu dans le modèle par rapport à la calibration nationale, puisque les données concernant les zones humides et la distance moyenne au cours d'eau ont pu être valorisées.

Les données de 56 bassins versants inclus en partie ou en totalité dans la région Bretagne ont été utilisées dans cette étude. Les cartes ci-dessous montrent leur surplus NOPOLU moyen, et leur flux spécifique de nitrate.

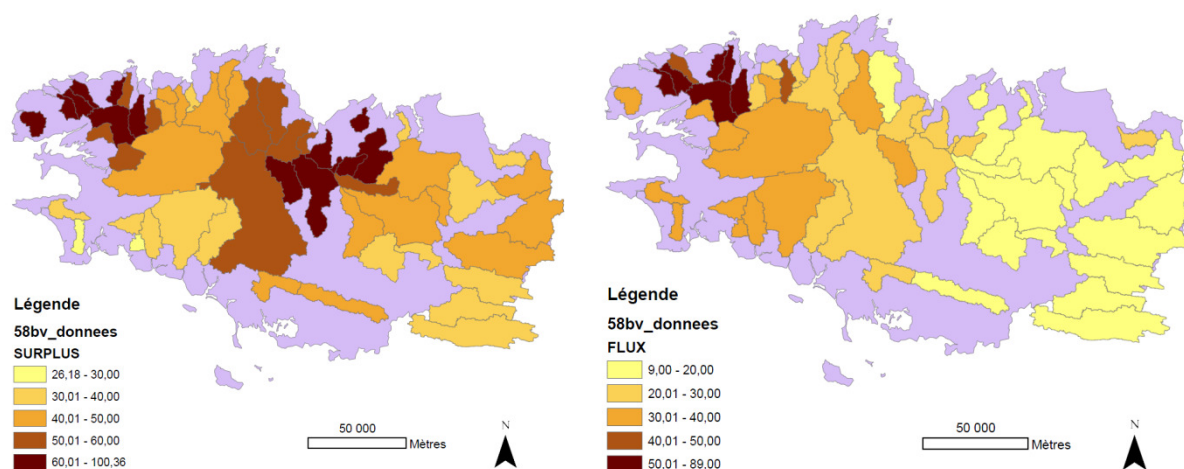


Figure 12 : Surplus NOPOLU (à gauche) et flux spécifique de nitrates (à droite) sur 56 bassins versants en Bretagne (en kgN/ha/an)

L'équation calibrée sur ces données est la suivante :

Équation 7 :

$$L = exp(-0.002 * HL) * \left(exp\left(-\frac{165.5}{lame} - 0.0265 * hydro_{sol} - 0.002925 * distance + 1.302\right) * (1 - bfi) * Surplus + flux_{profond} + SP \right)$$

Où

L = flux annuel d'azote d'un bassin versant [kgN/ha/an]

HL = hydraulic load moyenne [s/ha/m]

lame = lame d'eau moyenne [mm]
 hydro_{soil} = pourcentage de sols hydromorphes
 distance = distance moyenne au cours d'eau [m]
 bfi = base flow index [sans dimension] calculé selon la méthode de Meinardi (1994)
 Surplus = surplus d'azote calculé par NOPOLU [kgN/ha/an]
 flux_{profond} = flux d'azote provenant de la composante profonde de l'écoulement [kgN/ha/an],
 calculé comme indiqué précédemment
 SP = quantification des sources ponctuelles [kgN/ha/an]

Le R² s'élève à 0,83 pour ce modèle, contre R²=0,64 si l'on applique le modèle calibré à l'échelle nationale, ce qui montre l'intérêt d'une recalibration régionale dans ce cas. Le graphique ci-dessous illustre la qualité de la prédiction.

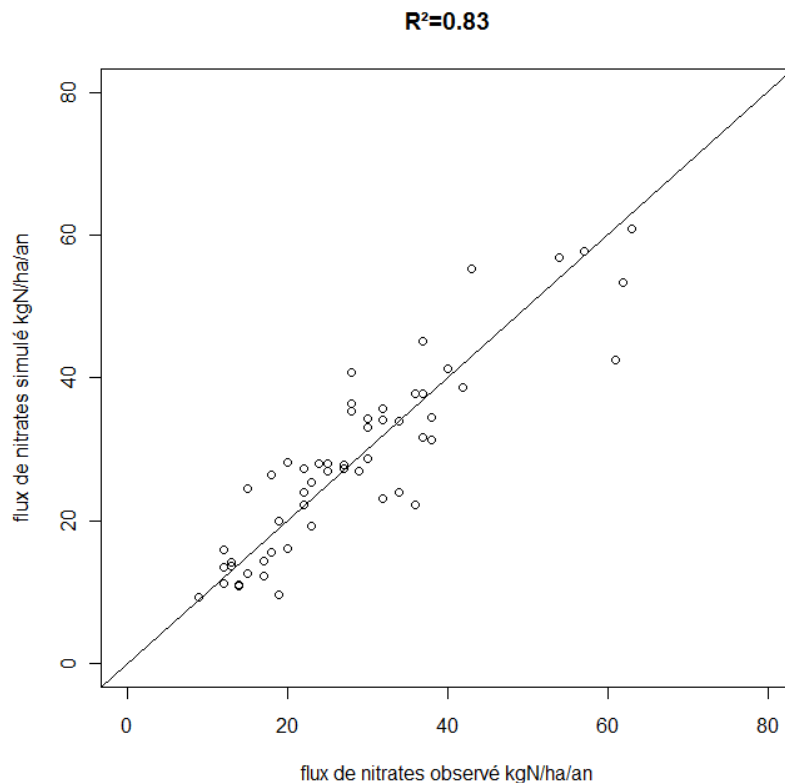


Figure 13 : Graphique des flux de nitrates observés et simulés en Bretagne

2.8. Références

Alexander R.B., Smith R.A., Schwarz G.E. (2000) Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature* 403:758-761.

Beaujouan V., Durand P., Ruiz L. (2001) Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological Modelling* 137:93-105. DOI: 10.1016/S0304-3800(00)00435-x.

Behrendt, H., Bach, M., Kunkel, R., Opitz, D., Pagenkopf, W, Scholz, G., Wendland, F., (2002) Nutrient emissions into river basins of Germany on the basis of a harmonized procedure. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt).

Billen G., Garnier J., Hanset P. (1994) MODELING PHYTOPLANKTON DEVELOPMENT IN WHOLE DRAINAGE NETWORKS - THE RIVERSTRAHLER MODEL APPLIED TO THE SEINE RIVER SYSTEM. *Hydrobiologia* 289:119-137.

Billen G., Garnier J., Nemery J., Sebilo M., Sferratore A., Barles S., Benoit P., Benoit M. (2007) A long-term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *Science of the Total Environment* 375:80-97. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.12.005.

de Wit M.J.M. (2001) Nutrient fluxes at the river basin scale. I: the PolFlow model. *Hydrological Processes* 15:743-759.

Dupas R, Delmas M, Gascuel-Oudou C, Arrouays D, Durand P, Parnaudeau V. (2011) *Revue bibliographique des modèles d'émission de N et P vers les masses d'eau*

Grizzetti B., Bouraoui F., De Marsily G. (2008) Assessing nitrogen pressures on European surface water. *Global Biogeochemical Cycles* 22. DOI: Gb402310.1029/2007gb003085.

Howarth R.W., Billen G., Swaney D., Townsend A., Jaworski N., Lajtha K., Downing J.A., Elmgren R., Caraco N., Jordan T., Berendse F., Freney J., Kudeyarov V., Murdoch P., Zhu Z.L. (1996) Regional nitrogen budgets and riverine N&P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry* 35:75-139.

Johnes P.J. (1996) Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: The export coefficient modelling approach. *Journal of Hydrology* 183:323-349.

Kronvang, B., Hejzlar J., Boers, P., Jensen, J. P., Behrendt, H., Anderson, T., Arheimer, B., Venohr, M., Hoffmann, C. C. 2005. *Nutrient Retention Handbook : Software Manual for EUROHARP-NUTRET & Scientific Review on Nutrient Retention*. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), pp.103.

Lamouroux N., Pella H., Vanderbecq A., Sauquet E., Lejot J. (2010) *Estimkart 2.0 : Une plate-forme de modèles écohydrologiques pour contribuer à la gestion des cours d'eau à l'échelle des bassins français*. Version provisoire. Irstea – Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse – Onema

Ledoux E., Gomez E., Monget J.M., Viavattene C., Viennot P., Ducharne A., Benoit M., Mignolet C., Schott C., Mary B. (2007) Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS-MODCOU modelling chain. *Science of the Total Environment* 375:33-47. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.12.002.

Meinardi C.R., Beusen A.H.W., Bollen M.J.S., Klepper O., Willems W.J. (1994) VULNERABILITY TO DIFFUSE POLLUTION AND AVERAGE NITRATE CONTAMINATION OF EUROPEAN SOILS AND GROUNDWATER. *Water Science and Technology* 31:159-165.

Molenat J, Gascuel-Oudou C, Ruiz L, Gruau G. Role of water table dynamics on stream nitrate export and concentration. in agricultural headwater catchment (France). *Journal of Hydrology* 2008; 348: 363-378.

Sauquet E., 2006. Mapping mean annual river discharge: geostatistical developments for incorporating river network dependencies. *Journal of Hydrology*, 331, 300-314.

Smith R.A., Schwarz G.E., Alexander R.B. (1997) Regional interpretation of water-quality monitoring data. *Water Resources Research* 33:2781-2798.

Van Drecht G., Bouwman A.F., Knoop J.M., Beusen A.H.W., Meinardi C.R. (2003) Global modeling of the fate of nitrogen from point and nonpoint sources in soils, groundwater, and surface water. *Global Biogeochemical Cycles* 17. DOI: 111510.1029/2003gb002060.

Wriedt G., Bouraoui F. (2009) *Towards a General Water Balance Assessment of Europe*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. EUR – Scientific and Technical Research series – ISSN 1018-5593

3. Modélisation des risques de transfert des pesticides dans le milieu aquatique

En préambule, il est rappelé que la thématique « pesticides » a été entrevue sous divers angles dans le cadre du projet « pressions/impacts », comme indiqué dans la partie II du recueil dédiée aux eaux de surface.

Un inventaire de l'ensemble des données de pressions, au plan national, a été réalisé par Katell Petit (k.petit@oieau.fr) dont le rapport est inclus dans la partie « annexes » du guide.

Par ailleurs, une action de définition d'un indicateur de risque de transfert dédiée aux eaux de surface, présenté en partie II du recueil, est en cours de développement.

Concernant l'aspect modélisation, il est réalisé, dans le cadre d'un marché, par le prestataire retenu, Footways. Il concerne les eaux de surface et les eaux souterraines.

L'accord du financement via le plan ÉCOPHYTO 2018 et la notification du marché étant intervenue tardivement (début octobre 2011), l'outil et les résultats associés seront disponibles mi 2012.

Ci-après les éléments descriptifs de cette action.

3.1. Objet de la prestation

L'objet de la prestation est notamment de :

- mettre à disposition des acteurs de bassin un outil de simulation et de visualisation permettant aux organismes de remplir leurs obligations nationales vis-à-vis de la DCE (caractérisation et rapportage des pressions/contaminations-risques d'impacts par les pollutions diffuses par les produits phytosanitaires à l'échelle des masses d'eau de surface et souterraines),
- pouvoir apprécier pour une molécule l'efficacité a priori de mesures de gestion à l'échelle nationale ou à l'échelle spécifique des masses d'eau.

L'outil développé permettra a minima :

- d'estimer les concentrations en produits phytosanitaires issues des pratiques phytosanitaires globales sur l'ensemble des masses d'eau,
- d'apprécier le risque d'impact éco-toxicologique à travers la comparaison de ces concentrations modélisées à des valeurs seuils,
- d'apporter des éclairages sur l'efficacité de mesures de gestion des transferts envisageables pour certains intrants, en terme de réduction des contaminations induites et des potentiels d'impact sur la ressource aquatique

3.2. Principe de la modalisation

Le principe adopté suit trois étapes se basant, d'abord, sur la définition (a) de zones homogènes en terme de climat, sol, pratique culturale, puis la modélisation du transfert (b) de pesticides et enfin la définition d'indicateurs(c).

(a) Définition de zones homogènes des données d'entrée sensibles des modèles et définition des scénarios à modéliser

Le territoire d'étude est caractérisé en termes de paramètres sensibles des modèles (à minima en termes de météorologie, de type de sols et de cultures et donc de pratiques phytosanitaires) ce qui permet de définir des zones homogènes de paramètres sensibles d'entrée du ou des modèles.

Les scénarios à modéliser sont donc constitués par le croisement de ces zones homogènes. Le territoire d'étude est le territoire national mais l'outil pourra être utilisé à des échelles plus fines. L'intégration des données se fait à l'aide d'outils de type Systèmes d'Information Géographique (SIG).

Des résultats d'informations collectées et bancarisées, d'enquêtes, de préconisations ou d'informations à dire d'expert constitueront les informations sur les applications de produits phytosanitaires à simuler.

(b) Simulation des transferts

Les transferts de produits phytosanitaires sont simulés à l'aide de modèles mathématiques reconnus (modèles MACRO et PRZM). Ces modèles :

- prendre en compte les transferts par percolation, drainage, ruissellement, érosion et dérive de pulvérisation ;
- permettre de simuler l'apparition éventuelle des matières actives dans les eaux superficielles ou les eaux souterraines via les voies précédentes de transfert

La modélisation du transfert de pesticides prendra en compte à minima l'influence des aménagements de l'espace tels que les bandes enherbées, les haies, ou les zones non traitées (ZNT). D'autres actions pourront être envisagées.

(c) Établissement d'indicateurs opérationnels

Les données brutes générées par ces modèles de transfert de produits phytosanitaires pour chaque scénario sont particulièrement informatives (comme par exemple les chroniques de concentrations) mais peuvent être difficiles à utiliser dans un contexte opérationnel. Il convient de traiter les résultats de modélisation pour aboutir à des valeurs statistiques plus simples à comprendre et à utiliser de manière opérationnelle (par exemple moyenne, maximum...).

Ces valeurs peuvent également s'exprimer comme des fréquences de dépassement de concentrations-seuils dans les milieux (Production d'eau potable ; protection des organismes aquatiques....).

3.3. Résultats attendus

Les résultats de la prestation disponibles mi 2012 seront à la fois l'outil de modélisation et les résultats.

Les informations relatives au potentiel de contamination ou d'impacts doivent pouvoir être consultées sous la forme de tableaux, de statistiques, mais également de cartes interactives de type Googlemaps ou équivalent.

4. Assainissement

4.1. Assainissement non collectif

4 à 5 millions d'installations individuelles d'assainissement sont présentes sur le territoire national représentant de 10 à 12 millions d'usagers.

La plupart de ces installations sont isolées et sont constituées pour les plus anciennes d'une fosse toutes eaux et d'un rejet dans le sol. Beaucoup d'entre elles concernent des résidences secondaires occupées au maximum quelques mois dans l'année.

Compte tenu du long temps de séjour dans la fosse toutes eaux, du rôle classique d'épuration du sol, de l'isolement de ces installations en zone rurale, nous prendrons comme hypothèse de base, en absence de données milieu démontrant le contraire, que les flux véhiculés par ces installations dans les nappes et les rivières sont nuls.

Dans le cas où des données milieu dans les masses d'eau souterraines ou de surface démontreraient le contraire (pollution DBO5, NH4+, PO4 ou microbienne) et que l'on n'aurait pas d'autre origine référencée de la pollution (agricole, industrielle, urbain ponctuelle...), on pourrait alors travailler au niveau du bassin versant à l'origine de ces impacts et en déduire la pression exercée par ces installations à partir d'une expertise locale en calculant à partir du flux véhiculé dans le milieu la part du flux venant des installations d'assainissement non collectif.

Pour les masses d'eau de surface la situation typique pouvant être à l'origine d'un impact est celle d'un village avec des rejets directs des habitations dans un réseau d'évacuation pluvial créant finalement un rejet ponctuel pouvant être significatif sur la masse d'eau réceptrice. La question qui se pose alors sur les mesures à prendre est certainement la mise en assainissement collectif du secteur avec la création d'une station de traitement des eaux usées à l'exutoire.

4.2. Assainissement collectif

L'approche pour les réseaux d'assainissement est identique. Même s'il peut y avoir des fuites diffuses car aucun réseau n'est étanche à 100%, on considérera comme hypothèse de base que les flux véhiculés dans les masses d'eau souterraines ou de surface des par les réseaux d'assainissement sont nuls sauf s'il y a des éléments démontrant le contraire :

- résultat d'autosurveillance de DO,
- pollution des masses d'eau (DBO5, NH4+, PO4 ou microbienne) dont aucune autre origine (traitement insuffisant sur les stations urbaines et industrielles, déversement en tête, rejet de DO, accident,...) ne pourrait expliquer la dégradation.

Dans ce dernier cas, les hypothèses de pollution diffuses issues des réseaux de l'agglomération d'assainissement seront donc calculés à partir du flux véhiculé dans le milieu récepteur et de la soustraction des autres pressions ponctuelles pouvant générer ces flux de pollution (rejet industriel ou urbain).