

Exploitation socio-économique des résultats de simulation des pollutions azotées souterraines en mode prédictif

Jean-Marie Monget¹, Christophe Viavattene²

¹ENSMP, UMR7619 Sisyphé, Centre d'Informatique Géologique (monget@cig.ensmp.fr)

²ENSMP, Centre d'Informatique Géologique (christophe.viavattene@ensmp.fr)

1.	Introduction.....	1
2.	Exemple de prédiction de l'impact des nitrates à l'échelle communale. Horizon 2015	2
2.1.	Tendance statistique d'évolution des nitrates dans les captages du bassin de la Seine de 1975 à 1988	
3.	Contexte institutionnel relatif au contrôle de la pollution par les nitrates	10
4.	La problématique nitrate	11
4.1.	Origines des pollutions en nitrate.....	11
4.2.	Impacts de la pollution en nitrate	12
4.2.1	Risque pour l'eau potable	12
4.2.2	Problèmes d'eutrophisation.....	13
4.3.	Bilan.....	13
5.	Evaluation de l'impact des activités agricoles sur les captages en eau souterraine sous différents scénarios agro-climatiques.....	14
5.1.	Présentation générale du modèle physique STICS-MODCOU	14
5.2.	Les scénarios agro-climatiques	15
5.3.	Contamination des nappes souterraines et impacts sur les captages d'eau potable	16
5.3.1	Démarche	16
5.3.2	Actions alternatives.....	17
5.3.3	Prise en compte des actions préventives : le génie environnemental.....	19
6.	Perspectives de travail.....	20
7.	Bibliographie.....	21

1. Introduction

Pour répondre aux objectifs socio-économiques de la Directive Cadre sur l'eau, la gestion des eaux à l'échelle du bassin versant doit s'appuyer sur l'utilisation conjointe des modèles numériques de ressources en eau et de l'analyse économique. Cependant, en mode prédictif, les résultats des modèles souterrains proprement dits ou ceux de chaînes plus complexes comme l'ensemble STICS-MODCOU sont rarement accompagnés d'une évaluation de l'incertitude qui peut leur être associée. Celle-ci résulte des hypothèses simplificatrices faites sur le milieu, de la sensibilité des algorithmes numériques à la variabilité de leurs paramètres d'entrée, des aléas climatiques et de la plausibilité des scénarios socio-économiques qui en définissent les intrants. Hors, l'usage des sorties de scénarios sort du champ de l'expérimentation scientifique proprement dite pour entrer dans celui de la décision en univers incertain au service des objectifs de la gestion socio-économique de bassin.

Pour répondre à ce type de besoin, notamment dans le cas de l'évaluation de l'impact des nitrates sur les eaux souterraines à l'horizon 2015, une méthode de calage statistique originale a été mise au point en s'appuyant notamment sur l'usage de la distance du Chi². Partant des mesures de concentration disponibles sur la période 1970-1990, cette approche a permis d'évaluer la probabilité de franchissement des seuils 25 mg/l, 50 mg/l et 100 mg/l à l'horizon 2015 sur la base d'un scénario de continuité des façons culturales tel qui a pu être défini par l'équipe de l'INRA Mirecour. Les résultats ont été présentés sous forme d'une cartographie de probabilité calculée pour chaque commune du bassin de la Seine ayant accès à l'aquifère des formations de l'oligocène.

Sur cette base, il est possible d'envisager l'exploitation économique de ces résultats sur la prise en compte des externalités résultantes des pollutions azotées diffuses d'origine agricole. En effet, dans le cas des ressources en eau souterraine, les pollutions en nitrate nuisent à la production d'eau potable au niveau des captages. La présence d'une eau de teneur en nitrates élevée nécessite un traitement de l'eau brute impliquant des surcoûts de production, les contraintes de production s'accroissant en fonction des seuils de concentration. Pour le producteur, différents traitements de l'eau brute, palliatifs ou curatifs, permettent d'obtenir une eau potable. Ces choix peuvent être hiérarchisés selon différents critères physiques, économiques, géographiques et socio-économiques en s'appuyant sur une fonction de coût permettant de dresser les dommages supportés à différentes échelles : région, département, bassin, communes, contribuables. Sur la base de cette évaluation et compte tenu des probabilités de franchissement fournies par les résultats du modèle STICS-MODCOU, on pourra construire un arbre de décision pour guider chaque opérateur communal dans le choix des solutions possibles. Pour ce qui concerne les risques d'eutrophisation et leur impact économique sur la gestion de barrage et sur les activités de loisir, ils peuvent être évalués dans un deuxième temps en appliquant une approche du même type aux résultats du modèle SENEQUE. Une fois le bilan de l'ensemble des coûts dommageables réalisé, l'approche coût-bénéfice peut enfin être utilisée afin de comparer les objectifs de gestion utilisant des mesures curatives ou préventives.

2. Exemple de prédiction de l'impact des nitrates à l'échelle communale. Horizon 2015

Tout exercice de prédiction devant être accompagné d'une évaluation de l'incertitude qui peut lui est associé, il est de pratique courante d'évaluer celle-ci sur la base d'une étude de variabilité statistique des données expérimentales. Partant de l'exploitation des données fournies par le fichier ONQES, une appréciation des performances d'estimation de la concentration en nitrates telle qu'elle peut être faite par le système STICS-MODCOU pour une période de référence, doit permettre d'apprécier la marge d'erreur qu'il est possible d'affecter aux résultats lorsque l'on se projette dans un avenir plus ou moins lointain.

2.1. Tendances statistiques d'évolution des nitrates dans les captages du bassin de la Seine de 1975 à 1988

Le Ministère de l'Environnement a décidé en 1984, la création d'un Observatoire National de la Qualité des Eaux Souterraines (ONQES) dont il a confié la maîtrise d'oeuvre au Service Géologique National au sein du Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM). C'est un fichier composite de nombreuses sources différentes de données aux échelles locales, régionales ou de bassins tout entiers. Il traite essentiellement des données de la qualité des eaux souterraines brutes. A l'origine de son projet de banque de données, l'Agence de Bassin Seine-Normandie (AESN) a choisi l'organisation du fichier ONQES comme base de référence.

Sur le bassin de la Seine, la base de données ONQES comporte environ 6000 points de mesure s'étendant sur une période allant de 1972 à 1995. Mais, compte tenu des interruptions d'observation et de la relative pauvreté des fichiers après 1990, l'étude portant sur l'évolution globale des nitrates sur l'ensemble du bassin a été conduite sur la période 1975-1988 pour un ensemble relativement homogène de 4442 points de captage. L'évolution de la médiane et des deux premiers quartiles de la distribution statistique des concentrations en nitrates montre (Figure 1) une augmentation régulière remarquablement continue et quasi-linéaire des trois indices. L'augmentation constatée pour la médiane est d'environ 0,64 mg/l. Son estimation est tirée de sa droite de régression calculée en fonction du temps. On remarque que l'écart type de la distribution est d'environ 10 mg/l quelle que soit l'année d'observation.

Onques - 1974 à 1988 - Stations 1 à 4442

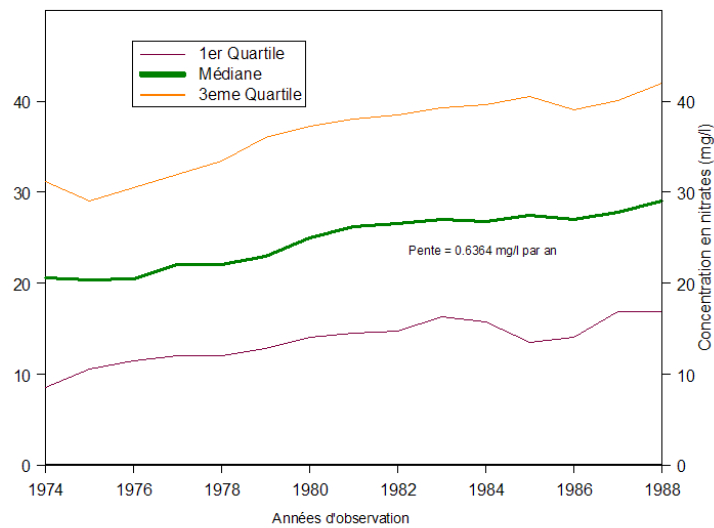


Figure 1: Evolution constatée des concentrations en nitrates dans les captages sur l'ensemble du bassin de la Seine, tous aquifères confondus (données ONQES)

Cette évolution statistique globale ne peut bien entendu témoigner avec fidélité des variations de tel ou tel captage particulier, mais il peut être intéressant de la confronter avec les données couramment publiées dans la littérature et notamment celles illustrées dans Meybeck et al, 1998. On peut en particulier constater que les captages reconnus (Figure 2) présentent des niveaux de concentrations notoirement supérieurs à ceux de la médiane de la population. Cependant le rythme d'accroissement des nitrates pour les captages des aquifères des calcaires de Champigny s'apparente à celui constaté pour l'ensemble des captages du bassin, tous aquifères confondus.

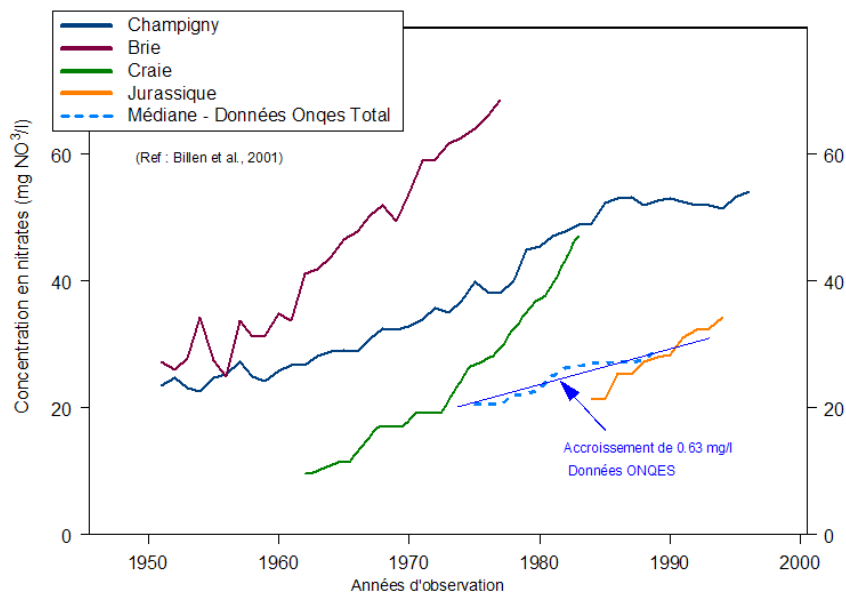


Figure 2: Comparaison de l'évolution constatée des concentrations en nitrates dans les captages pour l'ensemble du bassin de la Seine avec quelques suivis caractéristiques des aquifères principaux (Billen et al, 2001)

2.2. Etude des écarts d'estimation du modèle STICS-MODCOU après calage

La méthode de calage employée (Monget et al, 2004) pour synchroniser la simulation STICS-MODCOU avec la séquence des mesures tirées des données Onqes est basée sur un recalage d'histogramme utilisant le test du Chi2. Bien que la distribution statistique des concentrations tirée des résultats de STICS-MODCOU pourrait en principe être utilisée pour évaluer la probabilité d'apparition de telle ou telle concentration dans un forage AEP particulier, cette statistique a pour inconvénient d'ignorer toute forme d'information géolocalisée. Elle traite en effet des points de mesure en ignorant leur localisation.

Pour retrouver une statistique plus réaliste, il est préférable de se baser sur les écarts existant point à point entre mesures de terrain, ici les données Onqes, et mesure simulée. Ces écarts ont été calculés pour chaque forage entre la moyenne annuelle des concentrations mesurées et la valeur moyenne simulée telle qu'elle est affectée par STICS-MODCOU à la cellule du modèle contenant le forage. Cette statistique des écarts a été calculée (Figure 3) pour les forages appartenant aux aquifères de l'oligocène. Elle révèle une distribution de forme quasi-gaussienne avec un écart type d'environ 30 mg/l.

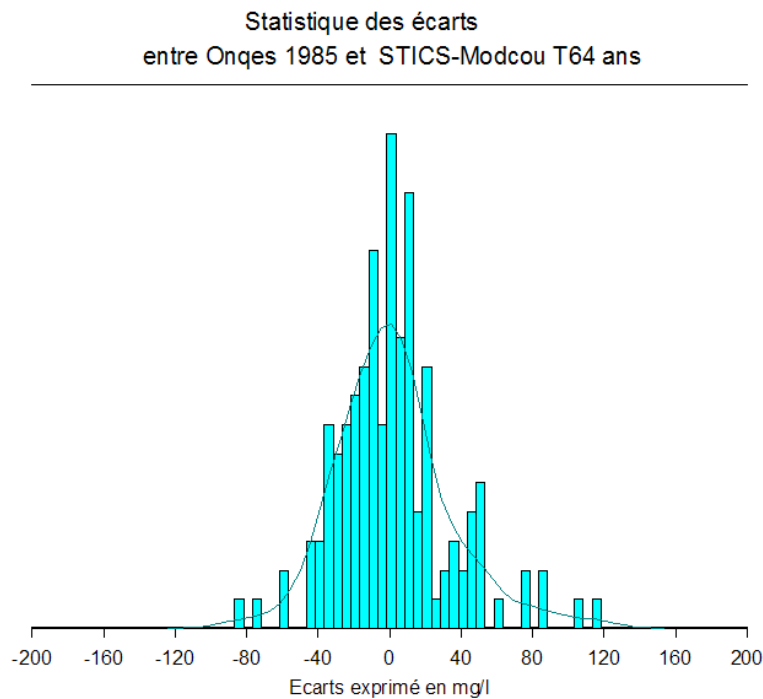


Figure 3: Histogramme des écarts existants entre valeurs mesurées pour l'année 1985 et valeurs simulées par STICS-MODCOU au droit des forages.

2.3. Premiers essais d'estimation de l'état des concentrations en nitrates dans les nappes à l'horizon 2015

Compte tenu du fait que le modèle STICS-MODCOU a été calé sur l'année 1985 avec un taux d'augmentation proche de celui constaté dans les données Onqes (Figure 4), il est possible de l'utiliser pour explorer les conséquences d'une hypothèse de maintien du taux d'augmentation des nitrates se confirmant ainsi à un scénario de maintien sans changement des façons culturales.

Comparaison entre les résultats du modèle STICS-MODCOU calé et les données Onqes
Médianes calculées sur l'Oligocène

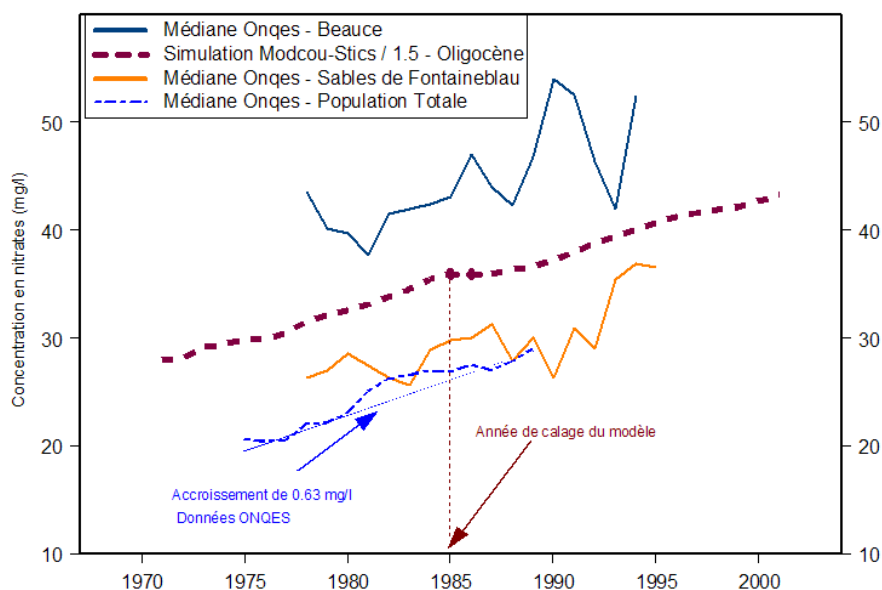


Figure 4: Conditions de calage du modèle STICS-MODCOU sur les mesures de 1985 pour l'oligocène du bassin de la Seine.

Partant de ces acquis nous avons procédé à un premier essai de projection à l'horizon 1985 (Figure 5). La méthode utilisée effectue une exploitation combinée des mesures effectuées dans les forages existants et des valeurs simulées pour ce qui concerne les cellules du modèle pour lesquelles aucun forage n'existe en 1985. Pour les communes contenant des forages existant en 1985, un modèle simple de croissance linéaire avec un taux de 0,64 mg/l a été appliqué. Ceci correspond aux statistiques d'accroissement mesurées de 1975 à 1988. Pour les autres communes, on a utilisé les valeurs extrapolées fournies par le modèle STICS-MODCOU pour chacune de ses cellules.

Mais le type de cartographie ne donne aucune appréciation du degré de confiance pouvant être accordée à telle ou telle valeur par commune. Ceci en réduit l'application aux problèmes de décision en matière socio-économique. Pour obtenir un résultat plus utilisable, il est possible d'utiliser les distributions statistiques des valeurs mesurées et des écarts. Dans un premier temps nous avons fait une hypothèse simplificatrice consistant à modéliser le niveau d'incertitude par une loi de Gauss ayant respectivement un écart-type de 10 mg/l pour les valeurs extrapolées des forages existant et un écart-type de 30 mg/l pour les valeurs estimées en utilisant STIC-MODCOU.

Ceci permet de dresser (Figures 6 à 8) des cartes de probabilité de franchissement des niveaux caractéristiques de la gestion des nitrates présents dans les AEP. On obtient alors un indice directement exploitable dans la planification de la gestion communale des forages.

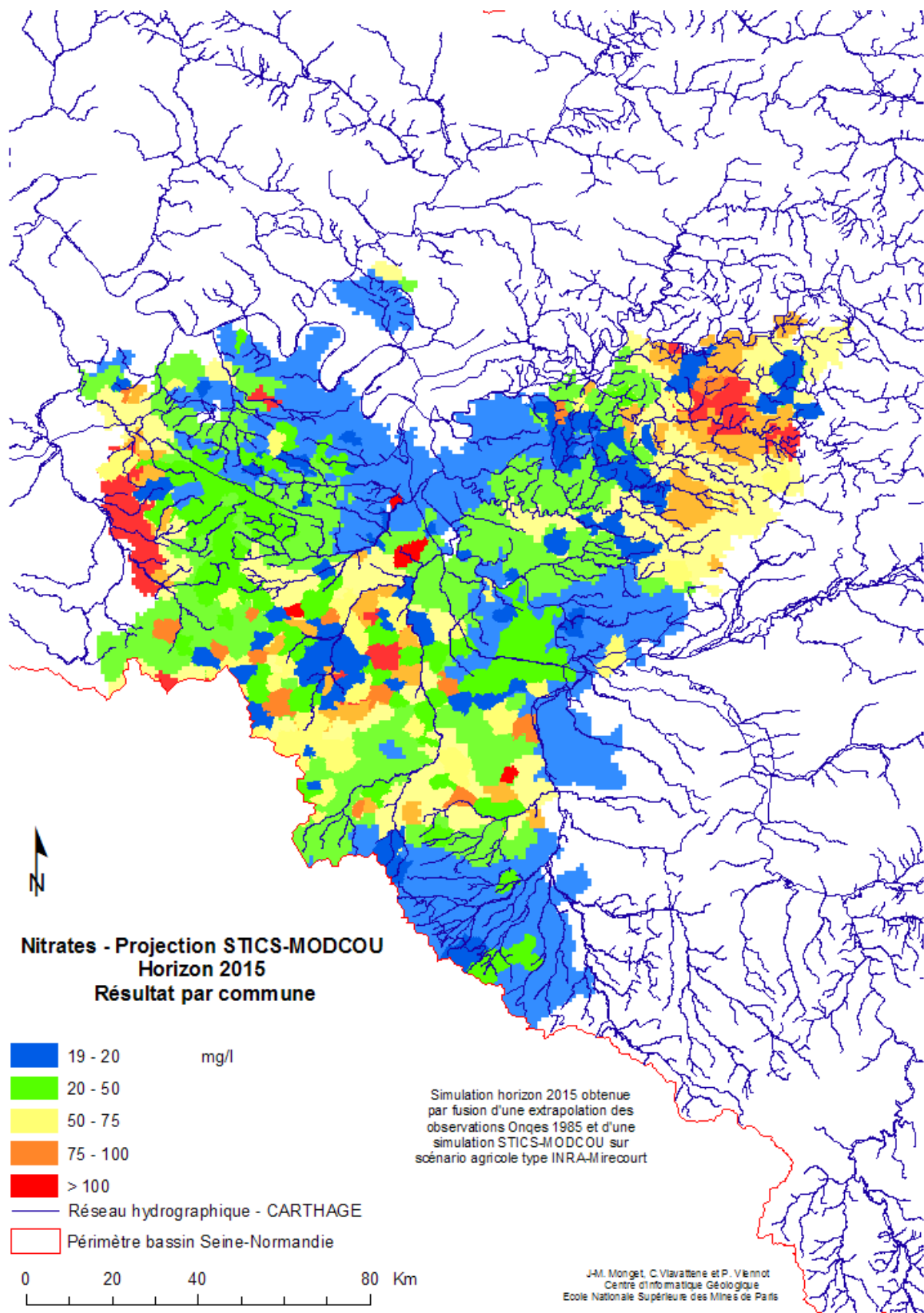


Figure 5: Projection des concentrations en nitrates dans les nappes à l'horizon 2015 pour un scénario dit de « laissé faire »

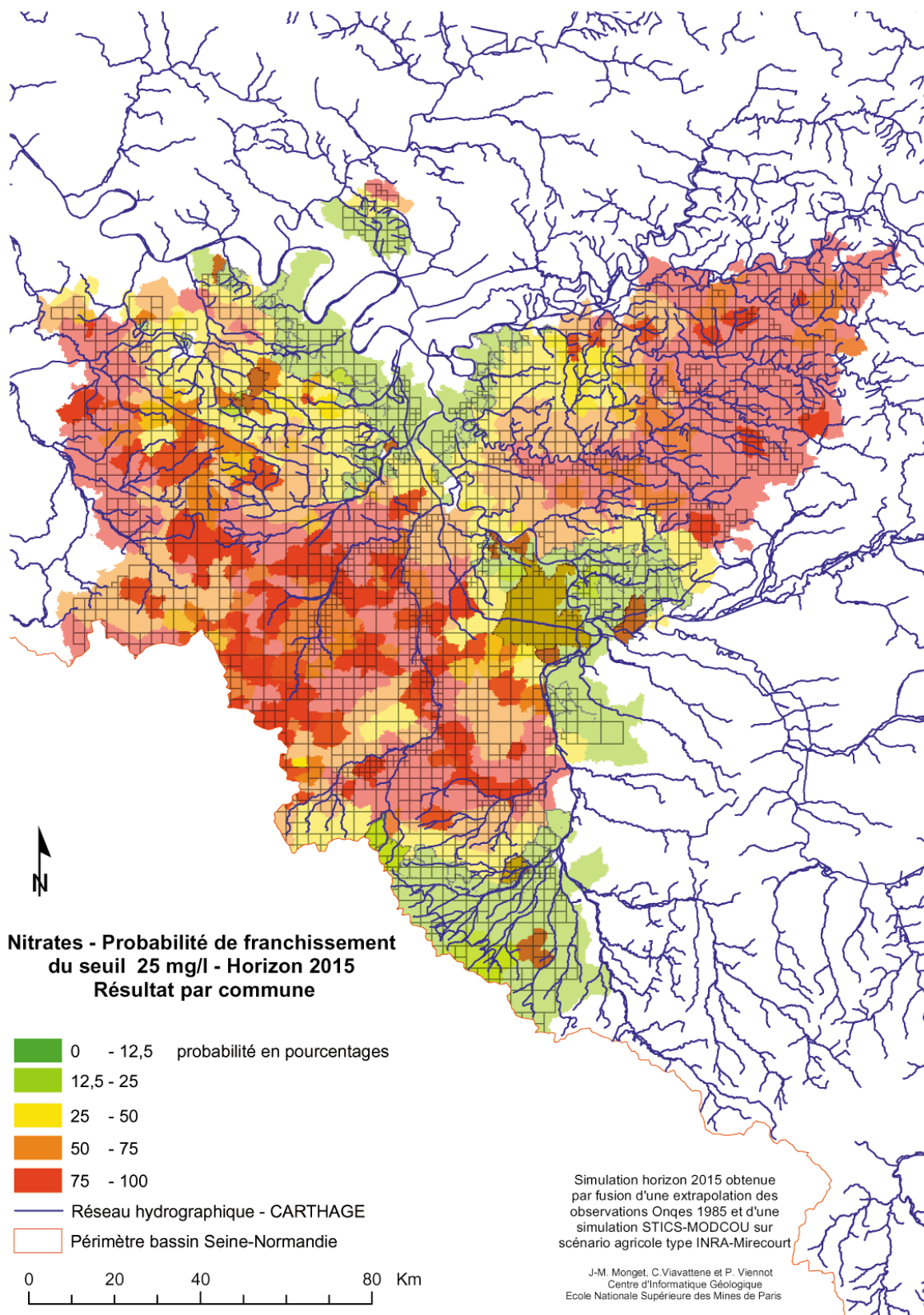


Figure 6: Carte de probabilité de franchissement du seuil de nitrates de 25 mg/l dans les nappes à l'horizon 2015 pour un scénario dit de « laissé faire »

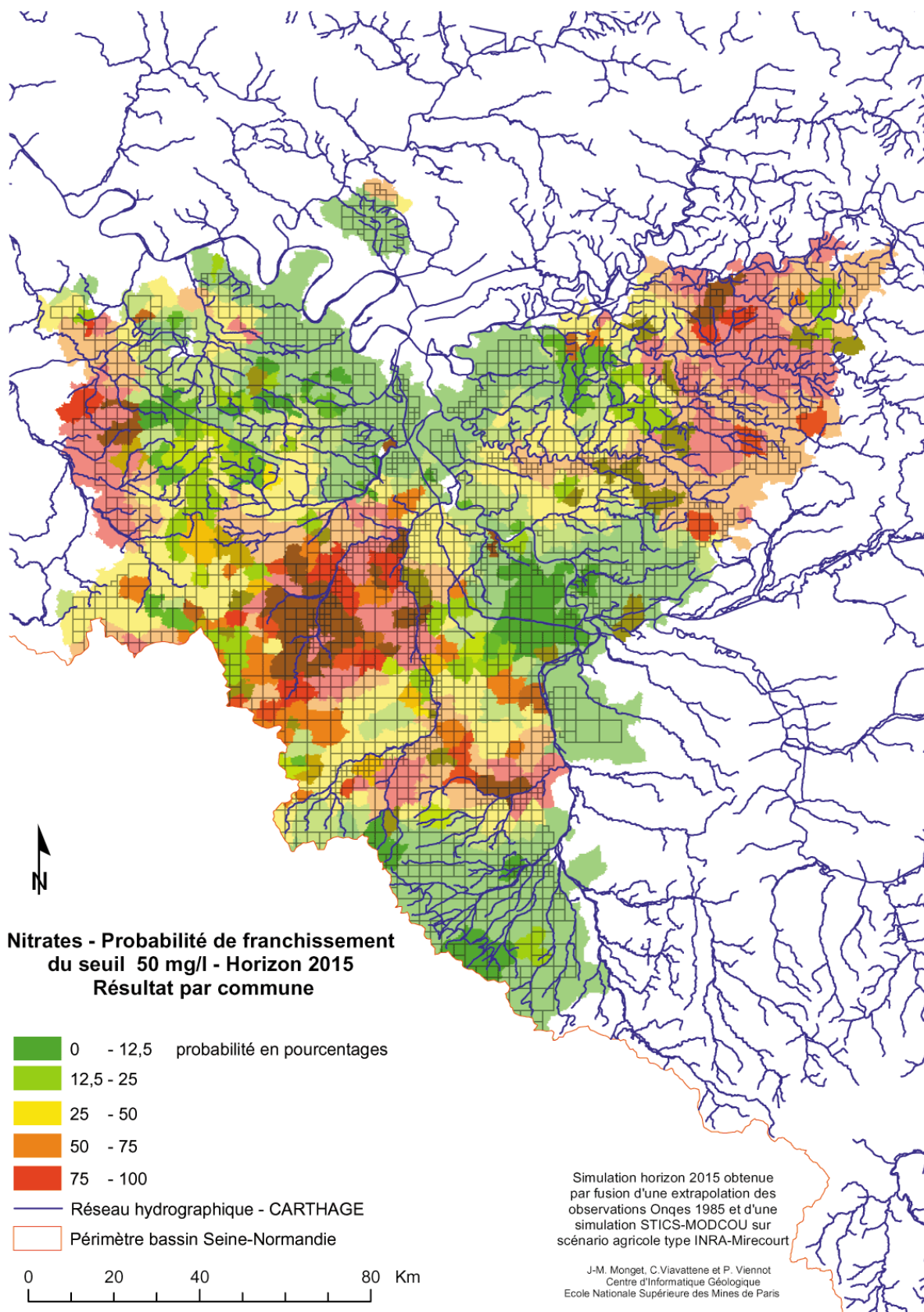


Figure 7: Carte de probabilité de franchissement du seuil de nitrates de 50 mg/l dans les nappes à l'horizon 2015 pour un scénario dit de « laissé faire »

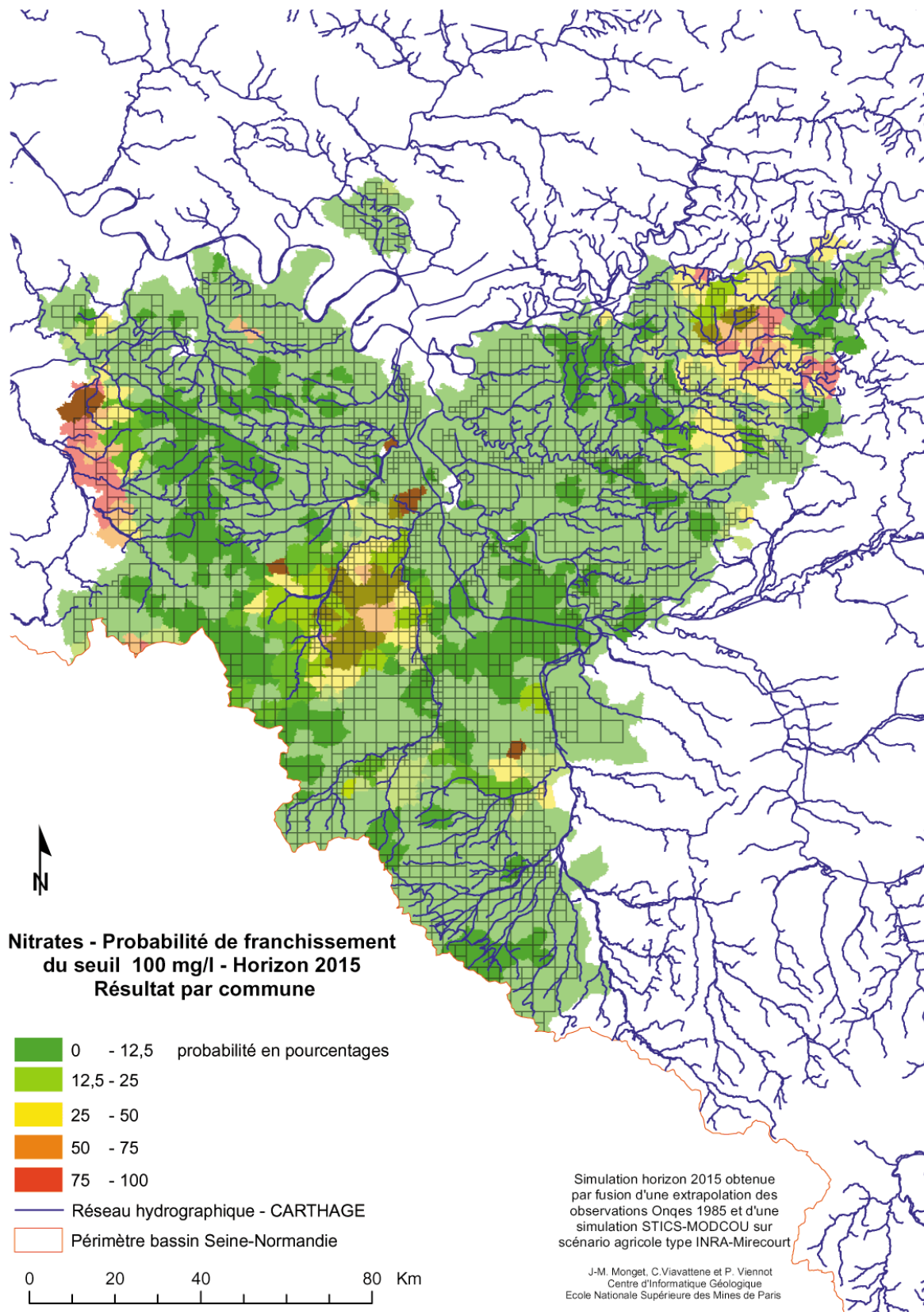


Figure 8: Carte de probabilité de franchissement du seuil de nitrates de 100 mg/l dans les nappes à l'horizon 2015 pour un scénario dit de « laissé faire »

3. Contexte institutionnel relatif au contrôle de la pollution par les nitrates

La Directive Cadre sur l'Eau (Directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000) instaure des obligations fortes en ce qui concerne la connaissance, la surveillance, la préservation ou la reconquête générale de la qualité des eaux quels que soient les usages aux quels ces eaux sont destinées (Villey-Desmeserets, 2001). Elle impose une gestion à long terme de la ressource en eau dont l'objectif environnemental est d'atteindre un bon état qualitatif et quantitatif des eaux de surface, des eaux littorales et des eaux souterraines à l'horizon 2015. Seules des dérogations temporaires sont autorisées si des justifications économiques ou physiques satisfaisantes sont apportées. Pour la mise en place de cette gestion la Directive propose un calendrier strict aux décideurs:

- 2004: État des lieux actuel et à l'horizon 2015 des ressources en eau
- 2006: Préparation d'un plan de gestion et consultation auprès du public
- 2009: Définition du plan de gestion final
- 2010: Mise en œuvre du programme de mesures

De plus la Directive demande aux gestionnaires d'intégrer l'économie dans leur processus de décision pour obtenir une politique efficace, incitative et économiquement viable en prônant:

- L'application des principes économiques (pollueur payeur)
- L'utilisation d'approche et d'analyse économique
- L'utilisation d'instruments économiques pour la mise en place des mesures

En parallèle de la Directive Cadre sur l'Eau, des guides méthodologiques ont été rédigés pour aider les décideurs à appliquer cette nouvelle Directive. L'un de ces guides : « *Economics and the environment: The implementation challenge of the Water Framework Directive, A guidance document* », produit par le groupe WATECO (Water Economics), concerne l'intégration de l'économie dans la gestion et la politique de l'eau. L'un des volets propose une ligne de conduite pour mettre en œuvre l'analyse économique dans le processus de décision. Trois grandes étapes marquent cette démarche:

- Caractériser le bassin en terme économique des usages de l'eau, d'évolution de l'offre et la demande en eau, du taux actuel de recouvrement des coûts des services d'eau
- Identifier les masses d'eau ne répondant pas aux objectifs environnementaux de la Directive
- Appuyer le développement de programmes de mesures devant être intégré dans les plans de gestion du bassin à travers une analyse coût-efficacité et en justifiant des dérogations (temps, objectifs) d'un point de vue économique

Le rapport de la commission sur la mise en œuvre de la directive Nitrate (directive 91/676/CEE) (CCE, 2002) rappelle que la directive Nitrate, appliquée en 1992, conserve encore aujourd'hui toute son actualité. Ce rapport insiste entre autre sur la nécessité de créer des modèles fiables et pratiques afin de mieux répondre aux exigences de la directive en matière de prévisions, ainsi que de disposer d'outils permettant de prévoir les effets de mesures économiques ou préventives via une analyse coût-efficacité en comparant les coûts des mesures ou des programmes par rapport à leurs effets ou à leur capacité à diminuer les problèmes d'eau potable ou d'eutrophisation. Ce rapport propose aussi de réaliser ces analyses non seulement à un niveau local mais aussi à un niveau plus général de manière à évaluer, par exemple, la capacité des régions à réduire les rejets de nitrates dans une rivière ou un aquifère donné et les coûts afférents.

Compte tenu du développement récent du modèle régional STICS-MODCOU simulant l'impact des pollutions diffuses azotées d'origine agricole sur les eaux souterraines, l'élaboration d'un outil d'aide à la décision par couplage entre modèles numériques de ressource en eau et analyse

économique a donc été entrepris en réponse à ce contexte politiquement fort sur la problématique nitrate.

4. La problématique nitrate

Dans une démarche de gestion de la ressource en eau, il est tout d'abord fondamental d'analyser le problème mis en cause afin de prendre en compte l'intégralité du système étudié. Pour cela les questions suivantes doivent être posées : Quelles sont les origines de la pollution ? Quelles sont les ressources en eau concernées ? Quelles sont les externalités résultantes de la pollution pour les différents usagers et pour l'environnement ?

4.1. Origines des pollutions en nitrate

Les pollutions en nitrate sont essentiellement d'origine agricole résultantes des apports d'engrais azotés. Ces apports peuvent se faire soit directement sous forme de nitrates, soit sous forme d'ammoniac ou d'urée, lesquels se transformeront dans le sol en nitrates (Miquel, 2003) et contamineront les nappes souterraines. Dans le cas des sols cultivés, les fuites d'azote les plus importantes se produisent pendant la période où le sol est laissé nu après la récolte (septembre à mai). Le temps de réponse à cette pollution est très variable et souvent long (quelques années à quelques dizaines d'années) (Meybeck, 1998). Les nitrates peuvent contaminer directement ou indirectement les rivières. Les apports indirects se font par les apports en eau des nappes aux rivières. Les apports directs résultent quant à eux du lessivage des nitrates agricoles, particulièrement en hiver et à la suite d'orages importants peu après les épandages d'engrais, si le ruissellement (ou l'évacuation par les drains) apporte directement aux ruisseaux et rivières les eaux chargées en nitrates sans passer par les nappes (Miquel G., 2003). Mais les activités agricoles ne sont pas les seules sources de pollution en nitrate bien que dominantes.

Dans le cas des eaux superficielles, il existe aussi des cas de pollutions ponctuelles issues des stations d'épurations (STEP) et de certaines industries (engrais, agroalimentaires, usine de retraitement type La Hague). Ainsi dans la Seine, à l'arrivée dans l'estuaire, les travaux du Piren-Seine estiment que 70% des nitrates sont d'origine agricole et 30% d'origine urbaine (Miquel, 2003). Dans l'état des lieux du district hydrographique de la Seine et des côtiers normands (AESN-DIREN, 2003), le bilan des flux de nitrates sur le bassin de la Seine-Normandie est exprimé par le tableau suivant :

Tableau 1 : Bilan des flux de nitrate sur le district (AESN-DIREN, 2003).

Origines	Flux nitrates (T/J)	Pourcentage (%)
Epuration des collectivités	14.5	2.6
ANC	2	0.3
Epuration industrielle autonome	14.4	2.6
Agriculture	524	94.5

Dans de nombreuses stations d'épurations, une série d'étapes successives permettent le traitement des eaux usées : prétraitement (élimination des polluants dits grossiers), traitement primaire (élimination de la fraction décantée : MES) et traitement secondaire généralement biologique. Durant cette dernière étape, la matière organique est principalement dégradée générant les boues d'épuration. Du fait de ce traitement, les stations d'épurations rejettent de l'azote majoritairement sous forme d'ammonium et de phosphore, hormis pour les stations d'épurations à boues activées (souvent le cas pour les stations de petites et moyennes tailles) dont une bonne part de leur charge azotée est nitrifiée au cours du processus de traitement biologique secondaire. Les rejets en nitrate depuis les STEP sont de faits considérés comme négligeable. Les rejets en azote réduit et en phosphore conduisent néanmoins à des problèmes d'eutrophisation et d'anoxie dans les rivières. Aussi un traitement tertiaire peut-il être mis en place pour éliminer ce type de rejet. Pour obtenir une nitrification totale des effluents traités, on a recours à un traitement tertiaire par filtration sur sable servant de support à une

flore nitrifiante active (cas d'Achères). Pour compléter, ce processus, une dénitrification sous condition d'anaérobiose (production de N₂) est possible afin de limiter les apports ponctuels en nitrates. Dans la station de Valenton, ce traitement de dénitrification est pratiqué réduisant ainsi de 50% les nitrates rejetés. Pour garantir un meilleur rendement d'élimination, l'adjonction d'un substrat organique lors d'un traitement tertiaire (souvent sous forme d'éthanol) est nécessaire accroissant néanmoins considérablement les coûts d'exploitation (Meybeck, 1998).

4.2. Impacts de la pollution en nitrate

4.2.1 Risque pour l'eau potable

Les eaux souterraines en France sont exploitées pour subvenir à l'alimentation en eau potable des populations. Or les eaux de consommation sont actuellement fixées à un seuil limite de concentration en nitrate de 50 mg/L (vers un seuil probable de 25 mg/L) et doivent donc en cas de dépassement du seuil être traitée. Ce seuil est remis en cause car vraisemblablement trop contraignant compte tenu des réels risques. Néanmoins les nitrates sont soumis à un tel enjeu médiatique et politique qu'il est nécessaire à ce titre de s'en tenir à cette norme (Miquel, 2003). Les eaux de prélèvements destinées au processus de production de certaines industries comme l'agroalimentaire sont aussi soumises à des normes. Les normes relatives à la consommation sont indiquées dans le tableau qui suit.

Tableau 2 : Limite de concentration en nitrates de l'eau destinée à la consommation en eau potable (source : site Internet AESN).

Limites impératives de qualité des EAUX BRUTES POUR LA PRODUCTION D'EAU POTABLE		Limites impératives de qualité des EAUX DESTINEES A LA CONSOMMATION HUMAINE
NO ₃ eau superficielles.	50 mg/l <i>Impératif</i>	50 mg/l
Traitement A1 (physique simple et désinfection)	25 mg/l <i>A1 guide</i>	
NO ₃ eaux souterraines	100 mg/l	50 mg/l

On notera que la catégorie A1 fait appel à un traitement de potabilisation. On dénote généralement trois traitements de potabilisation appliqués aux eaux brutes, du plus simple au plus poussé, respectivement : A1 (traitement physique simple et désinfection), A2 (traitement physique et chimique normal avec désinfection) et A3 (traitement physique et chimique poussé avec affinage et désinfection).

Pour apporter une précision sur ces limites, notons que les eaux brutes sont considérées comme non conformes si les valeurs observées sont supérieures aux valeurs réglementées dans 5% des échantillons et que les eaux distribuées sont non conformes lorsque les limites des références de qualité sont dépassées, même une fois (Miquel, 2003). Concernant les traitements, deux procédés sont utilisés pour éliminer les nitrates : les "résines" permettant de remplacer les nitrates par des carbonates et des chlorures ou l'utilisation de bactéries transformant les nitrates en azote gazeux ; ces bactéries sont fixées sur un support servant également de filtre (<http://www.eau-rhin-meuse.fr/patrimoine/alimeau/alim03.htm>).

A l'échelle du bassin de la Seine, un peu plus de 40 % des besoins en eau potable sont issus de prélèvements en eau superficielle. Ces prélèvements concernent essentiellement Paris et sa périphérie ainsi que les zones de socles (Basse-Normandie, Morvan). On dénombre environs 5000 captages en eaux souterraines. Les prélèvements de l'année 2001 sont détaillés dans le tableau suivant (AESN-DIREN, 2003) :

Tableau 3 : Prélèvements en millions de m³ en 2001 (AESN-DIREN, 2003).

		Collectivités locales	Industries	Centrales thermiques	Irrigation*
En million de m ³	Eau de surface	788	491	537	7
	Eau souterraine	911	208	0	88
En pourcentage du total prélevé	Eau de surface	26	16,3	17,7	0,2
	Eau souterraine	30	6,9	0	2,9

* Les prélèvements pour l'irrigation doivent tout de même être relativisés, les agriculteurs prélevant sans réel contrôle leur eau.

4.2.2 Problèmes d'eutrophisation

Le second problème lié à de fortes concentrations en nitrate est l'eutrophisation dans les cours d'eau. L'eutrophisation traduit le développement excessif d'algues microscopiques et de végétaux fixés dans les rivières et en bord de mer pouvant conduire au phénomène de bloom lorsque les eaux sont trop chargées en nutriments (nitrates et phosphates) et que les conditions sont propices à ce développement (surtout printemps été). La mort de ces végétaux provoque une forte augmentation de la teneur en matière organique dans la rivière et, de part sa dégradation, des conditions d'anoxie en aval impropre à la vie des invertébrés et des poissons du milieu. Comme nous venons de le mentionner, ce phénomène est lié à la fois aux concentrations en phosphate et aux nitrates, l'un ou l'autre de ces éléments pouvant constituer le facteur limitant à la croissance. En général, le phosphore est le facteur limitant dans les parties amont des bassins et l'azote devient limitant quand les rejets urbains des grandes villes à l'aval ont saturé la rivière en phosphore. En mer, les nitrates constituent le facteur limitant de l'eutrophisation (Miquel, 2003). L'eutrophisation a des conséquences néfastes sur les activités humaines : sur le tourisme et les activités de loisirs du fait de la dégradation des cours d'eau (gêne visuelle, odorante) mais aussi sur la gestion des réservoirs (eau potable), sur les activités de pêche en raison du phénomène d'anoxie. La lutte contre l'eutrophisation s'est surtout traduite par des mesures de limitation de rejet de phosphate. Il est en effet considéré que des 1 mg/l de nitrates dans les rivières le risque d'eutrophisations existe.

4.3. Bilan

Les nitrates proviennent principalement des activités agricoles et dans une moindre mesure des rejets ponctuels industriels et des STEP. Ce type de pollution touche les captages d'eau potable, les activités de loisirs, la pêche et le tourisme et l'écosystème (Figure 9). L'ensemble des eaux est potentiellement pollué par les nitrates. Aussi une gestion de la pollution en nitrates nécessite une approche complète de l'hydrosystème (eaux souterraines, superficielles et littorales) pour évaluer l'ensemble des impacts issus de cette pollution et obtenir une gestion efficace, coût efficace et certaine de la ressource en eau (Rhur University, Bochum, 2002). En effet, comme le souligne (Le Bars Y., 1998), il faut plier la gestion des eaux souterraines aux contraintes externes liées aux objectifs de gestion durable des eaux de surface dans tous les cas où les eaux de surface et les eaux souterraines sont interdépendantes.

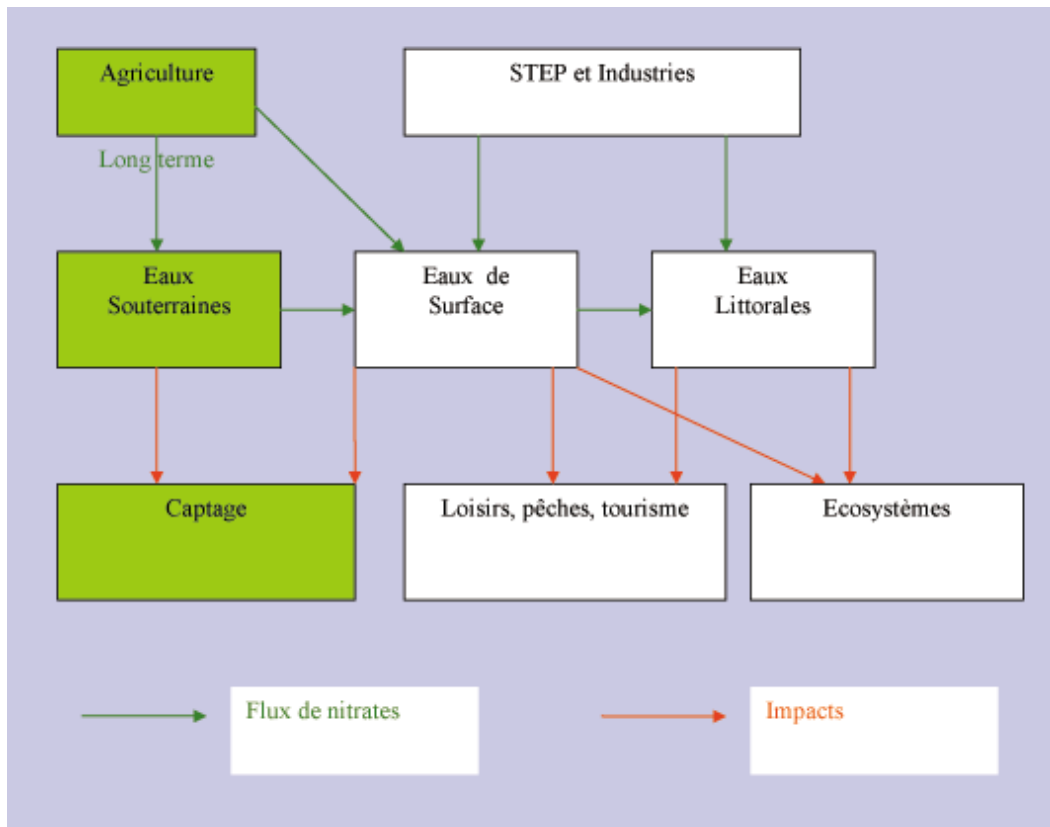


Figure 9: Schéma des flux de la pollution en nitrate dans un bassin

5. Evaluation de l'impact des activités agricoles sur les captages en eau souterraine sous différents scénarios agro-climatiques

Lors de cette première année de travail, notre réflexion s'est portée sur l'élaboration d'une méthode pour mener une analyse des coûts résultants de la contamination des ressources en eau souterraine par les pollutions azotées diffuses d'origine agricole (élément vert de la figure 9 précédente). Le modèle STICS-MODCOU sera utilisé pour évaluer l'évolution à long-terme de l'impact des activités agricoles sur cette ressource en eau. Après une rapide présentation du modèle en nous limitant aux données d'entrées et de sorties, nous aborderons les différentes simulations qui seront entreprises et le lien potentiel entre les sorties modèles et l'analyse économique.

5.1. Présentation générale du modèle physique STICS-MODCOU

Le modèle STICS-MODCOU (Figure 10) est un modèle intégré capable de simuler les transferts d'azote depuis les sols jusqu'aux eaux de surface, en tenant compte de l'inertie conférée par les temps de résidence parfois très longs de l'azote dans les sols et les aquifères. Trois modules existants sont associés : le modèle agronomique STICS (simulation des flux de nitrates à la base de la zone racinaire), le modèle hydrologique couplé MODCOU (simulation des écoulements superficiels et souterrains), et le modèle hydrogéologique NEWSAM (simulation du transport d'éléments en solution dans le domaine souterrain) (Gomez, 2002).

Quatre types de données d'entrées sont nécessaires au fonctionnement du modèle STICS : des données climatiques au temps journalier (Rayonnement global, ETP, T_{min}, T_{max}, Précipitation), des données « sols », des paramètres « culture » et des données « techniques culturales ». Les paramètres « culture » et « techniques culturales » sont les paramètres sur lesquels nous pourrions faire jouer les scénarios. Les données « sols » peuvent être considérées comme invariantes à l'échelle de travail.

Les données climatiques offrent par contre une certaine variabilité qu'il nous faudra analyser pour estimer l'incertitude sur les résultats de l'ensemble du modèle. En sortie du modèle, les résultats obtenus sont les rendements, le bilan azoté par culture et le flux d'eau et de nitrate à la base de sortie du sol à l'échelle de la PRA (Petite Région Agricole).

Les données d'entrée du modèle MODCOU-NEWSAM sont des données climatiques journalières (maillage régulier de 8 km.), des données « sol » et des données Occupation du Sol (Corine Land Cover). Comme précédemment, les données « sol » peuvent être considérées comme invariantes et les données climatiques très variables nécessitant une étude d'incertitude sur le modèle. Les données Occupation du Sol peuvent quant à elle varier selon l'évolution du territoire, les questions suivantes peuvent donc être posées : Cette évolution est-elle visible à notre échelle de travail ? Si oui affecte-t-elle les résultats de la modélisation ? En sortie du modèle, les concentrations en nitrates sont fournies par maille (1 à 8 km.) sur trois couches aquifères oligocène, éocène, craie.

5.2. Les scénarios agro-climatiques

Les scénarios agro-climatiques ont pour but de décrire des images futures possibles de l'usage agricole du bassin de la Seine. Ils définissent les intrants du modèle STICS-MODCOU. Dans le cadre du programme GICC Seine « Influence du changement climatique sur le fonctionnement hydrologique et biogéochimique de la Seine », six scénarios agricoles prospectifs spatialisés à l'horizon 2050 ont été élaborés. Ces scénarios représentent différentes orientations possibles de l'agriculture du bassin : agriculture de masse raisonnée, cultures de masse et agriculture de conservation, diversification et agriculture raisonnée, diversification et infrastructure écologique, agriculture biologique raisonnée, agriculture biologique et infrastructure écologique. Les données fournies concernent l'évolution des modes d'occupation du sol (assolement et successions de cultures) et des séquences techniques associées (Poux, 2002). Pour chacun des scénarios, le bassin de la Seine est divisé en 12 zones agricoles (Figure 11) correspondant aux regroupements des 150 PRA (Petites régions agricoles).

Un croisement avec les scénarios des changements climatiques est aussi en cours pour estimer l'impact du climat sur les images précédemment citées (Action 5.2.3. Viabilité des scénarios agricoles sous changement climatique Participants : B. Mary, S. Lebonvallet (INRA Laon), N. Brisson (INRA Avignon), en collaboration avec l'INRA Mirecourt et le CIG/ENSMP). Les scénarios seront traduits spatialement en terme physique sur les 12 zonages précédemment cités pour alimenter le modèle STICS.

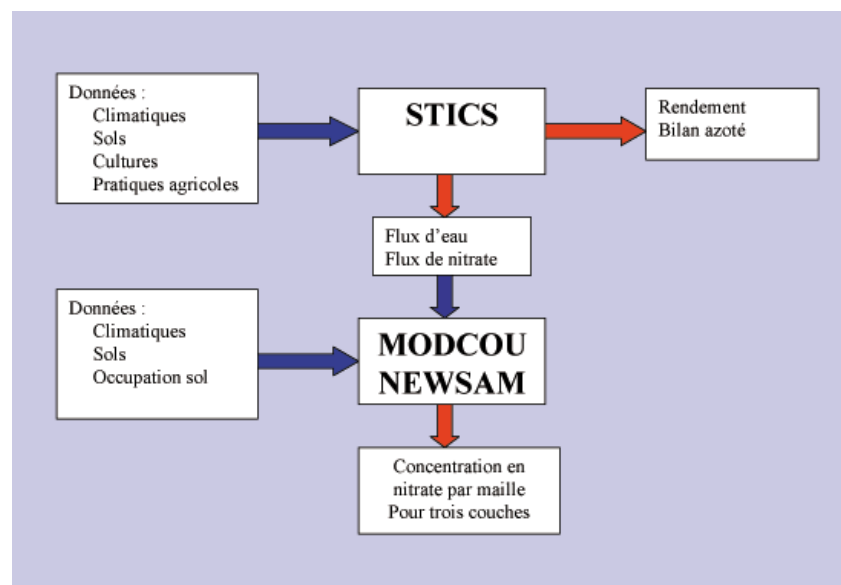


Figure 10: Présentation générale du Modèle physique STICS-MODCOU

5.3. Contamination des nappes souterraines et impacts sur les captages d'eau potable

5.3.1 Démarche

Une fois les intrants calculés par STICS sous forme de flux sous-racinaires pour un scénario agroclimatique donné, le modèle MODCOU-NEWSAM permet de simuler l'évolution de la concentration en nitrates dans la ressource en eau souterraine. Les résultats spatialisés sont fournis par maille kilométrique. Ces résultats peuvent être intégrés à l'échelle des masses d'eau souterraines pour évaluer l'état qualitatif de la ressource conformément aux demandes de la Directive Cadre sur l'Eau mais ne nous permettent pas d'évaluer les externalités résultantes de la pollution potentielle et de mener l'analyse socio-économique.

Dans son étude conceptuelle sur la mesure des bénéfices d'une protection des eaux souterraines, Raucher, 1983, définit que techniquement le bénéfice net d'une activité de protection de l'eau souterraine correspond aux bénéfices sociaux attendus moins les coûts de mise en place de la stratégie de la protection. Les bénéfices de la protection correspondent aux dommages évités qui seraient associés à la contamination attendue sans protection : ces dommages égalent la somme des coûts de réponse à la contamination (si elle est détectée) et des coûts résultant de l'utilisation d'une eau contaminée. Les externalités concernent en effet essentiellement les captages en eau potable dont l'objectif est de fournir une eau de qualité destinée à la consommation humaine. La présence d'une eau polluée, induit des surcoûts de production entraînant une hausse du prix de l'eau payée par le consommateur. Ce sont ces différents coûts qui devront être déterminés dans notre analyse.

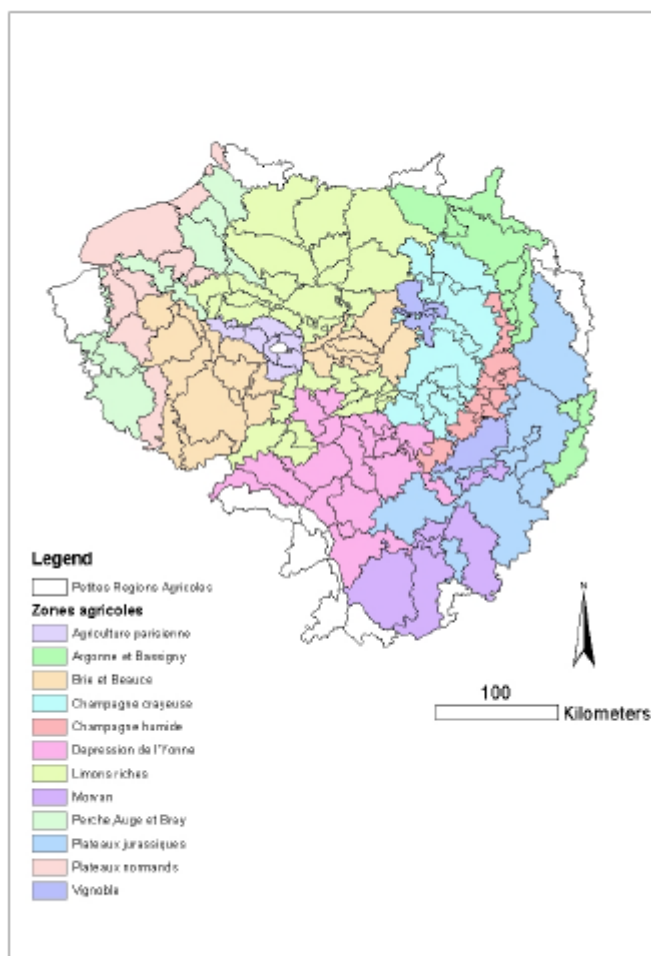


Figure 11: Découpage des zones agricoles et des PRA sur le bassin de la Seine

Les travaux de Yadav, 1998 ont repris cette démarche pour évaluer par une analyse coût-bénéfices de l'implantation des mesures de gestion de pratiques agricoles pour contrôler la contamination en nitrates des eaux souterraines. Les bénéfices sont calculés aux points de prélèvements d'eau potable. En cas de contamination c'est à dire sans stratégie de protection, deux options existent : l'eau est traitée (deux modes possibles) ou elle ne l'est pas mais est fournie par d'autres moyens : bouteilles, construction de puits ou forage plus profond des puits existants. Trois types de scénarios sont construits pour estimer les bénéfices. Ces scénarios consistent en une dégradation plus ou moins importantes des puits avec des options quant aux réponses apportées aux puits pollués.

Suivant cet exemple, nous exploiterons les résultats du modèle afin d'évaluer l'état de la ressource en eau brute de chaque captage d'eau potable sous les différents scénarios agro-climatiques soumis ou non à une politique de protection de la ressource. Il nous reste donc à définir les solutions envisagées dans le cas d'une concentration trop élevée en nitrates afin de construire un arbre de décision.

5.3.2 Actions alternatives

La production d'eau potable depuis les eaux souterraines n'impose pas la mise en place de traitement de l'eau brute obligatoire contrairement à l'exploitation des eaux de surface. Néanmoins les risques de pollution existent et nécessitent dans le cas de pollution avérée des opérations de la part des producteurs pour rendre l'eau brute potable. Dans le cas des nitrates, la réglementation impose aux producteurs la mise en place de traitement en fonction des seuils de concentration rappelés par les recommandations du SEQ-eau (Agences de l'eau, 2002) tel qu'il est indiqué dans le tableau qui suit.

Tableau 4 : Seuil de concentration en nitrate pour les AEP.

Classe	Bleu	Vert	Jaune	Rouge
Définition	Qualité optimale pour être consommée	Qualité acceptable pour être consommée mais pouvant, le cas échéant, faire l'objet d'un traitement de désinfection	Non potable nécessitant un traitement de potabilisation	Inapte à la consommation
Nitrates (mg/L)	< 25	< 50	< 100	>= 100

Sur la base de ces seuils, nous pouvons construire un arbre de décision visant à établir les choix possibles de gestion du producteur dans le cas d'une contamination du point de captage. La décision revient aux unités de distribution ou UDI (Figure 12). L'unité de distribution (UDI) correspond à un secteur de distribution géré par un même exploitant et appartenant à la même entité administrative (commune ou groupement de communes) (Miquel, 2003). Différentes options dites solutions alternatives peuvent être prises par le décideur. Le rapport de Ratel M.-O., 2007 fait le point sur les différentes mesures alternatives :

Maintient du point d'eau :

- traitement de dénitrification biologique (dénitrification hétérotrophe ou autotrophe) ou physico-chimique (échanges d'ions, procédés membranaires)
- point d'eau par dilution via un approfondissement du forage, une interconnexion avec d'autres captages, l'installation de recharge de nappe

Abandon du point d'eau :

- Interconnexion avec une UDI voisine (Unité de Distribution)
- Recherche d'un autre point d'eau : programme de recherche (forage d'essai), alimentation à partir d'eaux de surface, d'eaux souterraines, puits existants non utilisés

Nous avons repris ces différentes options pour construire un arbre de décision (Figure 13). Des critères de choix physiques, économiques, géographiques et socio-économiques seront recherchés par la suite pour ordonner ces solutions en terme de probabilité de prise de décision dans le cas d'une pollution déterminée par le modèle STICS-MODCOU à un temps donné et évaluer les dommages supportés par les unités de distribution (UDI). Les dommages seront calculés suivant une fonction coût intégrant les coûts d'investissements, d'opérations et de maintenance. Les dommages de l'ensemble des captages concernés devront donc être sommés par UDI puis le surcoût par habitant déduit. Pour réaliser ce calcul, certaines informations résulteront des données de l'inventaire communal 1998 de l'INSEE.

A ce stade, on peut donc estimer les dommages résultants des activités agricoles soumis aux scénarios agro-climatiques sans mesure de protection de la ressource.

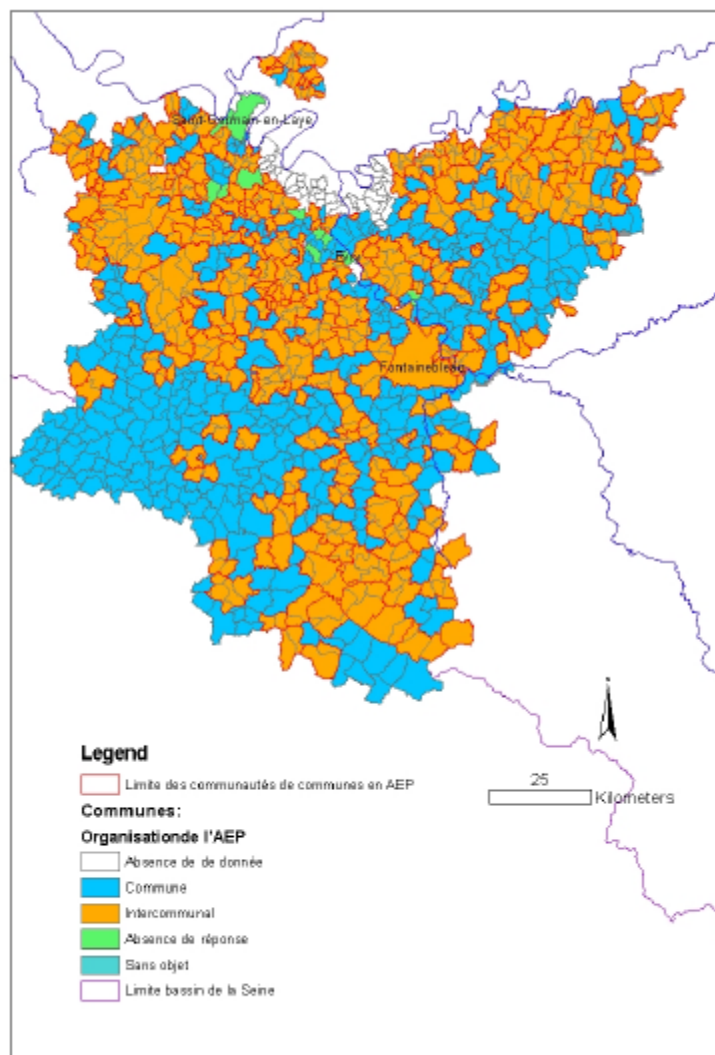


Figure 12: Les UDI présent sur l'aquifère oligocène du bassin de la Seine (source : INSEE).

5.3.3 Prise en compte des actions préventives : le génie environnemental

Pour réduire ou éliminer les effets de pollution des nappes, une autre voie possible est d'agir sur les apports externes qui engendrent cette pollution afin de l'éviter ou d'en limiter le niveau. Ce sont les actions préventives issues du génie environnemental. Plusieurs niveaux d'action peuvent être entrepris. La lutte préventive peut en effet résulter d'action nationale de type réglementaire (obligation de périmètre de protection, zones vulnérables), économique (taxes sur les engrais) ou incitative (Fertimieux), d'action régionale ou départementale mais aussi d'actions locales entre UDI et agriculteur ou de sanctuarisation de la part des UDI. Leur inventaire, leur coût et leur possibilité d'application nécessaires à leur prise en compte dans notre étude seront menés dès cette année. Contrairement aux actions alternatives, les actions préventives devront être intégrées par la suite dans le modèle pour prendre en compte les changements attendus dans l'évolution des concentrations en nitrate, les modalités de leur intégration restant à définir selon l'échelle de ces actions. Ces actions constitueront la politique de protection de la ressource en eau.

Une fois cette intégration réalisée suivant le modèle opérationnel de simulation (Figure 14), les coûts résultants des actions préventives pour les agriculteurs (surcoût de travail, perte éventuelle de rendement) et pour leur mise en place (information, suivi, contrôle) devront être calculés et l'analyse coût-bénéfice d'une protection de la ressource en eau souterraine pourra être entreprise.

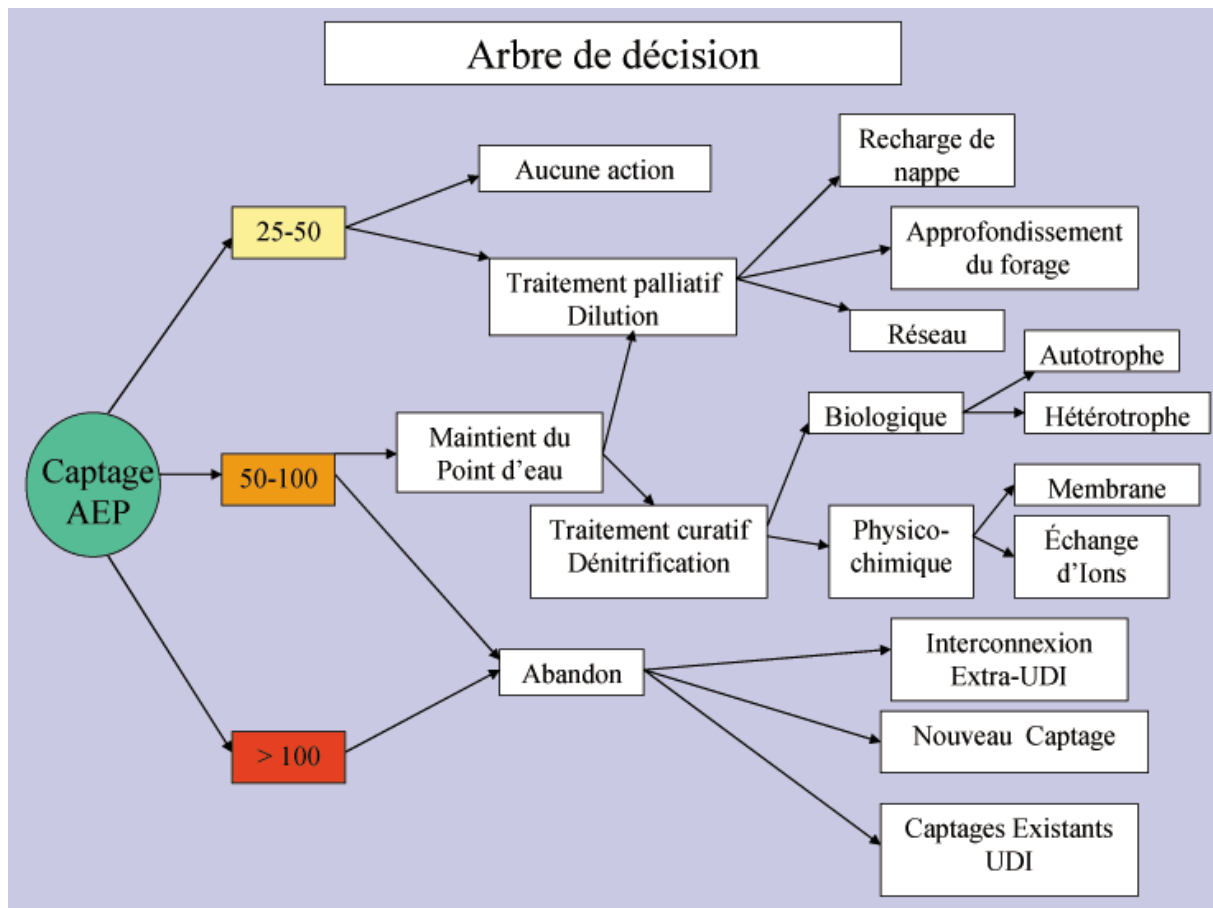


Figure 13: Arbre de décision pour la gestion des AEP en fonction des concentrations en nitrates.

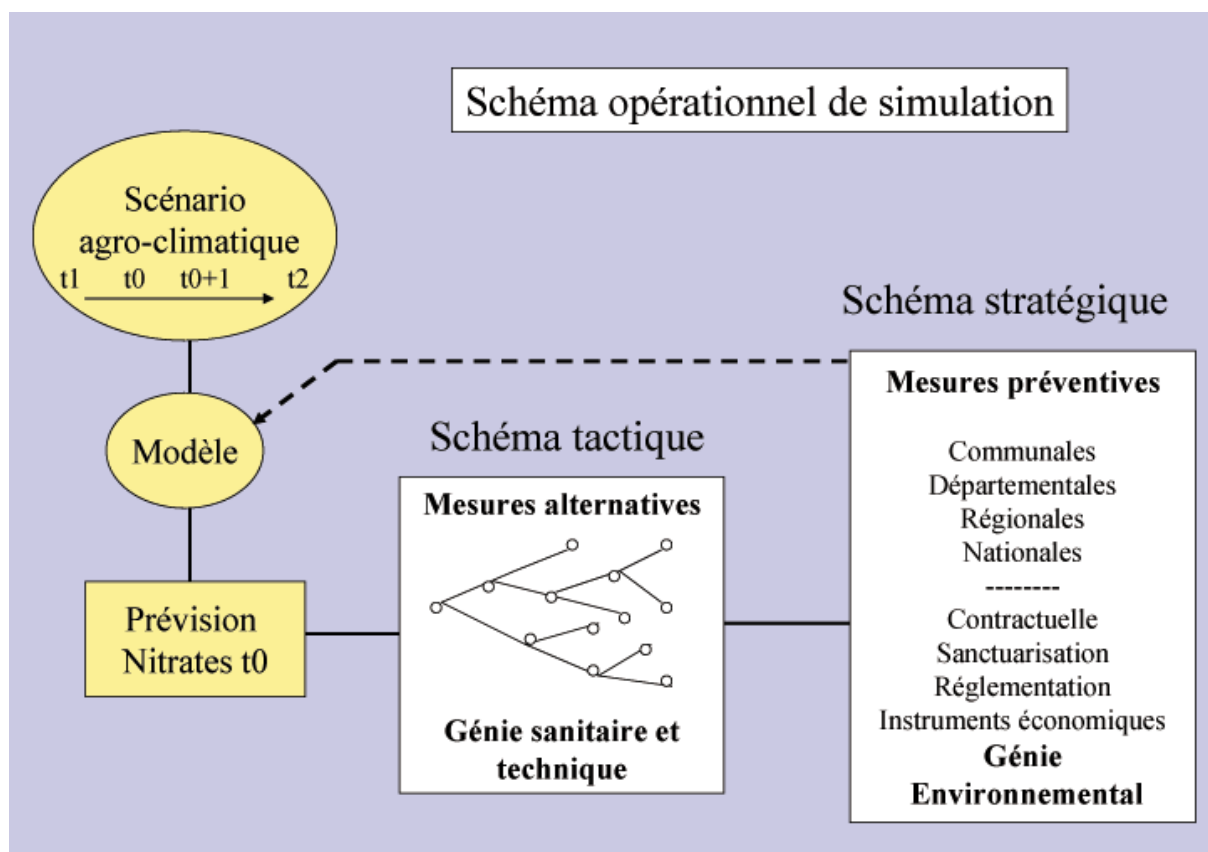


Figure 14: Schéma opérationnel de simulation des décisions au niveau communal

6. Perspectives de travail

La suite des travaux a pour objectif de développer le schéma opérationnel de simulation à partir du modèle STICS-MODCOU. Pour cela, les différents scénarios agro-climatiques seront simulés pour obtenir les probabilités de dépassement de seuil en tout point du bassin et analysés les différences résultantes des scénarios. En parallèle, les fonctions coûts des différentes mesures alternatives et les modes de décisions devront être déterminés pour évaluer les dommages sans politique de protection. Enfin des études plus poussées devront être menées sur les mesures préventives et les possibilités d'interaction entre décision et modèle.

Des réflexions plus globales seront aussi recherchées avec nos différents partenaires pour promouvoir l'élaboration d'un outil d'aide à la décision concernant l'ensemble des eaux de surface, souterraines et côtières du bassin versant de la Seine sur la base de l'analyse schématisée dans la figure. Compte tenu des différents modèles élaborés dans le cadre du programme PIREN-Seine ou Seine-Aval, le schéma de la figure 15 peut être proposé.

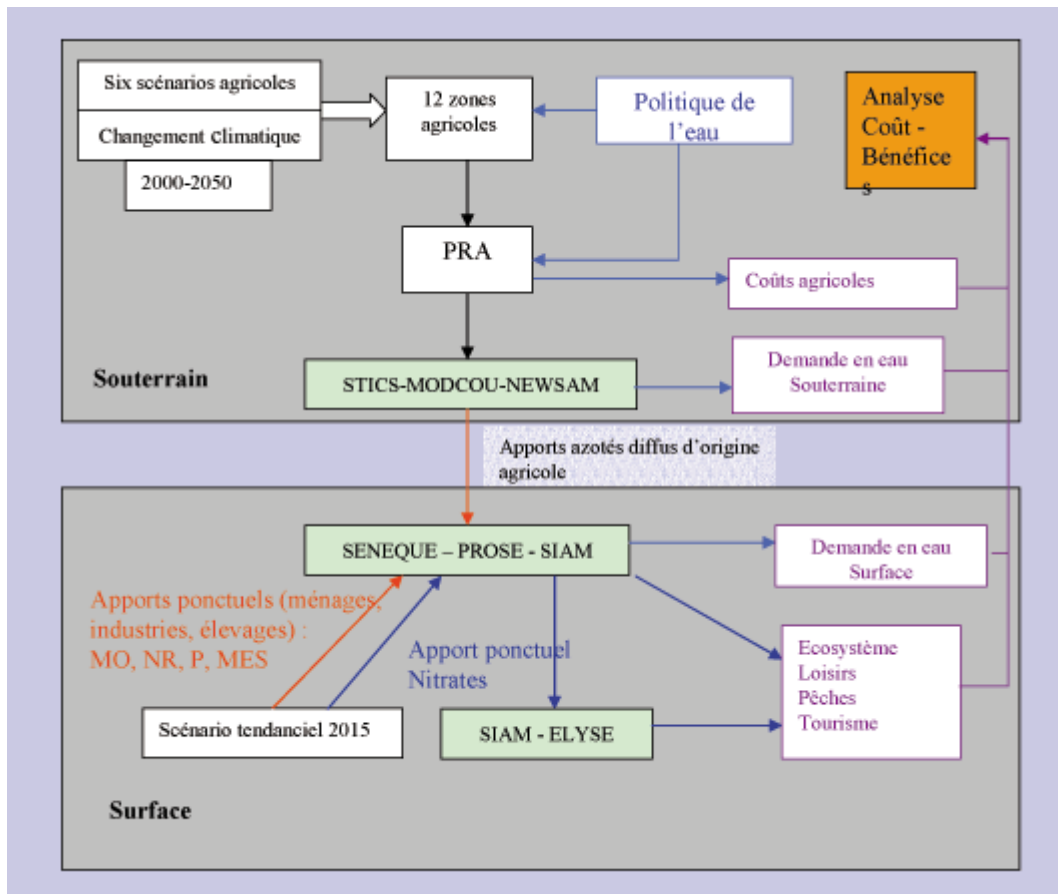


Figure 15: Schéma conceptuel d'un outil d'aide à la décision appliqué à l'ensemble du bassin de la Seine.

7. Bibliographie

- Agences de l'eau, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 2002. Le Système d'évaluation des eaux souterraines : SEQ-Eaux souterraines – rapport de présentation (version 0). *Les études des agences de l'eau*. N°68. pp 64.
- AESN-DIREN Ile de France Seine-Normandie, 2003. Etat des lieux du district hydrographique de la Seine et côtiers normands. Document de travail. pp 206.
- Billen G., J. Garnier, A. Ficht, C. Cun, 2001. Modeling the response of water quality in the Seine river estuary to human activity in its watershed over the last 50 years. *Estuaries*, **24**(6B), pp 977-993
- CCE (Commission des Communautés Européennes), 2002. Rapport de la commission : Mise en œuvre de la directive 91/676/CEE du Conseil concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles – synthèse des rapports établis par les états membre pour l'année 2002. *Commission des Communautés Européennes*. pp 71.
- Monget J-M., C. Viavattene, P. Viennot., 2004. Simulation au moyen du logiciel STICS-MODCOU des pollutions azotées sur l'Oligocène du Bassin Parisien. Mise en oeuvre et confrontation avec les données de terrain. *Rapport d'activité de l'année 2002. Programme Piren-Seine*. (à paraître)
- Gomez E., 2002. Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique: Application au bassin de la Seine. *Thèse ENSMP*. pp 218.
- Le Bars Y., Poitrinal D., 1998. Eaux souterraines et développement durable : stratégie de gestion et de financement. Les documents de travail – Atelier 3. *Office International de l'Eau*. pp7.

- Meybeck M., De Marsily G., Fustec E., 1998. La Seine en son bassin : fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé. *Elsevier*. pp 749 .
- Miquel G., 2003. Rapport sur la qualité de l'eau et de l'assainissement en France. *Office parlementaire des choix scientifiques et technologiques*. pp. 193. (en collaboration avec G. De Marsily et M. Meybeck pour les pages 71 à 73 concernant les nitrates)
- Poux X., Olive G., 2002. Prospective agricole sur le bassin de la Seine. *Rapport d'activité de l'année 2002. Programme Piren-Seine*. pp 25.
- Raucher R. L., 1983. A conceptual framework for measuring the benefits of groundwater protection. *Water Resources Research* – **19**(2):320-326.
- Rhur-University Bochum, 2002. Methodology report (Deliverable 7). *WaterStrategyMan*. pp123.
- WATECO, 2002. Economics and the environment: the implementation challenge of the water framework directive – a guidance document. pp 64. http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents/economic_wateco&vm=detail&sb=Title
- Yadav S. N. et Wall David B., 1998. Benefit-cost analysis of best management practices implemented to control nitrate contamination of groundwater. *Water Resources Research* – **34**(3):497-504.
- Ratel M.-O., Debrieu C., 2002. Elimination des nitrates des eaux potables. *Document technique FNDAE hors série N°4- Office International de l'Eau*. pp 71.
- Villey-Desmeserets F., Balley D., Henry de Villeneuve C, Tricard D. Le Lourd P., 2001. La politique de préservation de la ressource en eau destinée à la consommation humaine : rapport d'évaluation. *La Documentation Française*. pp 408.