

# Exploitation socio-économique de la modélisation souterraine du transfert des nitrates à l'échelle du bassin de la Seine :

## Développement d'un modèle de simulation multi-agents

Christophe Viavattene <sup>1</sup>, Jean-Marie Monget <sup>2</sup>

<sup>1</sup>ENSMP, Centre d'Informatique Géologique ([christophe.viavattene@ensmp.fr](mailto:christophe.viavattene@ensmp.fr))

<sup>2</sup>ENSMP, UMR7619 Sisyphé, Centre d'Informatique Géologique ([monget@cig.ensmp.fr](mailto:monget@cig.ensmp.fr))

1.	Introduction .....	2
2.	Evaluation économique des politiques de gestions de l'eau.....	3
2.1.	Principe et méthode des analyses « coût-efficacité » et « coût-bénéfice ».....	3
2.2.	Application à la gestion qualitative des ressources .....	4
3.	Modélisation azotée souterraine à l'échelle du bassin de la Seine .....	5
3.1.	Rappel sur la modélisation souterraine du transfert des nitrates à l'échelle du bassin de la Seine .....	5
3.2.	Construction d'un prédicteur des niveaux de nitrates en tout point .....	6
3.2.1	Erreurs d'estimation du modèle MODSUR-STICS-NEWSAM .....	6
3.2.2	Répartition spatiale des écarts .....	8
3.2.3	Origines possibles des écarts .....	9
3.2.4	Calcul des probabilités de dépassement de seuil.....	10
4.	Développement d'un modèle de simulation multi-agents (SMA): application à l'échelle de trois masses d'eau du bassin.....	12
4.1.	Les systèmes multi-agents (SMA).....	13
4.2.	Développement du modèle multi-agents WATER-RUSH.....	17
4.2.1	Présentation générale du système WATER-RUSH.....	17
4.2.2	Entités et initialisation du modèle WATER-RUSH .....	18
4.2.3	Déroulement de la simulation.....	20
4.3.	Cadre géographique d'expérimentation de WATER-RUSH.....	25
4.4.	Exploitation des résultats de WATER-RUSH.....	28
4.4.1	Conditions physiques du milieu fournies par MODSUR-STICS-NEWSAM.....	28
4.4.2	Suivi global du « paysage » des UGE et de leurs captages .....	30
4.4.3	Géographie du comportement des UGE.....	34
4.4.4	Surcoût d'intervention supporté par les UGE.....	35
4.4.5	Bénéfice net obtenu par la mise en place des mesures de protection .....	38
4.4.6	Perspectives sur l'utilisation du modèle WATER-RUSH.....	39
5.	Bibliographie .....	40

## 1. Introduction

Avec les lois sur l'eau de 1964 et 1992, la France s'est dotée d'une gestion intégrée et décentralisée de la ressource en eau, organisée autour de six bassins hydrographiques. Sans remettre en cause les fondements de cette organisation, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), adoptée le 22 décembre 2000, renforce cette gestion en fixant des objectifs environnementaux planifiés, en l'organisant au sein de sous entités hydrographiques, les masses d'eau, et en prônant l'utilisation de l'analyse économique. Dès 2009, les Agences de l'Eau doivent définir un plan de gestion fixant les objectifs à atteindre en 2015, première échéance de la DCE, et un programme de mesures nécessaires à leur réalisation.

Parmi les objectifs de reconquête de la qualité des eaux, la réduction des contaminations nitriques des ressources en eau souterraine du bassin de la Seine constitue un des grands enjeux auxquels doivent faire face les gestionnaires. La principale source de cette contamination est une pollution diffuse d'origine agricole étendue à l'ensemble du bassin. Depuis plusieurs années, des efforts ont déjà été initiés en instaurant la mise en place de mesures agro-environnementales. Mais en raison de l'efficacité partielle de ce type de mesure et des temps de réponse souvent long des aquifères, on est en droit de se demander si ce type de mesures suffira à remplir l'objectif de bon état chimique des eaux souterraines à l'horizon 2015.

Dans le cadre du programme PIREN-Seine, le Centre d'Informatique Géologique de l'Ecole Nationale des Mines de Paris a simulé l'évolution future de la qualité des eaux souterraines des trois principaux aquifères du bassin sous différents scénarios agricoles. L'un consiste en une politique de « laisser-faire » c'est-à-dire en une continuité des pratiques agricoles actuelles. L'autre dit « scénario raisonné » permet d'évaluer l'efficacité de la mise en place de mesures préventives, comprenant la mise en place de Culture Intermédiaire Pièges à Nitrates (CIPAN) et une réduction de 20% des apports en fertilisant minéraux.

Sur la base de ces simulations, une exploitation socio-économique des résultats du modèle MODSUR-STICS-NEWSAM a été menée au cours de cette année 2005. L'objectif est de mesurer les bénéfices attendus pour la production d'eau potable à destination de la consommation humaine conséquente à une politique de protection de la ressource en eau. Pour cela, un modèle de simulation multi-agent, baptisé WATER-Rush, a été développé pour simuler le comportement des unités de gestion et d'exploitation (UGE) face à une pollution avérée de leur ressource et en déterminer le coût social. Il a été appliqué sur plusieurs décennies au territoire de trois masses d'eau du bassin de la Seine couvrant 612 UGE, soit 1027 communes.

## 2. Evaluation économique des politiques de gestions de l'eau

Parmi les dispositions économiques, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) impose aux Etats-membres de l'Union Européenne de mener une analyse « coût-efficacité » des mesures qui seront appliquées et une analyse « coût-bénéfice » pour justifier de potentielles dérogations et estimer les compensations financières nécessaires (WATECO, 2002).

### 2.1. Principe et méthode des analyses « coût-efficacité » et « coût-bénéfice »

Tout gestionnaire public de ressource naturelle est amené à faire un choix quant au projet à mener pour tendre vers une meilleure allocation de cette ressource. Il pourra user de mesures purement réglementaires ou recourir à des instruments économiques de type taxe ou marché de droits à pollution. Dans le cas que nous étudions, le projet porte sur la mise en place de mesures agro-environnementales destinées à réduire les concentrations en nitrate dans les eaux souterraines. Ces mesures peuvent introduire des contraintes diverses sur les activités agricoles et se développer à des échelles variées du territoire. Pour pouvoir comparer différents projets et motiver un choix particulier, le décideur utilise les outils de l'évaluation économique tels que l'analyse « coût-efficacité » et l'analyse « coût-bénéfice ». La première consiste à identifier et à mesurer les coûts globaux de projets conduisant à la satisfaction d'un même objectif final. L'intérêt de cette approche est de limiter le travail d'investigation et d'évaluation monétaire à la seule comparaison des coûts des projets mis en concurrence. Cependant, dans la pratique on est conduit à apprécier le degré de satisfaction des objectifs atteints en adoptant un « indicateur d'efficacité » différent de la simple valeur monétaire. Plus conforme à l'approche classique de l'économie de l'environnement, l'analyse « coût-bénéfice » consiste à identifier et mesurer en terme monétaire tous les coûts et avantages pouvant résulter de la mise en œuvre des projets (Garrabé, 1994).

L'élément commun aux deux analyses est la mesure du coût (ou dépense). On entend par coût, la mesure économique des dépenses affectées au projet partant d'une situation de référence donnée. Dans le cas de mesures environnementales, ces dépenses sont celles liées à la mise en place du projet, aux surcoûts de production supportés par les agents concernés et aux coûts d'opportunité, c'est-à-dire au manque à gagner qu'indiquent les avantages que l'on pourrait tirer de la ressource en lui affectant des usages différents de celui prévu dans le projet. A l'échelle du bassin de la Seine, la majorité des surcoûts, correspondant à une réduction de 20% des apports en fertilisants et à la mise en place de CIPAN, sont estimés entre 50 et 200 €/Ha (Viavattene, 2006).

Les bénéfices correspondent à la traduction en termes monétaires de l'ensemble des satisfactions obtenues par les différents agents économiques et à l'augmentation de la valeur de la ressource résultant des mesures adoptées.

Dans le cadre de la gestion des ressources naturelles et pour des raisons de facilité, l'analyse « coût-efficacité » est souvent préférée à l'analyse « coût-bénéfice » en raison des difficultés rencontrées dans l'évaluation des bénéfices monétaires, notamment environnementaux. Mais elle présente l'inconvénient de ne prendre en compte que la seule « efficacité » du projet sans tenir compte des impacts périphériques aux mesures adoptées. Elle ne permet en effet de répondre qu'à la question d'atteinte ou non de l'objectif fixé. Or, les mesures envisagées pour mener à bien un projet peuvent avoir un impact économique sur les autres usages de la ressource, non envisagés dans le projet, et ainsi s'accompagner d'un impact social important. Ceci peut se traduire par des modifications du comportement des agents économiques non directement impliqués dans le projet. Si les conséquences périphériques au projet sont considérées comme importantes, l'évaluation socio-économique exhaustive des mesures nécessite alors l'utilisation de l'analyse « coût-bénéfice » dont il faut alors évaluer monétairement les bénéfices. Nous nous bornerons dans ce rapport à l'évaluation des bénéfices.

## 2.2. Application à la gestion qualitative des ressources

Différentes étapes sont en général nécessaires à l'évaluation économique des mesures de protection des eaux souterraines (fig. 1). L'établissement d'un réseau de surveillance permet d'abord de mesurer les paramètres qualité et quantité de la ressource. Sur cette base, on mène ensuite une étude sur l'évolution future de la qualité et de la quantité en fonction des différentes politiques de gestion envisagées et des scénarios de mesures de protection correspondants. Les variations constatées entre scénarios en ce qui concerne qualité et quantité d'eau entraînent alors une variation des services (ou fonctions) rendus par la ressource, ce qui affecte directement les activités économiques qui leur sont liées. La valeur économique ou les bénéfices apportés par une politique de gestion ou de préservation particulière peuvent alors être considérés comme fonction des changements observés dans les services rendus par la ressource. L'apparente complexité du système tient aux nombreux domaines affectés tant à des échelles spatiales qu'à des échelles de temps différentes. Le recours à des modèles physiques apparaît donc inévitable pour estimer les impacts des pollutions comme celles des nitrates à l'échelle d'un bassin soumis à différentes politiques de préservation et pour réaliser une analyse économique des scénarios retenus.

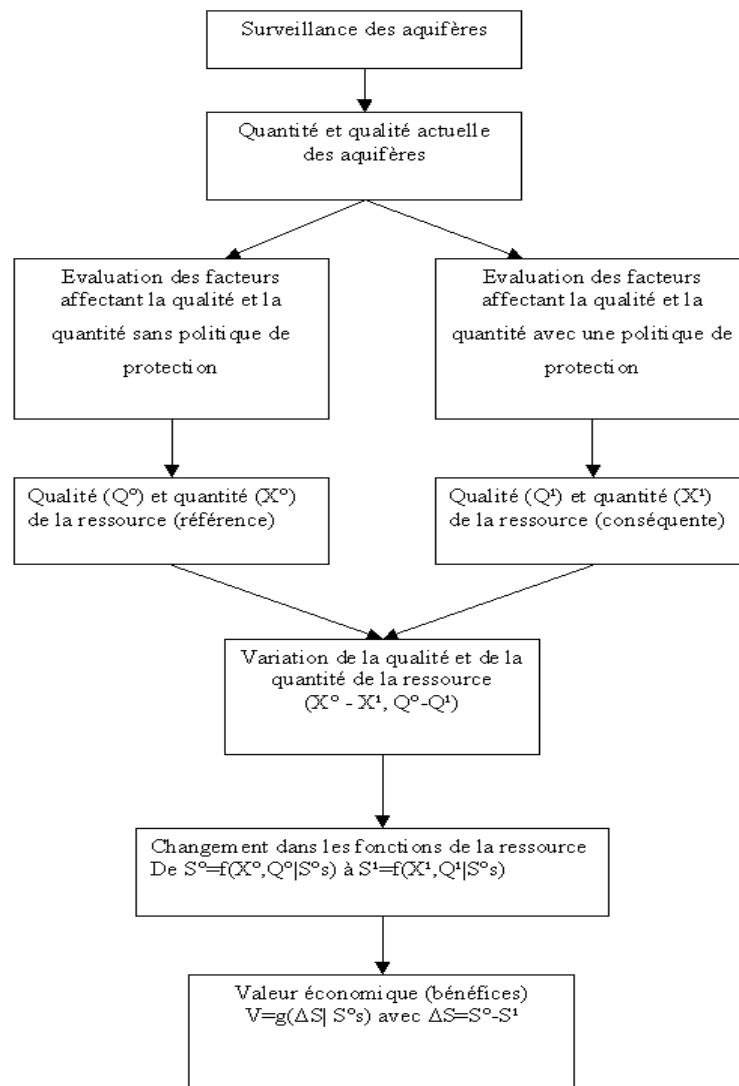


Figure 1 : Evaluation des bénéfices lors de l'amélioration de la qualité et la quantité des ressources en eau souterraines (EPA, 1995)

### 3. Modélisation azotée souterraine à l'échelle du bassin de la Seine

Dans le cadre du programme de travail du PIREN-Seine, le modèle STICS-MODSUR-NEWSAM a été développé pour simuler sur l'intégralité du bassin hydrologique de la Seine, l'impact sur les eaux souterraines de la pollution diffuse en nitrates provenant des activités agricoles. Conformément aux recommandations de la DCE et en collaboration avec l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN), l'évolution future de la qualité des eaux souterraines a été étudiée sur la base de scénarios d'évolution des pratiques agricoles et de l'utilisation du sol.

#### 3.1. Rappel sur la modélisation souterraine du transfert des nitrates à l'échelle du bassin de la Seine

Le modèle est constitué d'une cascade de modèles distribués spatialement : MODSUR pour l'hydrologie de surface, STICS pour les bilan eau et nitrates au niveau du fonctionnement du système sol-plante et NEWSAM pour le domaine souterrain (Fig. 2). Cette cascade permet de simuler, au pas de temps journalier le transfert et le transport de l'azote nitrique dans les aquifères de la Craie, de l'Eocène et de l'Oligocène. Les données météorologiques et agronomiques journalières permettent d'estimer la concentration des nitrates dans chaque aquifère pour chaque élément d'une grille kilométrique.

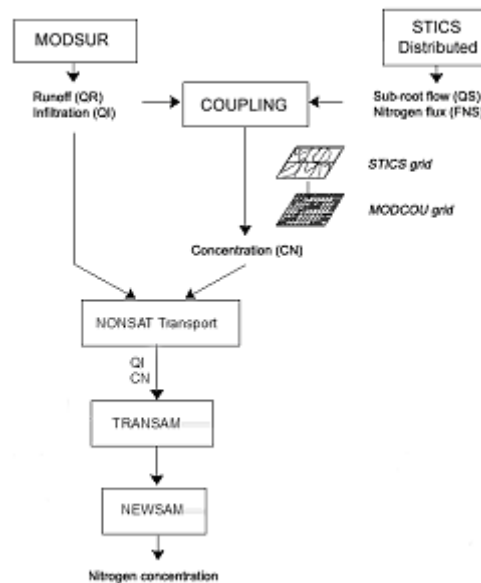


Figure 2 : Diagramme fonctionnel du modèle STICS-MODSUR-NEWSAM

Pour la définition des paramètres agronomiques, le bassin de la Seine a été divisé sur la base des travaux de l'INRA Mirecourt en 12 régions agricoles de pratiques culturales homogènes résultant du regroupement des 150 « Petites Régions Agricoles » (PRA) couvrant le bassin (Poux et al, 2004 ; Mignolet et al, 2002). Les pratiques culturales observées sur la période 1990-2000 ont été appliquées aux conditions climatiques observées pour la période 1970-1990 afin de se détacher des changements climatiques survenus sur la période 1990-2000 (Viavattene, 2006). Sur cette base, l'évolution future de la qualité des eaux souterraines soumis à un scénario dit «A : Laissez-faire » et un scénario dit «B: raisonné » a été comparée (Monget et al, 2005). Le scénario « A : Laissez-faire » consiste en une continuité des pratiques agricoles actuelles. Le scénario « B : raisonné » permet d'évaluer l'efficacité de la mise en place de mesures préventives, comprenant la mise en place de Culture Intermédiaire

Pièges à Nitrates (CIPAN) et une réduction de 20% des apports en fertilisant minéraux. La figure 3 présente, à titre d'exemple, l'évolution de la médiane des concentrations simulées pour l'aquifère de l'oligocène.

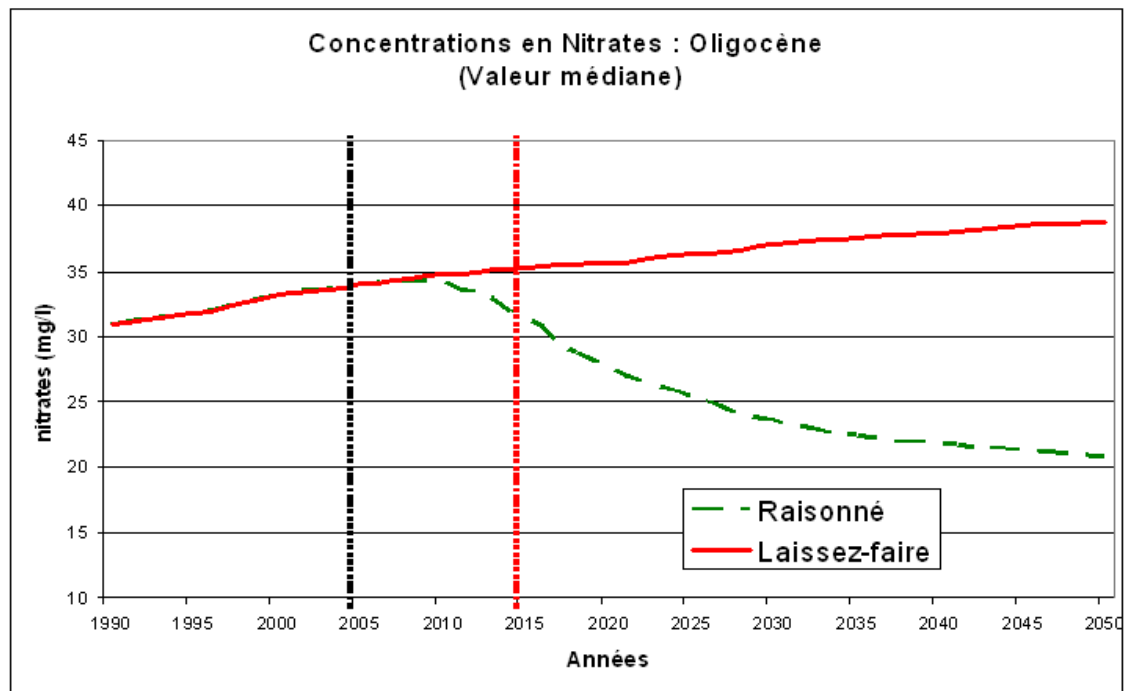


Figure 3: Evolution comparée de la médiane de chaque scénario pour l'aquifère de l'oligocène

## 3.2. Construction d'un prédicteur des niveaux de nitrates en tout point

### 3.2.1 Erreurs d'estimation du modèle MODSUR-STICS-NEWSAM

Comme l'objectif essentiel du calage temporel du modèle est d'en faire un outil de prédiction des concentrations en nitrates dans les aquifères, il est important d'évaluer ses capacités à reproduire les concentrations mesurées dans les aquifères. Les résultats du modèle ont donc été comparés aux données observées dans les bases de données ONQES du BRGM et SISE-eaux de la DRASS. Ces bases nous renseignent sur les teneurs en nitrates des trois aquifères modélisés pour un très grand nombre de points de mesures (environ 3 000 points de mesures) bien réparti sur l'ensemble du bassin (fig. 4) et sur une période d'observation comprise entre 1970 et 2003.

La fiabilité « locale » du modèle est évaluée par la statistique des écarts entre valeurs simulées et valeurs observées pour la période 1970-2000. Cette statistique permet aussi d'attacher à chaque valeur prédite dans le futur un certain niveau de confiance en faisant l'hypothèse que le modèle peut maintenir ses performances au cours du temps.

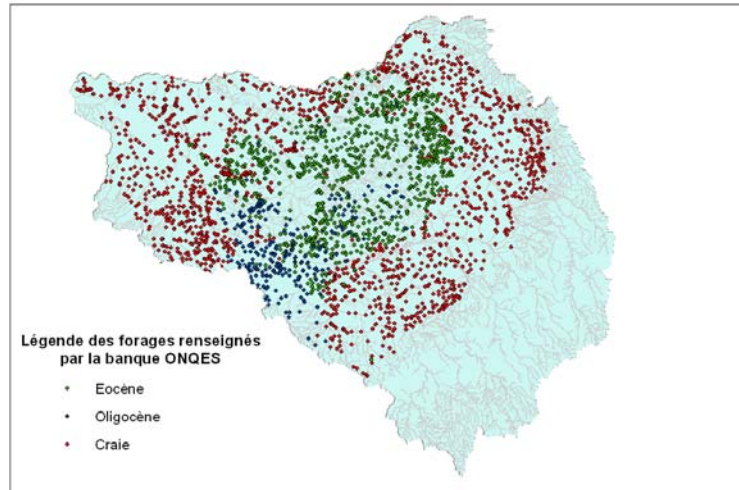


Figure 4: Couverture géographique des points de mesure

Les écarts sont calculés pour chaque forage entre la moyenne annuelle des concentrations mesurées et la valeur moyenne simulée pour la maille du modèle contenant le forage. Cette statistique des écarts est présentée ici (fig. 5) pour les forages appartenant à l'aquifère de l'Oligocène. Elle révèle une distribution de forme quasi-gaussienne centrée (idem, estimateur sans biais) avec un écart type d'environ 28 mgNO<sub>3</sub>/l. Le même constat a pu être fait pour chacun des aquifères.

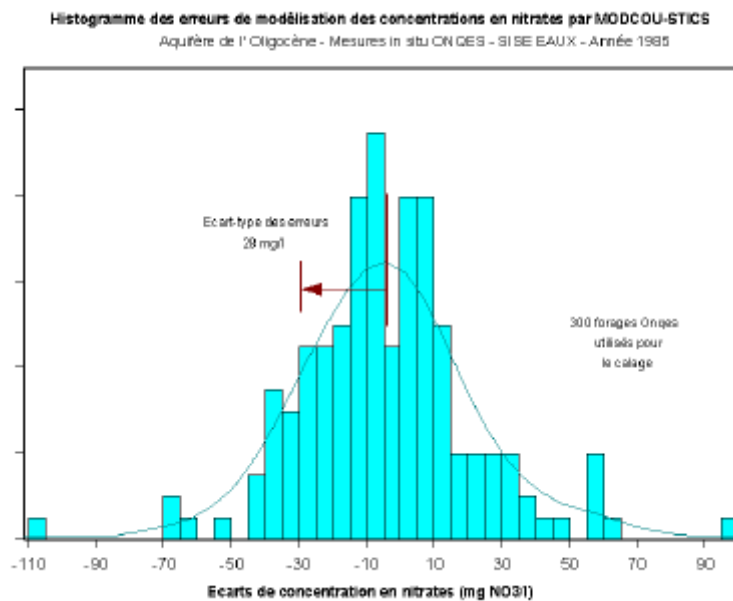


Figure 5 : Histogramme des erreurs de modélisation pour les forages de l'Oligocène

L'étude de la variation de la statistique des écarts par aquifère en fonction du temps permet de vérifier si les propriétés de ces écarts sont relativement indépendantes de la variabilité interannuelle des phénomènes. La figure 6 montre que pour la période 1970-2000 on constate, qu'aux fluctuations près de début et en fin de période dues à une inhomogénéité manifeste du nombre de forages recensés, le modèle MODSUR-STICS-NEWSAM donne des résultats quasiment sans biais (idem, la moyenne est proche de zéro) quelque soit l'aquifère et que l'écart type des erreurs est à peu près indépendant de celui-ci. Il est de l'ordre de 25 mgNO<sub>3</sub>/l pour l'Oligocène et la Craie et de 22 mgNO<sub>3</sub>/l pour l'Eocène.

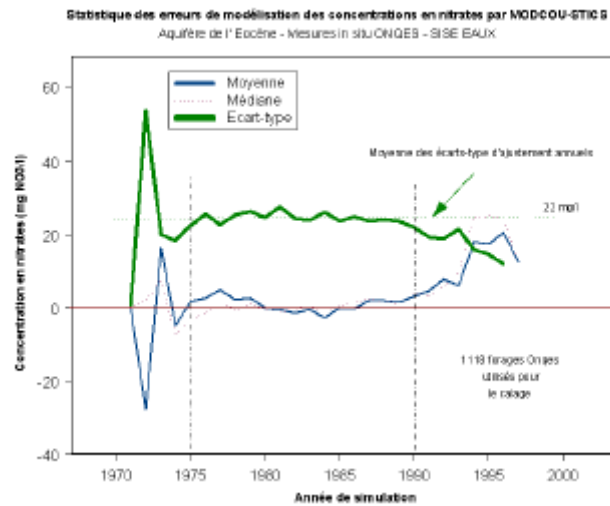


Figure 6 : Evaluation annuelle de la moyenne et de l'écart-type de la distribution des écarts existant entre valeurs mesurées et valeurs simulées par MODSUR-STICS-NEWSAM au droit des forages des aquifères de l'Oligocène et de l'Eocène

### 3.2.2 Répartition spatiale des écarts

La figure 7 présente la distribution spatiale de la moyenne des écarts calculés sur la période 1970-2003 entre concentrations simulées et observées par captage. Les points rouges correspondent à une surestimation du modèle par rapport aux données observées, les points verts à une sous-estimation. Deux constats peuvent être faits. Tout d'abord sur une grande partie du bassin, la moyenne des écarts se situe bien entre plus ou moins 25 mgNO<sub>3</sub>/l et on remarque une hétérogénéité locale des valeurs. Mais de façon générale, on dénote des régions globalement surestimées et d'autres sous-estimées. Sur certains secteurs (secteur Est et Nord de la Craie, secteur de la Beauce), des moyennes supérieures à 50mgNO<sub>3</sub>/l attestent d'une surestimation excessive du modèle homogène spatialement. On notera que ces zones correspondent aux zones pour lesquelles le modèle STICS spatialisé donne les concentrations sous-racinaires les plus fortes.



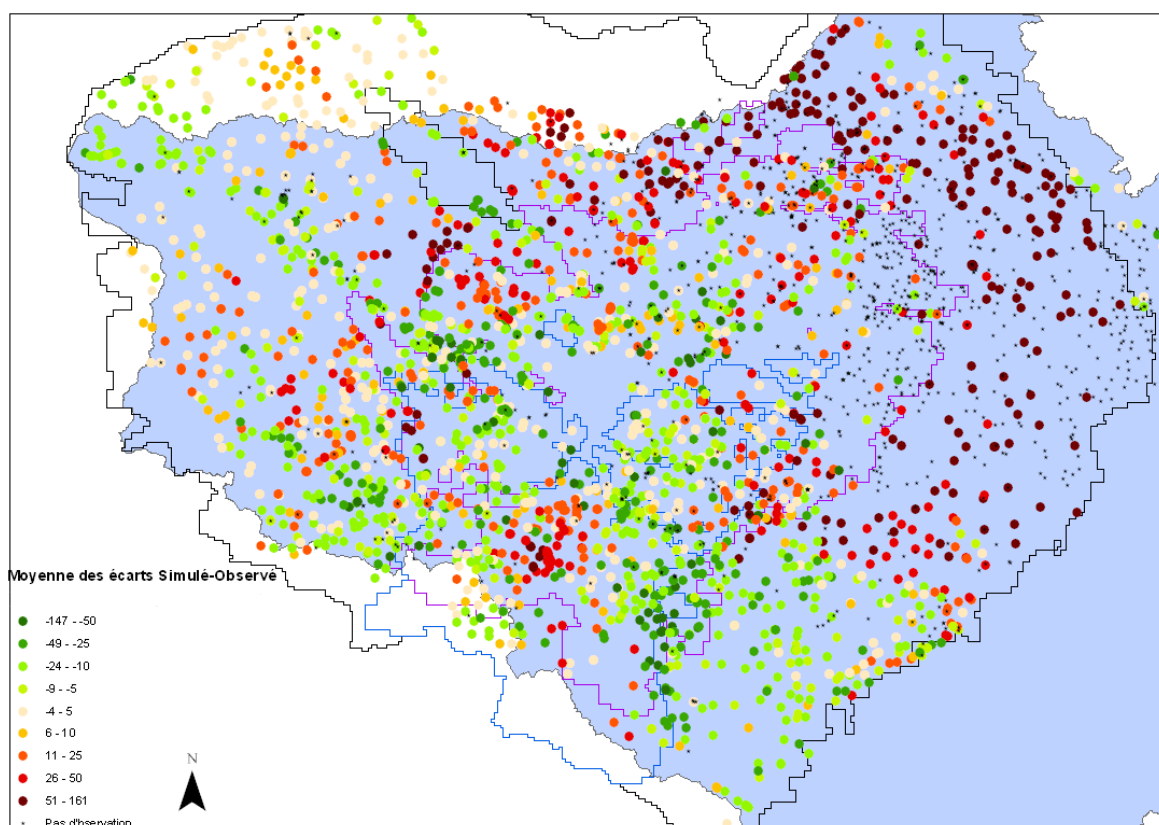


Figure 7 : Moyenne des écarts entre concentrations en nitrate observées et simulées sur la période 1970-2003 tous aquifères confondus

### 3.2.3 Origines possibles des écarts

La complexité du phénomène étudié ne permet pas une analyse aisée de l'origine des écarts parfois importants qui peuvent exister au niveau d'un forage particulier. Nous venons de mettre en évidence que certaines zones sont mal représentées. Ceci peut venir de l'uniformisation des paramètres de STICS spatialisé pour chacune des grandes zones agricoles homogènes. Mais cette simplification agro-géographique n'explique pas tout.

En effet, le modèle sous-terrain NEWSAM ne prend en compte qu'une porosité moyenne uniforme pour chacun des aquifères. Ceci ne permet ni de représenter les phénomènes saisonniers de dilution ni les fortes concentrations observées sur les captages AEP en raison de la présence de conduits karstiques par exemple.

En outre, pour ce qui concerne les bases ONQES et SISE-Eaux utilisées, il peut arriver que l'arrêt des mesures sur les captages abandonnés ou le changement d'aquifère suite à un approfondissement ne soient pas correctement renseignés. Ceci peut amener à une sous-estimation des concentrations réelles en nitrates des aquifères.

Enfin, les aquifères étudiés présentent généralement une structure multicouche interne. Or, la mesure des concentrations n'intéresse souvent que sur une partie de l'aquifère en fonction de la profondeur d'investigation et la hauteur « crépinée » du puits de forage. Ainsi, les eaux pompées peuvent être issues d'une ou de plusieurs couches géologiques, mais rarement de la hauteur totale du système aquifère ce qui contredit l'hypothèse de base du modèle selon laquelle les concentrations calculées sont moyennées sur toute la hauteur de l'aquifère en un point donné.

De plus, les valeurs de concentration peuvent varier verticalement au sein d'une même couche géologique (Schnebelen, 2000). Or, les résultats de simulation sont fournis sur l'épaisseur totale des aquifères sans tenir compte d'une éventuelle stratification chimique des eaux et de l'existence de couches imperméables protégeant certaines sections des pollutions de surface (exemple de la Beauce). Il serait sans nul doute intéressant dans une étude ultérieure de s'attacher à comparer les concentrations simulées à celles observées au niveau de zones intégratrices, telles que les sources, et sur de longues périodes de temps, pour discuter de la validation du modèle.

### 3.2.4 Calcul des probabilités de dépassement de seuil

On vient de constater que les sources d'erreur ont des causes multiples que ce soit dans le paramétrage du modèle, dans les données d'entrées ou dans les données observées rendant difficile leur correction à l'échelle de modélisation. En outre, pour mener à bien l'évaluation des bénéfices retirés d'une politique de préservation de la ressource, une simple évaluation des qualités obtenues ( $Q^0$  et  $Q^1$ , fig. 1 précédente) est insuffisante. En raison de l'imperfection des données et des incertitudes pesant sur les paramètres des modèles, nous pensons qu'il est en effet préférable d'exprimer l'impact des pollutions azotées par le biais de probabilités exprimant un risque de contamination des eaux souterraines. Cet argument tient du domaine la prise de décision en univers incertain. K. Spitz et al (1996) expliquent que le risque associé à un certain projet simulé à l'aide d'un modèle est essentiellement lié à sa probabilité d'échec (figure 8). De fait nous avons suivi cette approche dans notre cas.

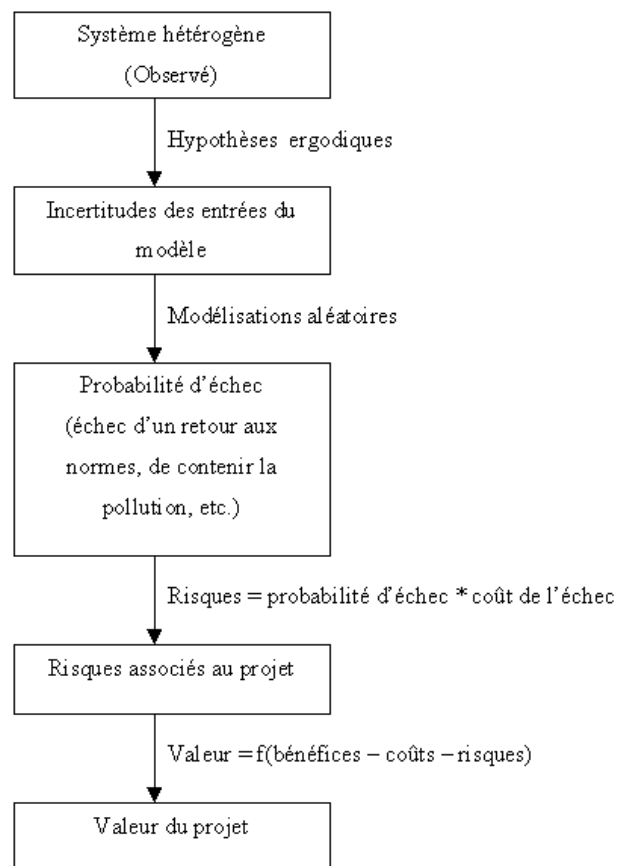


Figure 8 : Modélisation du risque de pollution (Spitz et al, 1996)

Compte tenu de la forme de leur distribution statistique, il est possible de modéliser les erreurs de prédiction du modèle MODSUR-STICS-NEWSAM par une distribution de Gauss (idem, Loi Normale), d'écart type allant de 22 à 25 mgNO<sub>3</sub>/l selon l'aquifère considéré et ceci, quelle que soit la période modélisée. Prise comme modèle d'incertitude, cette distribution est utilisée pour évaluer la probabilité de dépassement d'un seuil de concentration (par exemple de 50 mgNO<sub>3</sub>/l) à un horizon temporel donné (par exemple, l'année 2015) pour chaque maille du modèle (fig. 9).

En faisant ainsi l'hypothèse que pour chaque maille du modèle, la distribution des concentrations « réelles » possibles est une Gaussienne centrée sur la valeur X<sub>0</sub> fournie par MODSUR-STICS-NEWSAM, et d'écart type constant S (fonction de l'aquifère), la probabilité P<sub>1</sub> de dépassement d'une valeur de seuil X<sub>1</sub> est la probabilité cumulée calculée sur l'intervalle [X<sub>1</sub>, +∞] (fig. 10).

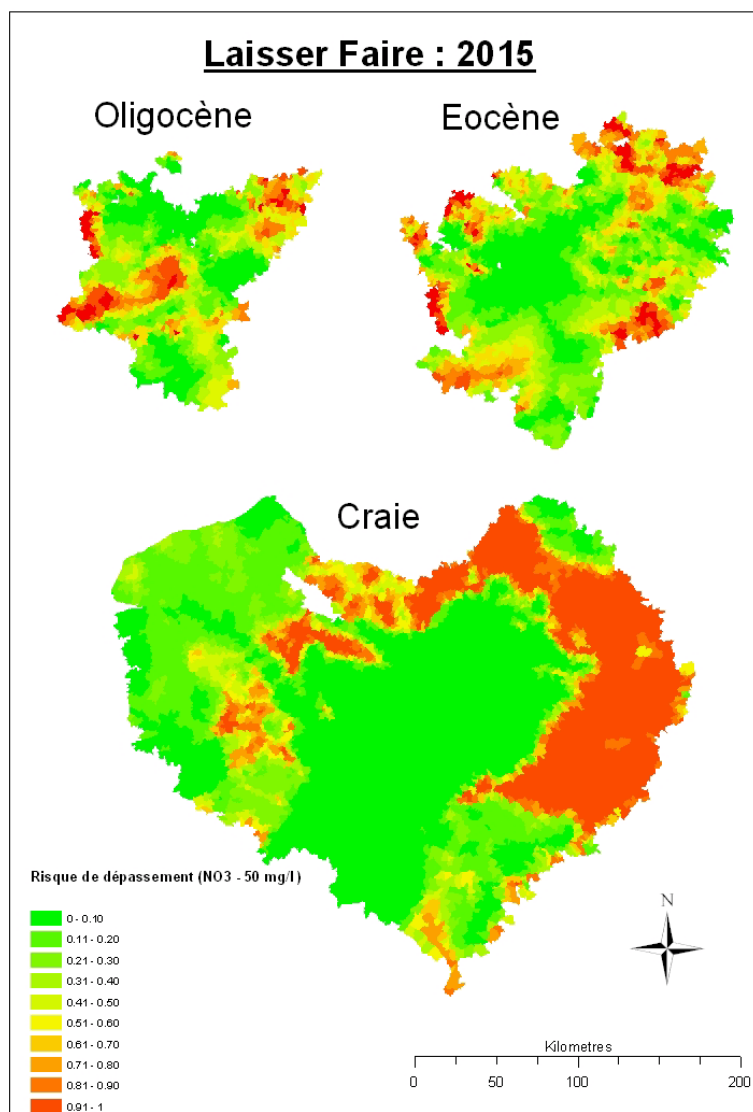


Figure 9: Répartition géographique par aquifère de la probabilité de dépassement du seuil 50 mgNO<sub>3</sub>/l à l'horizon 2015 sous scénario "A : Laissez-faire"

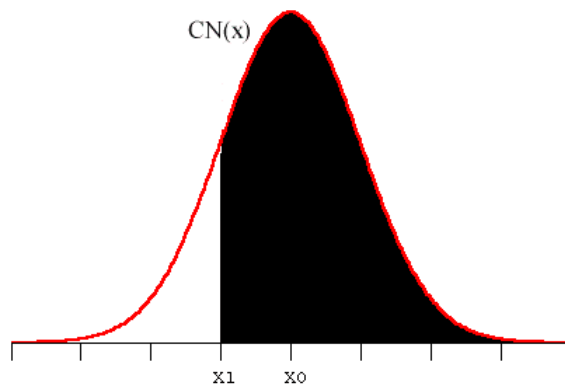


Figure 10 : Probabilité de dépassement du seuil de  $X1$  dans le cas où la valeur de concentration en nitrates donnée par le modèle MODSUR-STICS-NEWSAM est  $X0$

#### 4. Développement d'un modèle de simulation multi-agents (SMA): application à l'échelle de trois masses d'eau du bassin

Afin de mesurer les bénéfices de mesures susceptibles d'améliorer la gestion de la ressource en eau, il est nécessaire de définir les valeurs économiques des usages attachés à celle-ci.

Une première distinction peut-être faite entre les valeurs liées à un usage effectif de la ressource et celles liées au « non-usage » de celle-ci, c'est-à-dire à sa conservation (Amigues et al, 1995). Les valeurs d'usage directs concernent le prélèvement d'eau pour une consommation directe (l'alimentation en eau potable) ou son utilisation comme facteur de production (ex : irrigation, industrie, énergie). Les usages dits indirects sont relatifs aux activités liées au système aquatique pris dans son ensemble de type : pêche, activités de loisir socioculturel ou encore « éco-systémiques » (ex : Fonctionnement écologique, micro climat). De leur côté, les valeurs de « non-usage » aussi dites d'existence, regroupent tous bénéfices non liés à l'usage présent de la ressource (Point P., 1999). Elles se répartissent en (Abdelmalki, 1997) :

- Valeurs d'option qui traduisent la volonté d'un non-usager actuel de se réserver la possibilité d'utiliser la ressource ultérieurement
- Valeurs de consommation partagée, c'est à dire liées à la capacité de la réserver en partie pour d'autres consommateurs
- Valeurs de legs, dans le sens où elle sera conservée pour la transmettre aux générations futures
- Voire, pour certains économistes, des valeurs écologiques si on souhaite en réserver l'usage pour d'autres espèces naturelles que l'homme

La somme de toutes les valeurs d'usage direct, indirect et de « non-usage » constitue ce qu'on appelle la Valeur Economique Totale (VET).

Dans le cas de la contamination nitrique des ressources en eau du bassin de la Seine, les sources de pollution sont principalement les activités agricoles et dans une moindre mesure les rejets ponctuels industriels et des stations d'épuration (STEP). De part ses caractéristiques, l'agriculture intensive engendre une pollution des ressources en eau par les nitrates qui n'est pas sans conséquence sur les autres usages de l'eau. Ce type de pollution touche les captages d'eau potable, les activités de loisirs, la pêche et l'écosystème (fig. 11). La pollution par les nitrates concerne donc potentiellement l'ensemble du domaine aquatique. Dans cette étude, nous nous sommes néanmoins limités à évaluer les dommages liés à la contamination des captages d'eau potable dont les ressources proviennent des trois aquifères modélisés.

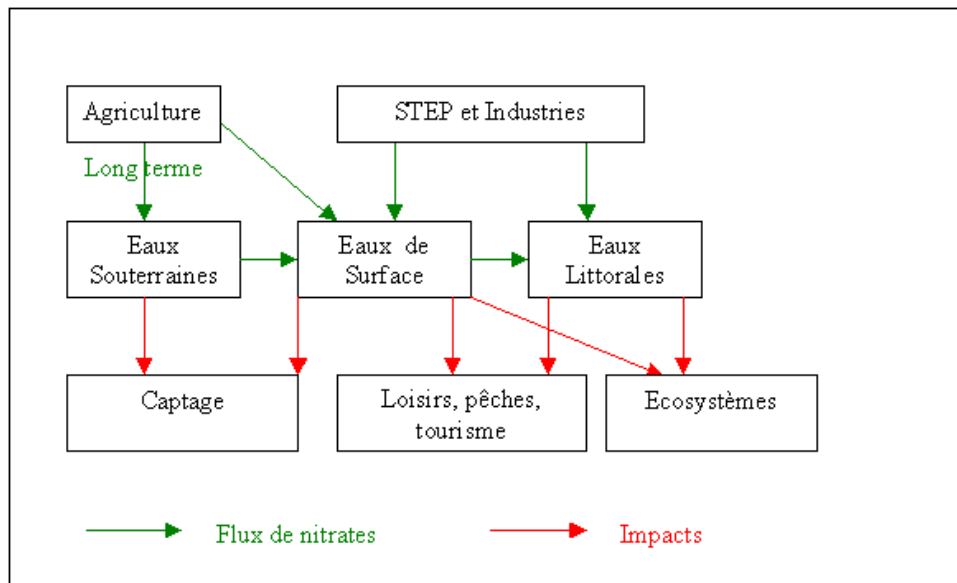


Figure 11 : Schématisation des pollutions en azote dans un bassin

Face à un constat de dépassement de seuil réglementaire (ici, 50 mgNO<sub>3</sub>/l pour les eaux brutes), les Unité de Gestion et d'Exploitation (UGE) et les communes qui en font partie, disposent de plusieurs alternatives : traitement curatif, mélange avec des eaux plus pures, fermeture du captage ou recherche d'un aquifère plus profond. Le choix de telle ou telle solution dépend de nombreux critères : économiques (coût de la solution), physiques (accès à une autre ressource d'eau potable), techniques (configuration du réseau de distribution) et sociaux (relation partagée entre les différentes communes dans le cadre de structure de décision, couleur politique, population concernée, etc.). L'objectif est ici d'exposer comment il est possible d'utiliser la technique de simulation des systèmes multi-agents (SMA) pour développer un outil d'aide à la décision à même de représenter plus fidèlement le comportement des acteurs face à une pollution avérée d'un de leurs captages et d'estimer les coûts résultants de cette contamination.

#### 4.1. Les systèmes multi-agents (SMA)

Apparus au carrefour des recherches sur l'intelligence artificielle distribuée et sur les automates simulant la vie artificielle, les systèmes multi-agents (SMA) héritent des travaux sur les langages de simulation initiés dans les années 1960 et apportent une solution radicalement nouvelle au concept même de modèle et de simulation dans les sciences de l'environnement, en offrant la possibilité de représenter directement les individus, leurs comportements et leurs interactions (Ferber, 1997).

Un système multi-agents (SMA) est un complexe algorithmique composé des éléments suivants (Ferber, 1995) :

- un environnement, c'est à dire un espace de représentation disposant généralement d'une métrique. Ce sera souvent l'espace naturel à deux ou trois dimensions.
- un ensemble d'objets situés dans cet espace. Ce sont les éléments passifs du système. Ils peuvent être détruits (idem, consommés), créés ou modifiés par les agents.
- un ensemble d'agents qui sont les entités actives du système.
- un ensemble de relations qui unissent les objets entre eux.
- un ensemble d'opérations permettant aux agents de percevoir (idem, d'interroger), de détruire, de créer, de transformer et de manipuler les objets. En terme algorithmique, ce sont l'équivalent des fonctions associées à chaque classe d'agents.
- un ensemble d'opérateurs chargés de séquencer et d'appliquer ces opérations tout en respectant les règles globales de réaction de l'ensemble du système aux modifications qui lui sont appliquées (idem, « les lois de l'univers modélisé »).

La modélisation multi-agents consiste au final à étudier le comportement global de la population des agents, à en expliquer les relations et à simuler l'émergence d'un niveau supérieur d'organisation inter-agents en partant d'un principe de réduction ascendante de la complexité (idem, principe « bottom up »). C'est à dire considérant que l'association et l'interaction des comportements simples de chaque individu au niveau élémentaire génère l'émergence d'une structure d'ensemble du système (Malville, 1999).

Dans l'application de cette approche à la modélisation, les individus ou groupe d'individus du monde concret (ex : groupes sociaux, institutions, villes) sont chacun représentés informatiquement par un agent. Cet agent est algorithmiquement autonome, c'est à dire que sa logique algorithmique dispose de possibilités d'adaptation quand son environnement change (Bousquet et al, 1996) en suivant un certain nombre de principes généraux (fig. 12) :

- Il perçoit et agit dans un environnement spatial et temporel composé d'objets localisés et passifs.
- Il peut communiquer avec d'autres agents par l'intermédiaire de messages.
- Il maintient en mémoire une représentation complète ou partielle de l'univers dans lequel il est modélisé. A savoir, son état et celui des autres agents.
- Il poursuit des objectifs ou contraintes qui sont propres à sa classe d'agents.

L'agent représente donc l'entité active du modèle dont l'essence même est d'atteindre ses objectifs sous différentes contraintes liées à son environnement physique (idem, ses relations avec les objets) et social (idem, ses relations avec les autres agents), à ses capacités intrinsèques (chaque agent possède des caractéristiques spécifiques à même de le différencier des autres agents et de lui conférer un comportement propre), à celles des autres agents et enfin à un jeu de règles prédéfinies (idem, « les lois de l'univers »).

Les principales qualités de ce type de modélisation tiennent à sa capacité d'intégration et à sa flexibilité. Il est en effet possible d'intégrer à la fois des variables quantitatives, des équations différentielles et des comportements fondés sur des règles symboliques (variables qualitatives). Il est de plus aisé d'intégrer des modifications en ajoutant de nouvelles règles ou de nouveaux types d'agent pour faire évoluer le système afin de représenter au mieux l'univers étudié (Ferber, 1997).

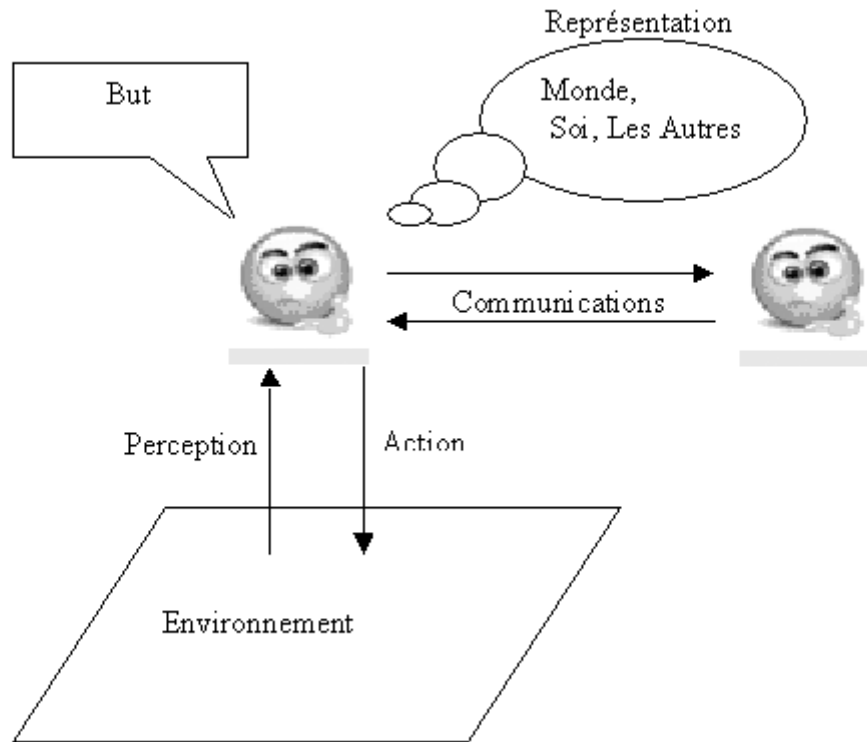


Figure 12 : Représentation schématique du fonctionnement d'un agent au sein d'un SMA (d'après Ferber, 1997)

Outre l'intérêt pour l'étude proprement dite des interactions existant entre les agents et leur environnement, ce type d'approche constitue un intéressant laboratoire virtuel pour mener des expériences de comportement socio-économique difficilement réalisables sur le terrain et à même de promouvoir une pédagogie de dialogue et de décision entre les acteurs d'un même projet de gestion de l'eau.

Dans le cas de notre étude, cette approche nous a paru la seule susceptible de répondre aux interrogations posées par l'impact réel de l'évolution des concentrations en nitrates dans les eaux souterraines au niveaux des acteurs élémentaires de l'eau potable dans le bassin de la Seine, à savoir les communes et les UGE qui les fédèrent.

Chaque UGE peut en effet être considérée comme un agent exploitant la ressource en eau souterraine pour les besoins de sa population. En présence de la pollution avérée d'un captage, elle doit prendre une décision compte tenu des ressources environnantes qui lui sont disponibles (autres captages ou connexion à une autre UGE disposant d'une eau de bonne qualité) et des contraintes techniques et économiques qui sont appliquées.

Pour mettre en œuvre un système multi-agents (SMA), différentes plates formes de développement sont disponibles : MadKit, StarLogo, Desire, SDml (Bousquet, 2001). Nous avons choisi la plate-forme CORMAS (Common-Pool Resources and Multi-Agent Systems). C'est un environnement de développement de SMA dédié aux problèmes de dynamique de système et d'usage des ressources naturelles. Développée par le CIRAD, cette plate-forme, en libre accès<sup>1</sup>, est programmée en langage orienté objet et développée à partir du système de développement VisualWorks basé sur le langage Smalltalk (Goldberg, 1984).

<sup>1</sup> Le logiciel et toutes informations complémentaires sont disponibles sur le site : <http://cormas.cirad.fr/>

La plate-forme CORMAS (fig. 13) permet de modéliser trois types d'entités : spatiales, sociales et passives.

- Les entités spatiales définissent l'environnement physique du modèle et sont représentées par les cellules d'un maillage carré ou hexagonal. Chaque cellule est autonome et peut avoir un comportement distinct en fonction de ses caractéristiques et de ses propriétés.
- Les entités sociales sont représentées par les agents. Ils peuvent être situés (localisés géographiquement avec une capacité de déplacement) et/ou communicants (par échange de messages). Ces agents peuvent eux-mêmes être regroupés en de nouvelles entités.
- Les entités passives sont soit les messages que peuvent s'échanger les agents, soit des objets passifs (idem, non acteurs) localisés dans l'espace.

Pour chacune de ces entités, la plate-forme offre la possibilité de définir des caractéristiques appelées « attributs » qui sont stockés sous forme de variables et des comportements programmés sous forme de « méthodes » (idem, fonctions ou modules).

Pour suivre les simulations, trois points de vue sont disponibles : une vue spatiale (idem, cartographique) où les entités sont représentées graphiquement en fonction des valeurs de leurs paramètres, une vue des échanges entre entités et une vue de l'évolution de variables présélectionnées sous forme de graphiques.

La plate-forme offre enfin la possibilité d'échanger des données avec d'autres logiciels de type SIG (ex : ArcGIS) ou de type gestionnaire de base de données (ex : Microsoft Excel ou Microsoft Access).

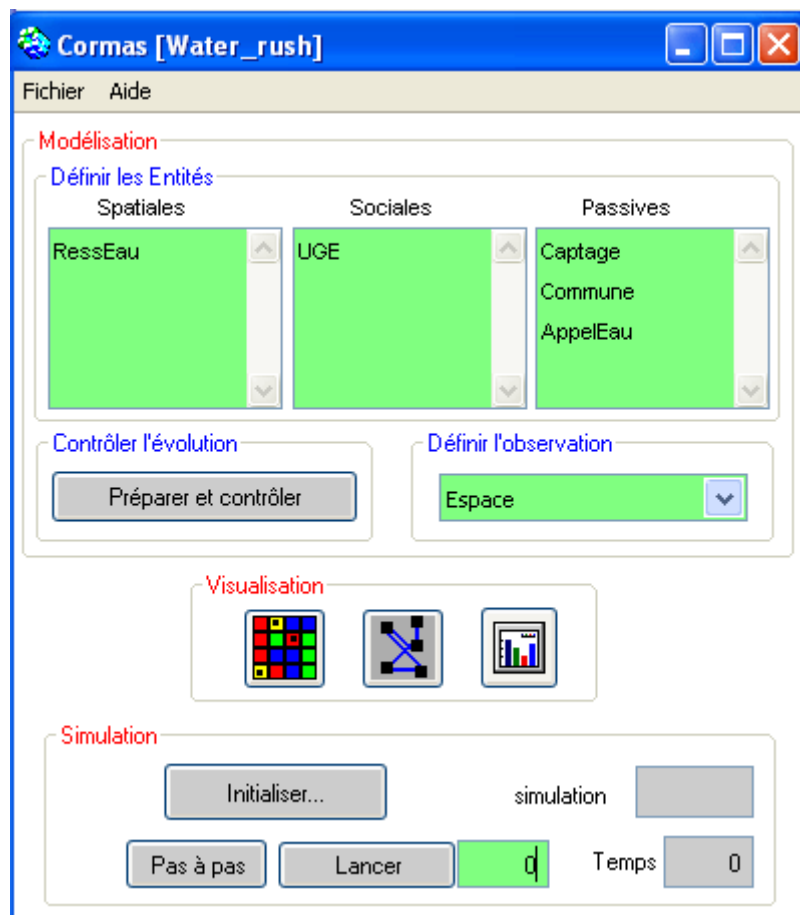


Figure 13 : Interface principale de dialogue de la plateforme CORMAS



## 4.2. Développement du modèle multi-agents WATER-RUSH

Nous avons développé le modèle WATER-RUSH sur la base de la plateforme CORMAS pour représenter le comportement des UGE face à une pollution avérée de leur ressource en eau souterraine, c'est à dire de déterminer vers quelle solution, « curative » ou « préventive », une UGE peut s'orienter pour produire une eau potable de bonne qualité tout en évaluant le coût de la solution retenue et en tenant compte des relations qu'elle peut entretenir avec les UGE voisines.

Nous ne nous intéressons pas ici aux choix alternatifs faits par le consommateur d'eau qui pourrait opter, par exemple, pour une consommation d'eau en bouteille. Notre modèle est entièrement basé sur un concept économique, à savoir que l'UGE opte pour la solution la plus économique selon une analyse « coût-bénéfice ». En ce qui concerne les propriétés de base de l'agent représentant l'UGE dans le système WATER-RUSH, on a retenu que :

- L'UGE perçoit son environnement de manière instantanée. C'est à dire qu'elle prend en compte l'état des nappes et de ses captages sous la forme d'un risque de dépassement des valeurs seuils 50 et 100 mgNO<sub>3</sub>/l, à l'intérieur des limites communales qui la composent, à l'instant présent sans aucune connaissance de l'évolution passée de la qualité de l'eau (idem, absence de mémoire) et sans appréciation de la qualité future de l'eau (idem, absence d'anticipation).
- elle communique avec les autres UGE dans la recherche de nouvelles ressources quand ses propres ressources sont polluées.
- Elle poursuit un objectif unique qui est celui de la production d'eau potable de bonne qualité et à moindre coût.

### 4.2.1 Présentation générale du système WATER-RUSH

WATER-RUSH est composé comme tout SMA de différentes entités, agents ou objets, munis de leurs propres propriétés (ou attributs) et comportements (ou méthodes). Les types d'entités représentées se comptent au nombre de trois :

- Les entités sociales, qui sont ici les agents représentant les UGE exploitantes. Elles sont placées dans un espace cellulaire bidimensionnel et peuvent communiquer entre elles. Elles décident des solutions à apporter à chaque captage afin de produire une eau potable de bonne qualité
- Les entités spatiales, qui sont les cellules individuelles de l'espace bidimensionnel se présentant sous forme d'un maillage carré kilométrique. Chaque cellule est munie de propriétés contenant : la description des aquifères situés au droit de celle-ci, les probabilités de dépassement de seuil de concentration en nitrates fournies par le modèle MODSUR-STICS-NEWSAM pour chacun ces aquifères, le nom de la commune à la quelle elle appartient et le nom de l'UGE à laquelle cette commune est rattachée.
- Les entités passives correspondent aux captages d'eau potable et aux communes. Elles sont placées dans l'espace cellulaire bidimensionnel et sont associées à une UGE particulière. Les captages ont comme propriété de pouvoir être construits, abandonnés, approfondis ou encore améliorés dans leur exploitation en utilisant une unité appropriée de traitement des nitrates. Chaque commune porte comme paramètres : sa population, le taux d'accroissement de celle-ci et la présence ou non des aquifères de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie.

La figure 14 précise les principales relations existant entre ces entités. Le modèle fonctionne de manière itérative, au pas de temps annuel. Chaque agent UGE possède la liste des captages auxquels elle a accès pour produire de l'eau potable. A chaque pas de temps (idem, chaque année), les captages prélèvent leur eau dans l'un des aquifères où la probabilité de dépassement des valeurs « seuil » est connue grâce au modèle MODSUR-STICS-NEWSAM. En cas de risque de dépassement de seuil trop élevé, l'agent UGE est amené à modifier son réseau de captage en fonction : des captages qu'il gère lui même, des possibilités offertes par les ressources en eau potable dont il dispose et des ressources en eau potable dont disposent les autres agents UGE environnants.

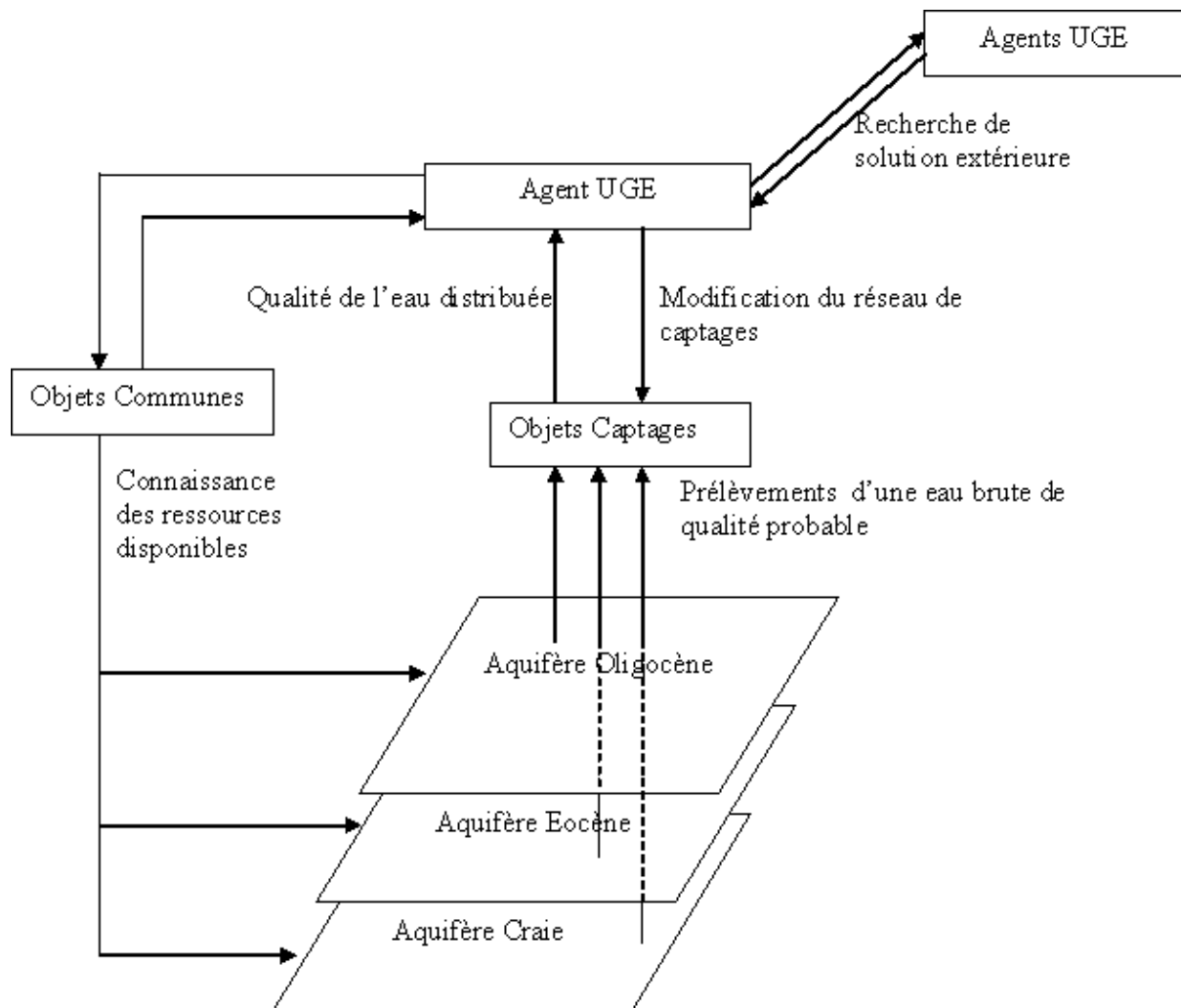


Figure 14 : Les principales interactions existant entre les entités du modèle WATER-RUSH

#### 4.2.2 Entités et initialisation du modèle WATER-RUSH

##### L'entité UGE

Chaque agent UGE (figure 15) gère une collection d'objets passifs appelés propriétés (ou attributs) portant différentes informations sur : (a) les communes qui le constituent ; (b) les captages qu'il gère ; (c) l'état du réseau AEP par le biais de la concentration en nitrates dans chaque captage ; (d) les besoins en eau potable de chaque commune ; et enfin, (e) le coût de la solution choisie en cas de modification du réseau pour répondre à la contamination des captages.

Les principales actions de l'agent UGE sont programmées sous forme de comportements (ou méthodes) et portent sur les points suivants : (1) contrôle du réseau d'eau potable pour juger de la qualité de l'eau distribuée ; (2) recherche de solutions internes en cas de pollution avérée ; (3) recherche de solutions externes pour répondre à la pollution ; (4) calcul économique des solutions ; et enfin (5) choix de la solution la plus économique et modification du réseau AEP en conséquence.

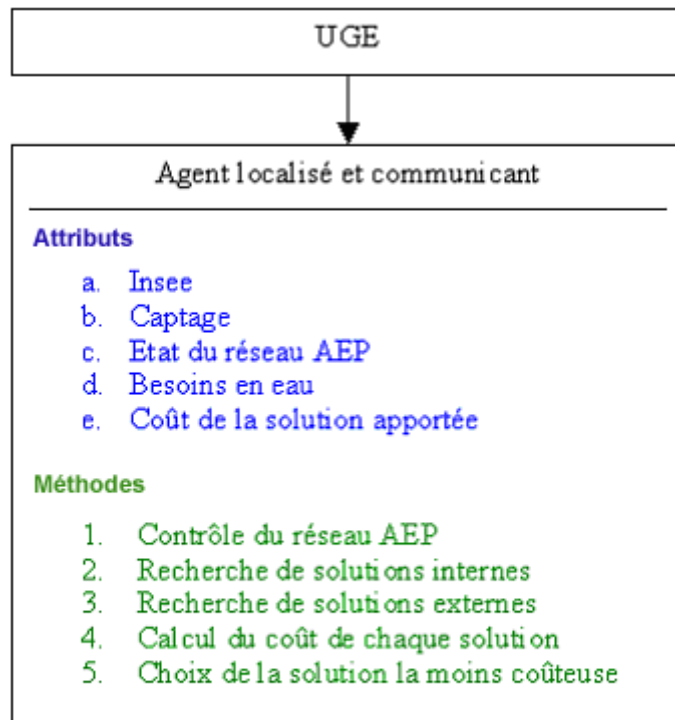


Figure 15: Attributs (*idem*, paramètres) et méthodes (*idem*, comportements) de la classe des agents (*idem*, entités) UGE

#### *L'entité cellule spatiale*

Chaque cellule de l'espace d'appui (*idem*, maille carrée kilométrique) porte des informations sur les différents aquifères composant le système : le type d'aquifère présent par commune (Oligocène, Eocène, Craie), la profondeur de chaque aquifère et les probabilités de dépassement par commune et par aquifère des seuils 50 et 100 mgNO<sub>3</sub>/l. Pour les besoins de la représentation graphique des résultats de simulation, chaque cellule est aussi munie du code INSEE de la commune qui la recouvre majoritairement et du code de l'UGE à laquelle cette commune est affectée.

#### *L'entité Captage*

Chaque objet « Captage » est placé sur une des cellules du modèle. Les attributs de cet objet concernent : le code de l'aquifère dans lequel il prélève de l'eau brute, le code de l'UGE à laquelle il appartient, un indice de qualité<sup>2</sup> de l'eau qu'il délivre et un descriptif des modifications qu'il a subit (approfondissement, abandon, traitement des nitrates). Ses fonctions se limitent à la détermination la qualité de l'eau distribuée et à en informer l'UGE auquel il est affecté. On remarquera qu'aucune information n'est fournie sur la quantité d'eau distribuée par le captage.

#### *L'entité Commune*

Chaque objet « Commune » est placé sur la cellule correspondant au centre de gravité de son périmètre géographique. Elle est porte des informations sur : son code INSEE, le code de l'UGE à laquelle elle appartient, sa population en 1998 et le taux d'accroissement annuel de sa population. Sa

<sup>2</sup> Indice de qualité utilisé par WATER-RUSH : bonne (<50 mgNO<sub>3</sub>/l), médiocre (>50 mgNO<sub>3</sub>/l et <100 mgNO<sub>3</sub>/l) et mauvaise (>100 mgNO<sub>3</sub>/l)

principale fonction consiste à identifier les aquifères dont elle peut disposer pour une exploitation AEP.

#### *Initialisation du modèle*

La plate-forme CORMAS offre la possibilité d'initialiser la simulation en important un jeu de données prédéfini. Nous avons donc utilisé les valeurs calculées par le modèle MODSUR-STICS-NEWSAM et les bases de données SIG du PIREN-Seine mis à notre disposition, en les important sous format texte ASCII.

Dans la représentation spatiale choisie, les communes forment l'entité géographique de base et les données aquifères ont été ramenées à cette entité. Ainsi un aquifère accessible sur une partie de la surface communale a été pris comme accessible sur toute la commune. Dans le modèle WATER-RUSH, cette simplification n'entraîne d'ailleurs aucune conséquence sur les résultats de la simulation car la variabilité des paramètres physiques à l'intérieur de chaque commune n'est pas prise en compte par les agents.

A l'initialisation, l'utilisateur choisit une valeur de probabilité de dépassement du seuil de la concentration en nitrates utilisée dans MODSUR-STICS-NEWSAM. Cette valeur de probabilité est considérée comme le « risque critique » au delà duquel l'exploitant décidera d'agir sur le captage. Notons que ce « risque critique » est exprimé dans WATER-RUSH par un indice allant de 0 à 100 et que dans la version actuelle du programme la même valeur de risque est utilisée pour tous les captages, quel que soit l'aquifère utilisé.

### **4.2.3 Déroulement de la simulation**

#### *Affectation des valeurs de probabilité du temps $t$ aux cellules spatiales*

A chaque pas de temps annuel, les probabilités de dépassement de seuil par aquifère, calculées par MODSUR-STICS-NEWSAM et moyennées par commune, sont importées dans le modèle et l'environnement complet est rechargé.

#### *Scénario de contrôle de l'état de l'eau distribuée*

Au pas de temps annuel, chaque UGE demande à l'ensemble de ses captages de contrôler la qualité de l'eau potable distribuée. Les entités captages définissent alors la qualité de l'eau potable en fonction du « risque critique », de la probabilité de franchissement de seuil affectée à l'eau brute pompée et de la présence ou non d'un traitement dans la filière de production suivant trois niveaux de qualité : bonne (<50 mgNO<sub>3</sub>/l), médiocre (>50 mgNO<sub>3</sub>/l et <100 mgNO<sub>3</sub>/l) ou mauvaise (>100 mgNO<sub>3</sub>/l). L'UGE peut alors contrôler l'état général de la qualité de l'eau dans le réseau en considérant que chaque captage produit le même débit.

Dans le cas où un captage serait déclaré de mauvaise qualité, la qualité de l'eau du réseau est automatiquement considérée comme « non potable ». Si la présence d'un captage de qualité médiocre est constatée, l'UGE considère qu'un mélange est possible dans le réseau à proportion d'un captage de qualité bonne pour un captage de qualité médiocre. Si cette condition n'est pas respectée, la qualité de l'eau du réseau est considérée comme « non potable ». Dans le cas d'un mélange interne à l'UGE, aucun coût supplémentaire n'est pris en compte, le modèle considérant que l'ensemble des captages sont déjà interconnectés dans une même UDI alimentant l'ensemble des abonnés.

#### *Recherche d'une solution interne à l'UGE*

Dans le cas où la qualité de l'eau du réseau est déclarée comme « non potable », l'UGE est amenée à rechercher des solutions pour fournir à nouveau une eau potable à ses abonnés. Nous

imposons ici une condition forte au modèle, à savoir que les UGE tendent à rester maître de leur ressource en eau quelque en soit le coût. L'UGE passe en revue l'ensemble des solutions dont elle dispose et détermine leur faisabilité selon la stratégie suivante :

- *approfondissement du captage* : possible s'il existe un aquifère plus profond au droit du captage avec une probabilité de franchissement du seuil de pollution, inférieure au « risque critique ». Le coût de la solution est calculé à partir de la fonction présentée en figure 16 et en utilisant la formule :  $C_I = 55\,054e^{0.0173P}$ , où P est la profondeur en mètre du forage.

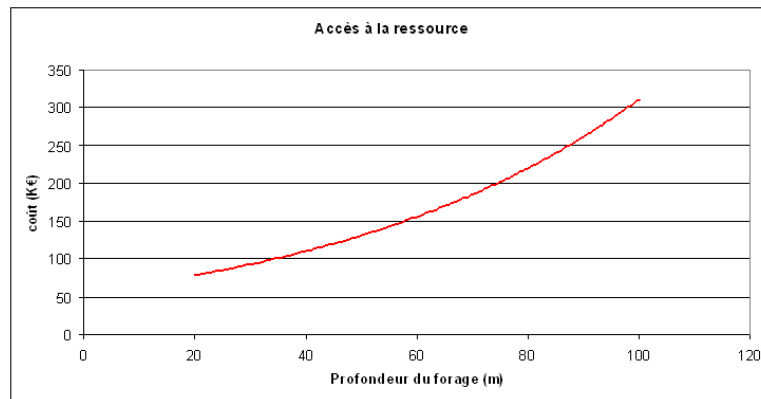


Figure 16: Evolution des coûts d'investissement d'un captage d'eau en fonction de la profondeur de la prise (d'après AESN, 1994)

- *traitement* : Nous avons souhaité élaborer dans ce cas une fonction coût de l'investissement de type :  $C_I = aQ^b$ . Pour cela nous avons recherché auprès de différents groupes, notamment les Agences de l'Eau et les organismes de recherche<sup>3</sup>, les données relatives aux coûts d'investissement d'usine de traitement en nitrate et estimé les paramètres  $a$  et  $b$  de la fonction précédente par régression. Malheureusement, la majorité des données obtenues sont anciennes, datant des années 90, et restent peu nombreuses. Ceci s'explique par le fait qu'à l'heure actuelle les solutions « palliatives » sont préférées et étudiées en priorité, ce qui laisse peu d'efforts consacrés à l'étude et à la publication de l'économie des solutions « curatives » en ce qui concerne les nitrates. D'autre part, à l'Agence de l'Eau Seine Normandie par exemple, la majorité des informations disponibles concerne actuellement les unités de traitement combinant traitement nitrate et traitement pesticide au Charbon Actif en Grain (CAG) ce qui accroît d'autant les surcoûts de production publiés.

Dans la figure 17, les coûts d'investissements recensés ont été représentés en fonction des capacités annuelles de production des usines pour les cas de dénitrification et de dénitratisation.

Dans le cas de la dénitratisation, on obtient une fonction égale à  $C_I = 60.Q^{0.65}$  avec un exposant correspondant à la règle des 2/3 couramment utilisée en ingénierie. Le coefficient de corrélation obtenu est assez faible en raison du peu de donnée et des écarts importants existants pour les grosses productions de traitement. Dans le cas de la dénitrification, nous n'avons pu obtenir autant d'information. Nous obtenons tout de même une fonction avec un exposant proche des 2/3 égale à :  $C_I = 81.Q^{0.69}$ .

On remarque, qu'à production égale, les coûts d'investissement pour la dénitrification sont nettement supérieurs à ceux de la dénitratisation. Dans notre modèle, comme les solutions les moins coûteuses sont préférées, seule la solution dénitratisation est donc envisagée. La mise en place d'un traitement des nitrates est de plus limitée au cas d'une production en eau potable supérieure à 100 000 m<sup>3</sup> par an. Ceci correspond à la production minimale des unités de traitement pour lesquelles nous sommes informés. Lors d'un traitement, seule la moitié des débits nécessaires à la

<sup>3</sup> Les principales sources de données sont : enquête Lacroix, Balduchy (1995), enquête Saunier (1993), Deniset (1993), données AESN (2005).

consommation sont traités puis un mélange avec les eaux brutes pompées restantes est effectué. C'est le type d'opération implantée dans le modèle WATER-RUSH afin de réduire les coûts de fonctionnement et d'investissement. Les coûts de fonctionnement sont basés sur les résultats de Lacroix et al (1995) et estimés à 15 centimes d'euros par m<sup>3</sup>.

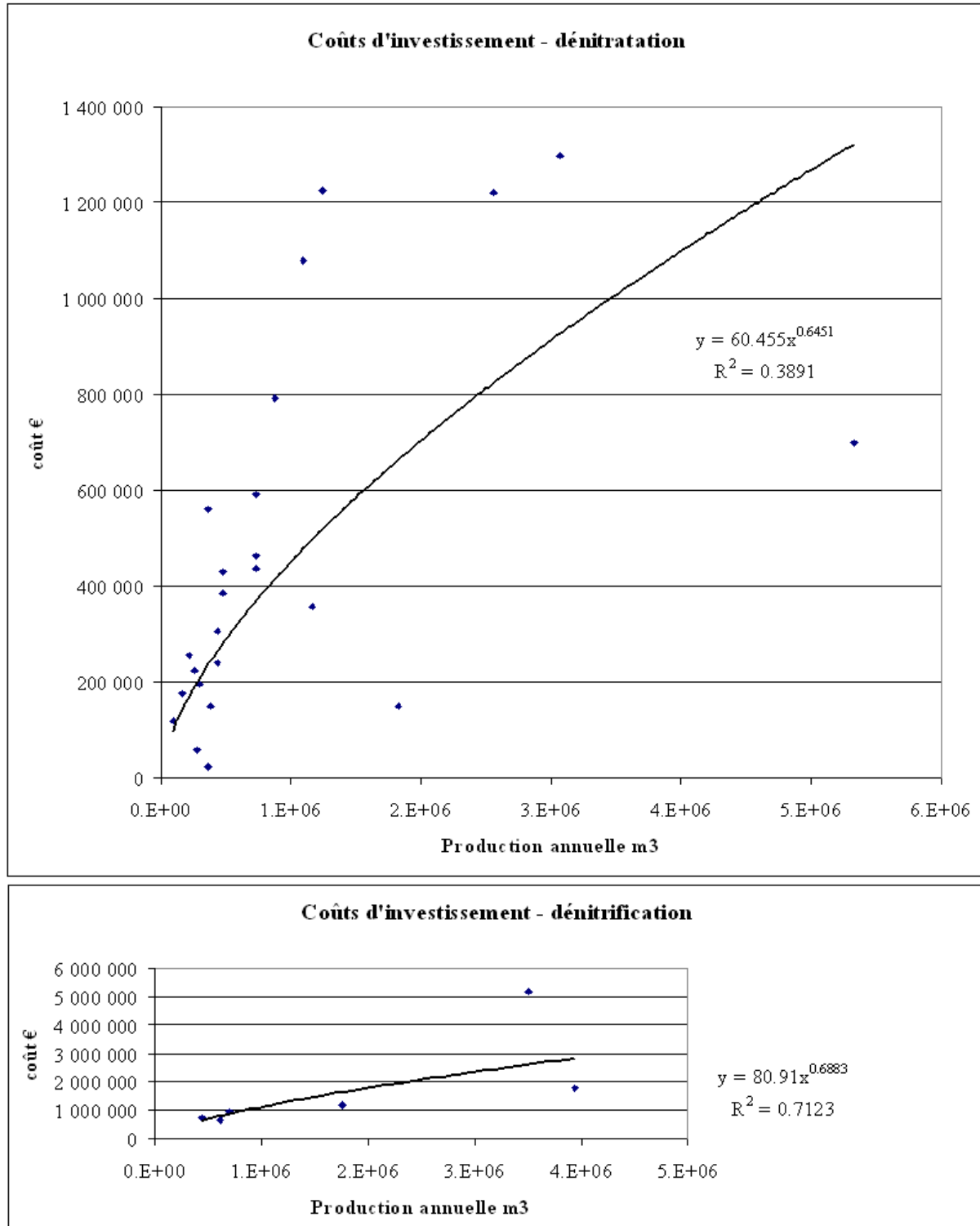


Figure 17 : Courbes des fonctions de coût d'investissement du traitement des nitrates par dénitratisation et dénitrification utilisés dans le modèle WATER-RUSH

- *nouvelle ressource avec abandon du captage* : possible si une autre commune de l'UGE présente un aquifère plus profond avec une probabilité de franchissement du seuil de pollution inférieure au « risque critique ». Dans ce cas, on impose de fait le choix de l'aquifère le plus profond donc moins vulnérable. Le coût est établi pour une part de la même manière que pour l'approfondissement et n'inclut donc ni la recherche de la nouvelle ressource (considéré comme connue) ni la mise en place de la station de pompage préexistante.

Le coût d'interconnexion est estimé suivant une fonction exponentielle du coût d'investissement au mètre de type :  $C_I = a.e^{bD}$ , avec D comme diamètre en mm de la conduite d'eau<sup>4</sup>. Ce coût tient compte de la densité moyenne de population de l'UGE et donc du débit à produire et de la distance séparant le centre de gravité de l'UGE de celui de la commune du captage. A partir des données présentées en figure 18, nous avons construit un tableau des coûts selon différentes classes de densité de population (tab.1).

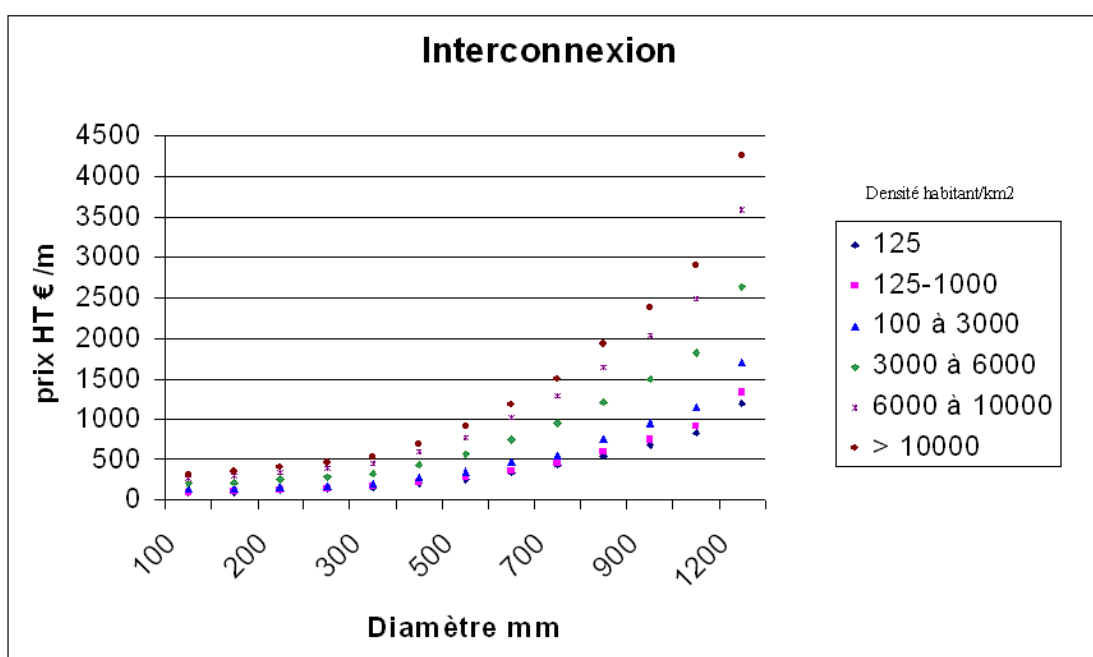


Figure 18: Evolution des coûts d'investissement pour une adduction entre deux captages (données AESN, 2005)

<sup>4</sup> Pour déterminer le diamètre des conduites d'eau, nous estimons les besoins en jour journalier à desservir et nous appliquons la formule suivante permettant le calcul du diamètre en fonction du débit souhaité :

$$D = 1.97Q^{0.378} \text{ avec } D \text{ pour le diamètre et } Q \text{ pour le débit journalier (Source : Heaney et al, 1999).}$$

Tableau 1 : Paramètres adoptés pour évaluer le coût de l'interconnexion entre UGE dans WATER-RUSH selon la formule  $C_i = a.e^{bD}$

Densité (hab. / km <sup>2</sup> )	A	b
>10 000	256	0.0024
6 000 – 10 000	218	0.0024
3 000 – 6 000	161	0.0024
1 000 – 3 000	102	0.0024
125 – 1 000	80	0.0024
<125	73	0.0024

Chaque solution interne offerte à l'UGE pour corriger la qualité de son eau potable est donc accompagnée d'un coût et la solution la moins coûteuse sélectionnée par WATER-RUSH pour chaque captage. La comparaison est faite sur la base du coût moyen à long-terme annuel, qui est égal à la somme des investissements et coûts de fonctionnement annuels rapportée à la durée de vie de l'installation avec un taux d'actualisation de 8%. Dans le cas des approfondissements et des interconnexions, cette durée de vie adoptée est égale à 50 ans. Pour les usines de traitement, cette durée de vie est réduite à 15 ans. L'investissement est reporté linéairement à part égale sur la durée de vie et est associé à un prêt à long terme avec un taux d'intérêt de 4%.

On considère dans le modèle que la solution interne doit être immédiatement effective et que la qualité de l'eau résultante dans le réseau est satisfaisante. Si tel n'est pas le cas quelle que soit la solution interne proposée, l'UGE est alors amenée à rechercher une solution extérieure.

#### *Recherche d'une solution externe à l'UGE*

L'UGE, faute d'avoir résolu d'elle-même ses problèmes de qualité, alerte les UGE voisines pour rechercher une eau de bonne qualité. Dans ce cas, les échanges prévus dans WATER-RUSH portent exclusivement sur l'achat par l'UGE à ses voisines d'une certaine quantité d'eau potable. Cet achat ne peut se faire qu'auprès des UGE disposant d'une qualité d'eau potable ne demandant pas de traitement. L'UGE choisit alors la partenaire dont le prix est le moins élevé. Le prix de vente est égal au coût de l'interconnexion (calculé à partir de la moyenne des densités de population des deux UGE et de distance qui les sépare)<sup>5</sup> et des éventuels surcoûts suite aux solutions apportées au cours de la simulation (on ne tient pas compte ici du prix de production de l'eau de base). Dans le cas d'un abandon de captage en raison d'eaux brutes d'une teneur supérieure à 100 mgNO<sub>3</sub>/l, la totalité de la production en eau potable du captage est achetée à une UGE partenaire. Dans le cas d'un captage dont les teneurs sont supérieures à 50 mgNO<sub>3</sub>/l, seule la moitié de la production en eau potable est achetée pour permettre un mélange.

<sup>5</sup> Le passage sur d'autres communes n'est pas pris en compte dans le calcul.



### 4.3. Cadre géographique d'expérimentation de WATER-RUSH

Nous avons limité la phase d'expérimentation de notre étude à un sous-ensemble du bassin. Mais dans un souci de réalisme nous avons choisi de travailler à l'intérieur des limites de « masses d'eau souterraine » DCE (Directive Cadre sur l'Eau) choisies comme unité géographique de base. Pour couvrir une variété suffisante de situations relatives à l'exploitation des ressources en eau souterraines disponibles dans le bassin de la Seine, les trois « masses d'eau » suivantes ont été sélectionnées (fig. 19) :

- 4092 : « Calcaires tertiaires libres et craie Sénonienne de Beauce »
- 3103 : « Tertiaire – Calcaire de Champigny en Brie et Soissonnais »
- 3210 : « Craie du Gâtinais »

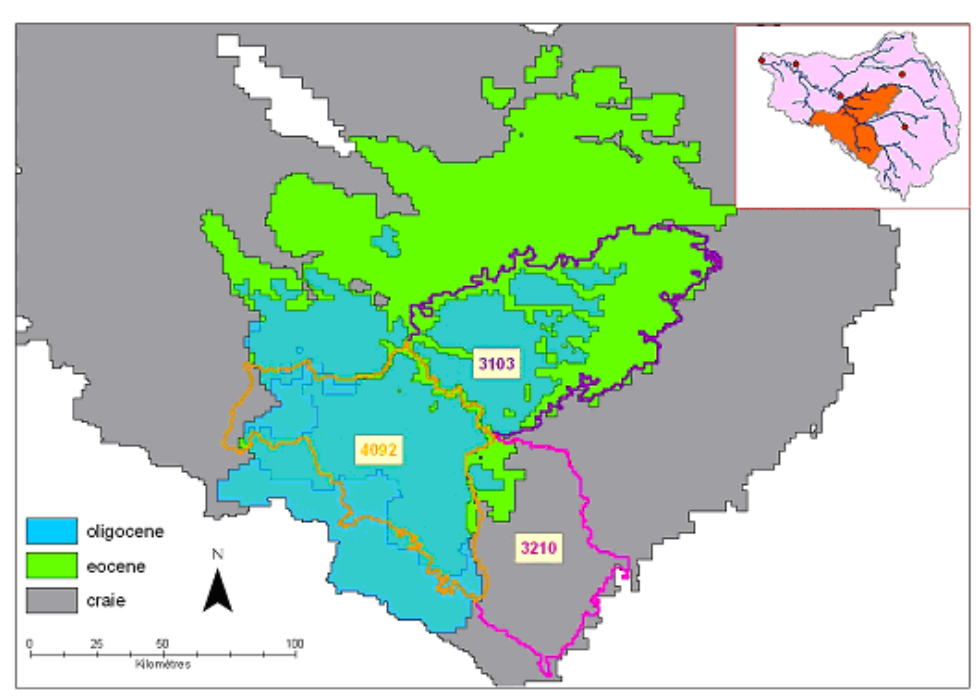


Figure 19 : Secteur géographique d'expérimentation du module WATER-RUSH

Si on se réfère aux fiches de caractérisation initiale des « masses d'eau » publiées par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, les informations suivantes relatives à notre secteur d'étude peuvent être précisées :

- La masse d'eau souterraine 4092 : « Calcaires tertiaires libres et craie Sénonienne de Beauce », est à dominante sédimentaire et s'étend sur deux districts hydrographiques : le bassin de la Seine et le bassin de la Loire. Sa délimitation correspond au secteur géographique couvert par le SAGE de Beauce. Dans notre étude, nous nous intéressons uniquement au secteur correspondant au bassin de la Seine d'une surface de 5148 km<sup>2</sup>. Elle est constituée d'aquifère libres et captifs dissociés (aquifère de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie) et d'aquifère libre seul (aquifère de la Craie) et possède des caractéristiques karstiques. L'aquifère de l'Oligocène ou calcaires de Beauce et l'aquifère de l'Eocène sous-jacent présentent une structure interne multicouche, non prise en compte dans le modèle NEWSAM. L'occupation agricole, soit 74% de la superficie totale, y est très développée avec une dominante : céréales et oléoprotéagineux. Les prélèvements d'alimentation en eau potable y sont estimés à 42 millions de m<sup>3</sup> pour une population de 0.9 millions d'habitants. Le suivi des points de captage (25 points) sur la période 1997-2001 montre

une dégradation significative de la qualité des eaux pour le paramètre nitrate vers le niveau fortement dégradé (concentrations supérieures à 50 mg/l).

- La masse d'eau souterraine 3103 : « Tertiaire – Calcaire de Champigny en Brie et Soissonnais », est à dominante sédimentaire et s'étend sur une surface de 5164 km<sup>2</sup>. Elle est constituée des aquifères de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie. L'aquifère de l'Oligocène est présent dans la section Sud-ouest recouvrant la partie captive de l'aquifère de l'Eocène. Sur la section restante, l'aquifère de l'Eocène y est affleurant. Comme pour la masse d'eau précédente, une structure interne multicouche caractérise ces deux aquifères. On notera aussi la présence de karst dans les calcaires de Champigny et de Saint Ouen (Eocène) et de fissures dans les calcaires de Brie (Oligocène). L'occupation agricole, soit 64.2 % de la superficie totale, est à dominante : céréales et oléoprotéagineux. Les prélèvements d'alimentation en eau potable y sont estimés à 107 millions de m<sup>3</sup> et permettent d'alimenter les populations locales mais aussi une partie de l'agglomération parisienne par l'exploitation des sources du bassin de Provins (SAGEP- Eau de Paris). Le suivi des points de captage (19 points) sur la période 1998-2001 montre une dégradation significative de la qualité des eaux pour le paramètre nitrate vers le niveau fortement dégradé (concentrations supérieures à 50 mg/l) classant cette masse d'eau au 2<sup>ème</sup> rang des masses d'eau les plus concernées par ce type de dégradation dans le district de Seine Normandie.

- La masse d'eau souterraine 3210 : « Craie du Gâtinais », est à dominante sédimentaire et s'étend sur une surface de 3628 km<sup>2</sup>. Elle est majoritairement constituée de l'aquifère libre de la Craie qui présente localement des karsts. Masse d'eau trans-district, la section relative au bassin Seine-Normandie couvre une surface de 3 251 km<sup>2</sup>. L'occupation agricole, 64.2 % de la superficie totale, est aussi à dominante : céréales et oléoprotéagineux. Les prélèvements en eau potable y sont estimés à 43 millions de m<sup>3</sup>. Le suivi des points de captage (9 points) sur la période 1998-2001 montre une dégradation de tous les captages pour le paramètre nitrate dont plus de 40% avec des concentrations supérieures à 50 mg/l.

On remarquera que, sur l'ensemble de la zone d'étude, les pressions agricoles et les dégradations constatées sur la ressource en eau sont comparables.

Les simulations sont lancées sur la période 2005-2030 à partir des résultats de probabilité obtenus depuis le modèle MODSUR-STICS-NEWSAM. Les paramètres des entités « UGE », « Commune » et « Captage » utilisées dans WATER-RUSH ont été définis en utilisant les informations de la base de données ONQES dont la dernière mise à jour remonte à 1995 et celle de la base de données de l'inventaire communal 1998 de l'INSEE. Il existe donc un décalage temporel entre ces sources d'information et la date de démarrage de la simulation en 2005.

Certains captages ont en effet pu subir des modifications d'exploitation sur la période 1995-2005 en raison de leur niveau de pollution. Nous avons tenté d'utiliser les bases de données plus récentes de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (VERS'EAU) et de la DRASS (SISE-Eaux) pour procéder à l'actualisation des données captages. Malheureusement la comparaison des bases montre de nombreuses incohérences et les informations restent trop souvent lacunaires. Nous avons en effet constaté que pour un même captage, chacune des bases pouvait, par exemple, fournir une information différente quant à l'aquifère prélevé. Ces divergences résultent probablement d'une remise à jour partielle des bases et du manque de prise en compte dans certains cas de l'approfondissement des captages.

On notera que ces deux bases de données VERS'EAU et SISE-Eaux disposent aussi d'une information sur les réseaux d'interconnexion entre captages et sur les unités de gestion alimentées en eau potable depuis ces captages. Mais l'absence d'une codification commune rend impossible tout croisement direct d'information et nécessiterait pour être accompli un lourd travail de tri des données et de validation sur le terrain qui n'a pu être menée au cours de notre travail.

Dans la zone d'expérimentation du modèle WATER-RUSH (fig. 20), nous avons donc pris en compte les captages de 612 UGE couvrant 1 027 communes dans l'état où ils étaient renseignés dans la base de données ONQES et en considérant qu'ils ne produisaient initialement de l'eau potable que pour les communes de l'UGE auquel ils appartenaient.

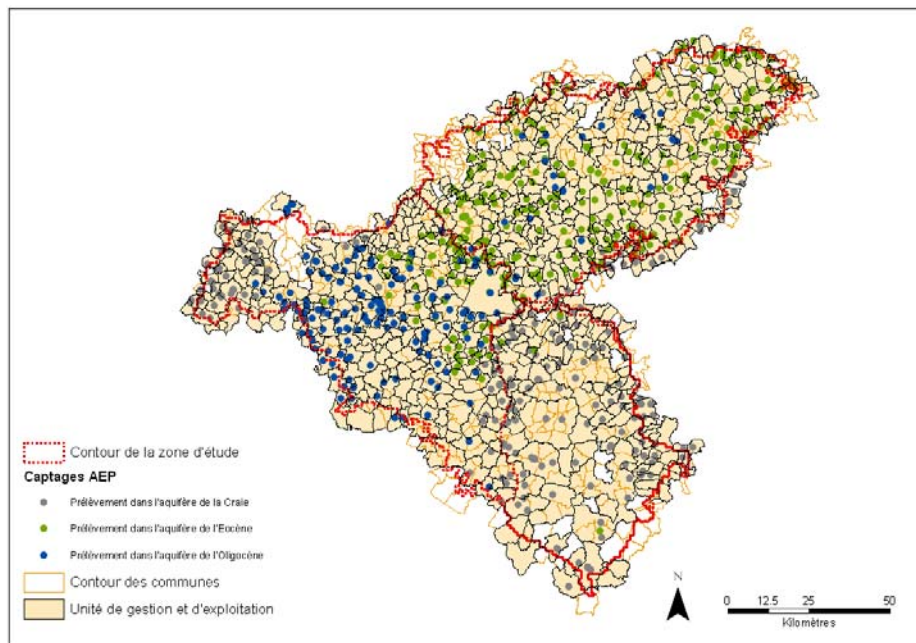


Figure 20 : Carte des UGE, des communes et des captages pris en compte dans de la zone d'expérimentation du modèle WATER-RUSH

Le nombre total de captages traités est ainsi de 778 dont 174 prélèvent dans l'aquifère de l'Oligocène, 366 dans l'aquifère de l'Eocène et 238 dans l'aquifère de la Craie. Comme on peut le constater sur la figure 21, la majorité des UGE de la zone d'expérimentation ne dispose que d'un seul captage sous sa gestion.

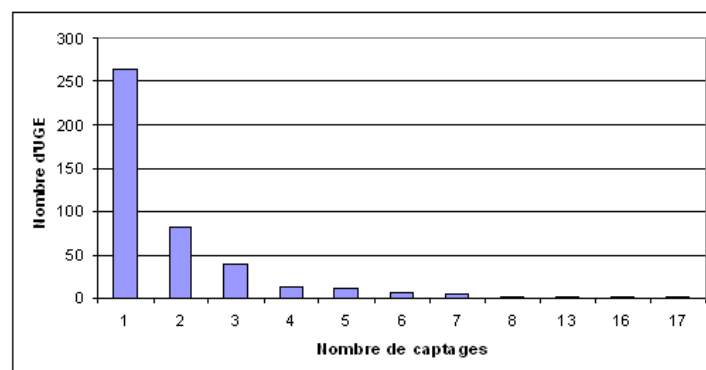


Figure 21 : Répartition des UGE de la zone d'expérimentation par nombre de captages gérés

#### **4.4. Exploitation des résultats de WATER-RUSH**

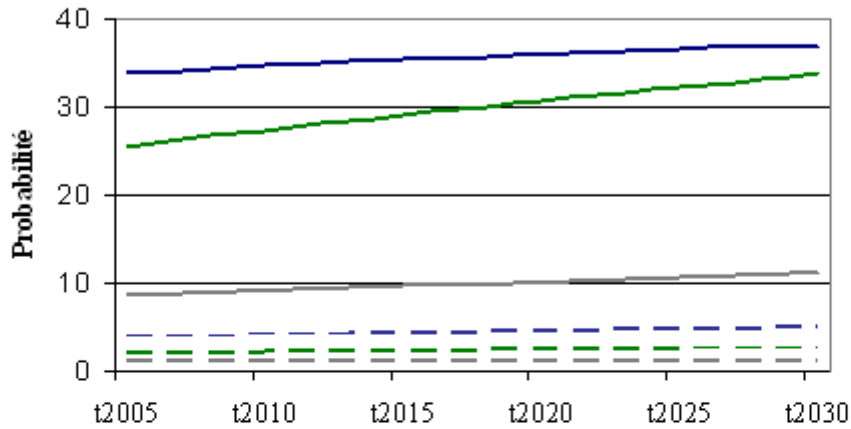
Plusieurs simulations ont été effectuées sur la période 2005-2030 à partir des résultats obtenus avec le modèle MODSUR-STICS-NEWSAM pour les scénarios agricoles « A : Laissez-Faire » et « B : Raisonné » en faisant varier le niveau de « risque critique » utilisé pour juger de l'état des captages. Rappelons que le « risque critique » est un indice, codé de 0 à 100, donnant la valeur maximale tolérée pour la probabilité de franchissement d'un seuil prédéfini de pollution en nitrates. Ces seuils sont ceux définissant l'indice de qualité de l'eau du captage, à savoir : bonne (<50 mgNO<sub>3</sub>/l), médiocre (>50 mgNO<sub>3</sub>/l et <100 mgNO<sub>3</sub>/l) ou mauvaise (>100 mgNO<sub>3</sub>/l). Une fois la valeur de « risque critique » atteinte pour un captage, une action de correction est entreprise par l'UGE qui le gère.

##### **4.4.1 Conditions physiques du milieu fournies par MODSUR-STICS-NEWSAM**

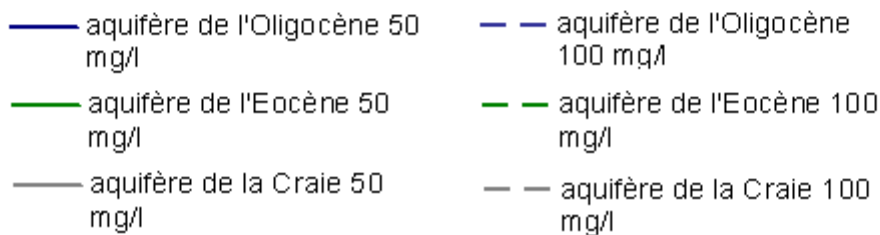
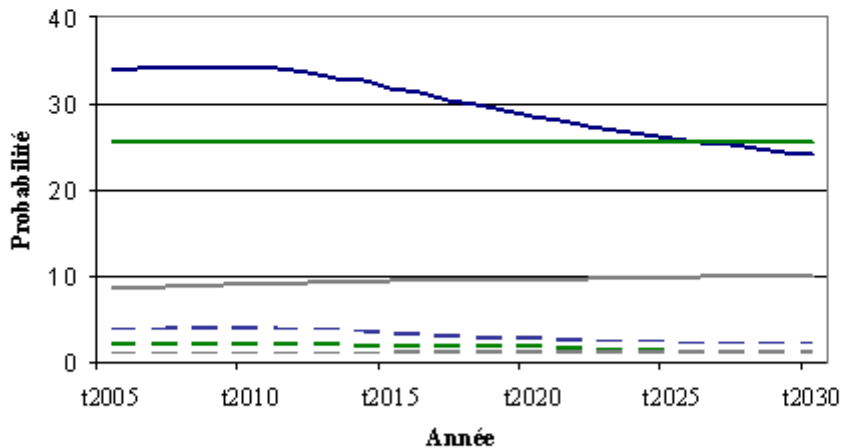
L'évolution annuelle par commune de la probabilité de dépassement des seuils de 50 mgNO<sub>3</sub>/l et 100 mgNO<sub>3</sub>/l calculée par MODSUR-STICS-NEWSAM, pour les captages sous sa juridiction, permet de suivre la dégradation de ses ressources en eau souterraine ou a contrario l'efficacité des mesures de protection adoptées. La figure 22 illustre ces évolutions à l'échelle de chacun des aquifères étudiés. On constate que dans tous les cas, la probabilité moyenne de dépassement du seuil de 50mgNO<sub>3</sub>/l est inférieure à 0.4 (idem, 40%) et celle de dépassement du seuil de 100mgNO<sub>3</sub>/l est inférieure à 0.1 (idem, 10%). On notera, en particulier, les très faibles probabilités de dépassement de seuil pour l'aquifère de la Craie, non affleurant dans le secteur d'expérimentation. En termes d'indice de « risque critique » et pour la zone géographique considérée, on comprend alors que la simulation présente peu d'intérêt si la valeur choisie pour l'indice de « risque critique » est supérieure à 50 (idem, probabilité de dépassement de seuil de 0.5).

## Evolution de la probabilité moyenne de dépassement du seuil de nitrates à l'échelle des communes

### Scénario A: Laissez-Faire



### Scénario B: Raisonné



*Figure 22 : Evolution par aquifère de la probabilité moyenne par commune de dépassement des seuils de qualité – Résultats MODSUR-STICS-NEWSAM Scénarios « A : Laissez-faire » et « B : Raisonné »*

Dès le premier pas de temps de simulation, situé à l'année 2005, le modèle WATER-RUSH procède à une phase d'initialisation qui consiste essentiellement à mettre à jour l'état par commune de la probabilité de dépassement des seuils de 50 mgNO<sub>3</sub>/l et 100 mgNO<sub>3</sub>/l telles qu'elles ont été

calculées par MODSUR-STICS-NEWSAM. On constate sur la figure 23, qu'en 2005, une grande majorité des communes de la zone d'expérimentation présente une probabilité de dépassement du seuil de 50 mgNO<sub>3</sub>/l supérieure à 0.1 (idem, 10%) dans les aquifères libres ce qui laisse augurer d'un important remaniement initial des captages si le seuil de « risque critique » de la simulation est fixé à la valeur 10.

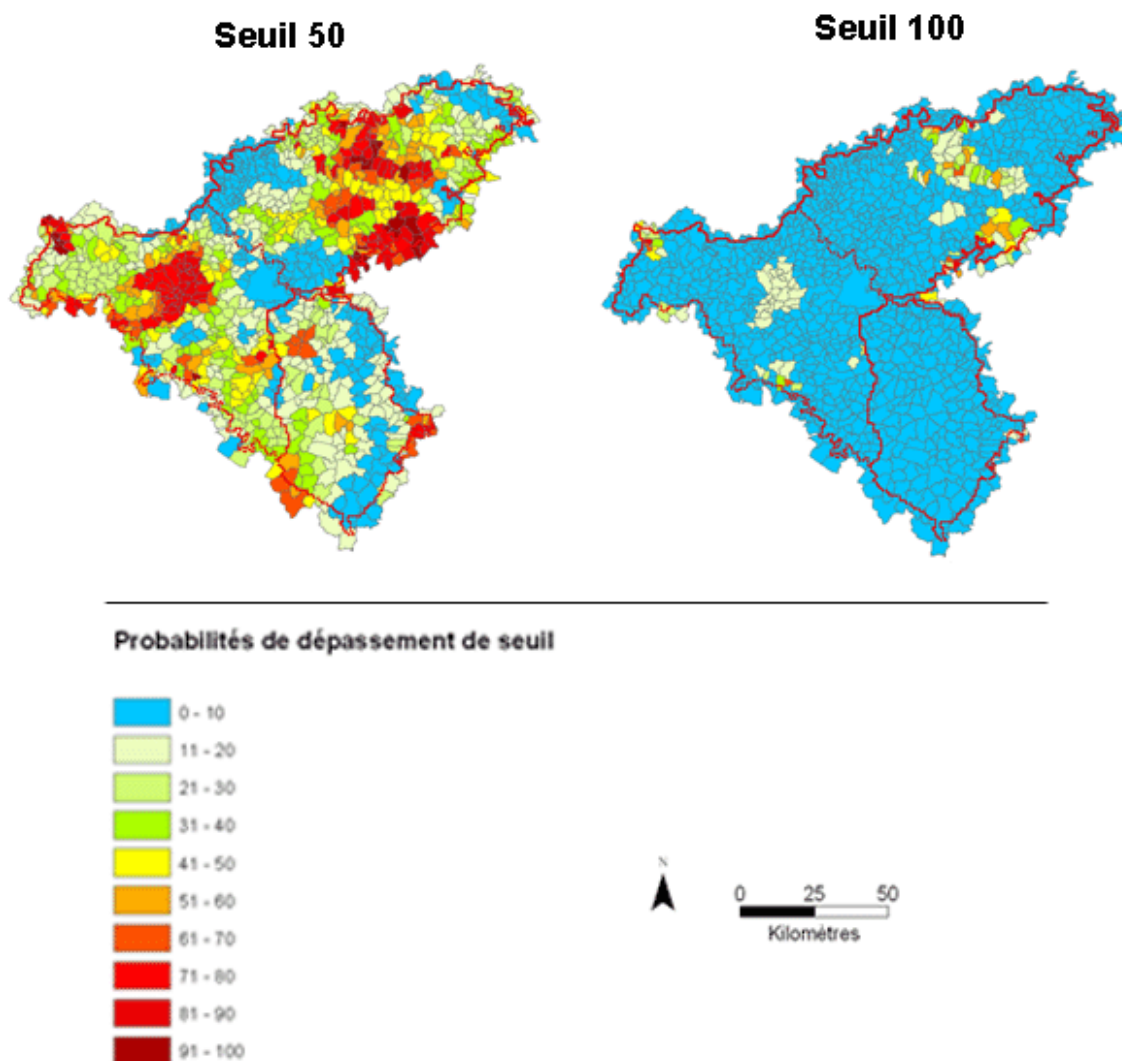


Figure 23 : Carte des probabilités de dépassement des valeurs seuils 50 et 100 NO<sub>3</sub>mg/l par commune et par aquifère calculée par MODSUR-STICS-NEWSAM Année 2005 scénario « A : Laissez-faire » - Partie libre des nappes

#### 4.4.2 Suivi global du « paysage » des UGE et de leurs captages

Les figures 24 et 25 présentent le suivi annuel de l'état de l'ensemble des captages de la zone d'expérimentation résultant des modifications apportées par les UGE à chaque itération annuelle pour des valeurs de « risque critique » respectivement de 10 et 50. La simulation prospective s'étend de 2005 à 2030 pour les deux scénarios agricoles « A : Laissez-Faire » et « B : Raisonné ».

Dès le premier pas de temps, à titre d'exemple, pour un « risque critique » égal à 10 (figure 24), on constate une réponse forte des agents aux résultats fournis par le modèle MODSUR-STICS-NEWSAM. On dénombre que 31% des captages sont approfondis, 14% mélangés au sein de l'UGE, 12% mélangés avec une eau provenant d'une autre UGE, moins de 2% étant traités et 10% abandonnés. L'abandon de captage s'accompagne au ¾ de la création d'un nouveau captage au sein de

la même UGE et au quart restant de l'achat d'eau auprès d'une UGE voisine. Si l'on compare les conditions d'initialisation pour les « risques critiques » 10 et 50, on constate dans le dernier cas une diminution du nombre de captages pour lesquels la pollution est prise en compte en 2005. Pour le scénario « A : Laissez faire » par exemple, ce nombre s'élève à 474 pour un « risque critique » de 10 et 125 pour un « risque critique » de 50. Ceci témoigne de la différence entre une gestion dite « anticipative » des risques de pollution par les nitrates (idem, « risque critique » de 10) et une gestion dite « attentiste » (idem, « risque critique » de 50).

Au cours de l'évolution des cas simulés sur la période 2005-2030, on constate une augmentation du nombre de captages approfondis vers les aquifères sous couverture pour un taux d'accroissement d'environ 2 captages/an quelles que soient les circonstances. A part le cas du « mélange » intra-UGE qui présente une phase de hausse puis de régression dans le cas « gestion anticipative (risque 10) – B : Raisonnable », tous les modes d'exploitation des captages présentent des populations stables voire faiblement croissantes.

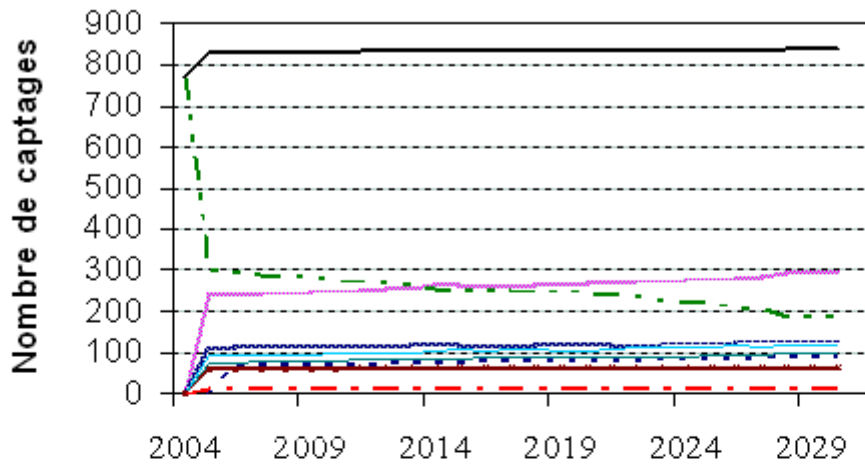
On remarque que dans l'ensemble les résultats du scénario « B : Raisonnable » se distinguent peu de ceux du scénario tendanciel « A : Laissez faire ». Ceci peut venir du fait que l'essentiel des décisions des UGE modélisées portent sur un approfondissement de captage car c'est une des solutions les moins coûteuses. Mais en donnant accès à une eau plus profonde aux évolutions de propriétés beaucoup plus stables, l'approfondissement devient de fait une mesure quasi irréversible d'amélioration de la qualité à l'échelle de temps des 25 ans de simulation.

Cela n'aurait pas été le cas si, ne trouvant pas d'aquifères plus profonds de meilleure qualité, la majorité des UGE avaient du recourir au traitement (dénitrification ou dénitratisation) ou au mélange. Ces deux dernières activités pouvant être arrêtées lors d'une amélioration de la qualité de l'eau, les bénéfices du scénario « B : Raisonnable » auraient alors été plus apparents.

Il convient de nuancer les résultats obtenus par WATER-RUSH à propos de cette dominante d'approfondissement des captages en notant que le paramètre de débit des forages n'a pas été pris en compte. Hors rien ne prouve, qu'en accédant à une couche plus profonde, les besoins quantitatifs d'une UGE puissent être satisfaits dans tous les cas. Ce paramètre se devrait d'être introduit dans des expérimentations ultérieures.

## Prise de décision - risque > 10

### Scénario A: Laissez-Faire



### Scénario B: Raisonné

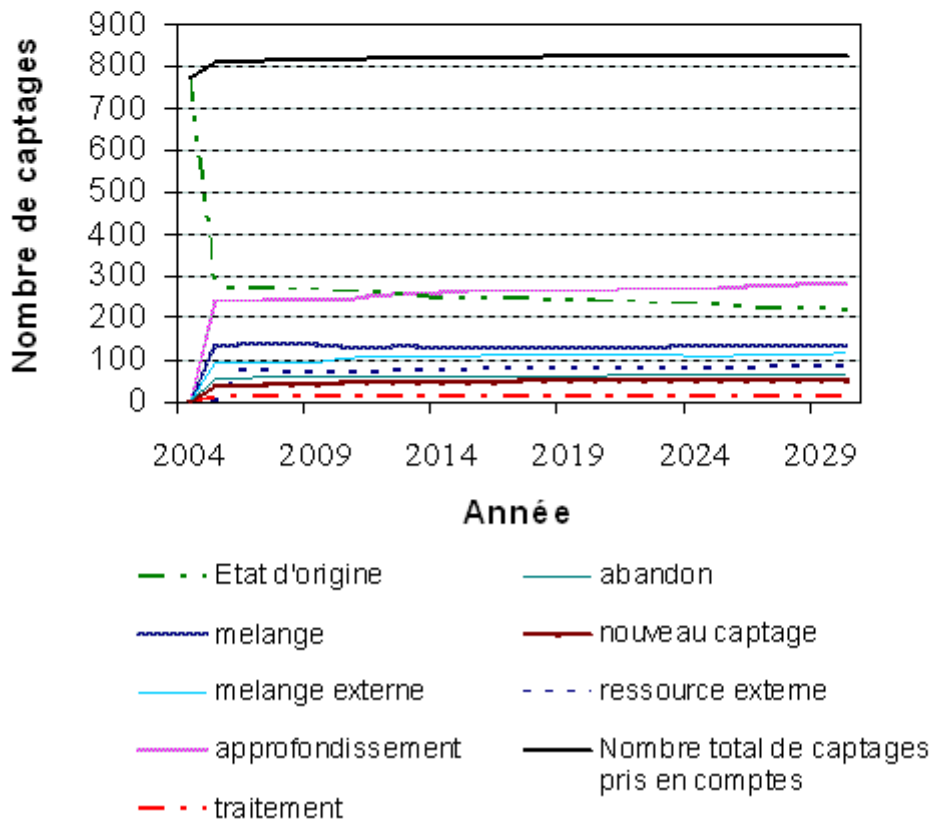
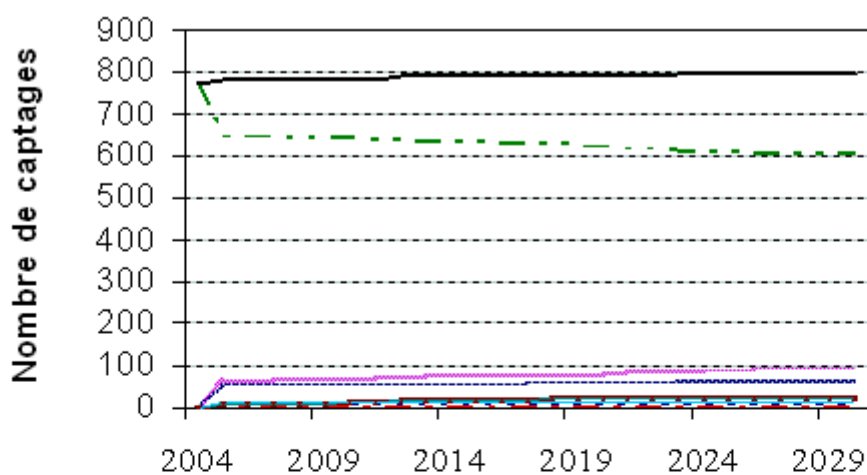


Figure 24 : Devenir des captages lors d'une gestion dite « anticipative » avec un « risque critique » fixé à 10 (idem, probabilité de franchissement de seuil de 0.1 sous scénario « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné »)



## Prise de décision - risque > 50

### Scénario A: Laissez-Faire



### Scénario B: Raisonné

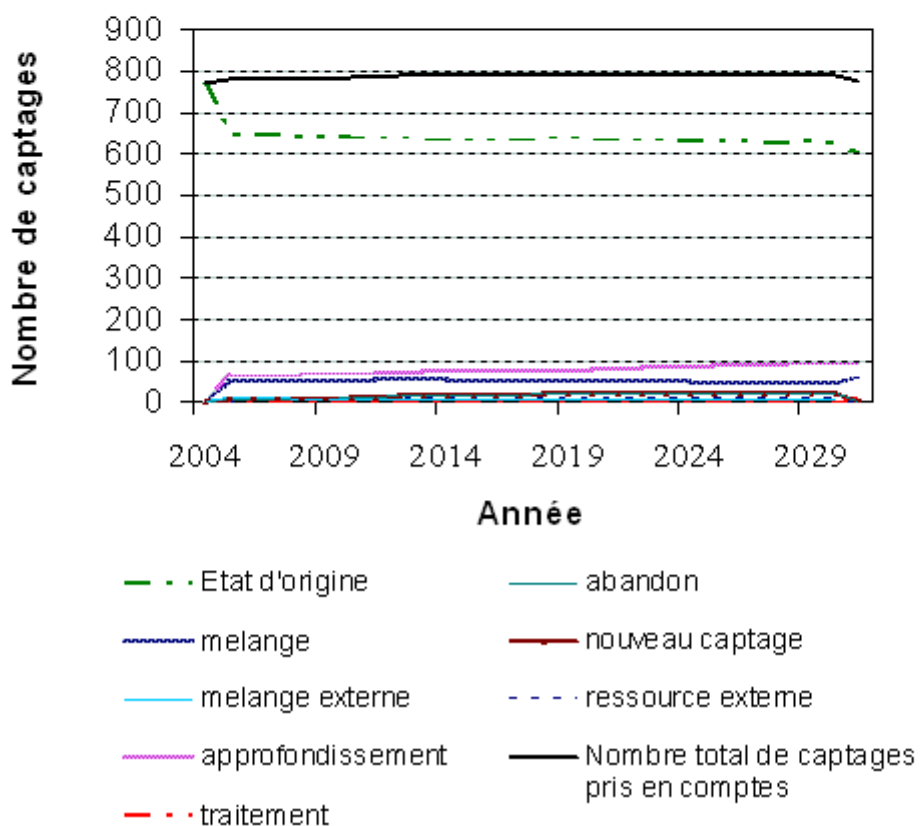


Figure 25 : Devenir des captages lors d'une gestion dite « attentiste » avec un « risque critique » fixé à 50 (idem, probabilité de franchissement de seuil de 0.5) sous scénarios « A : Laissez-faire » et « B : Raisonné »

#### 4.4.3 Géographie du comportement des UGE

Outre l'approche globale illustrée précédemment, le modèle WATER-RUSH permet aussi de visualiser spatialement les résultats. La figure 26 présente par exemple l'état en 2015 de chaque captage pour une simulation menée dans le cas d'une gestion dite « anticipative » avec un « risque critique » égal à 10 sous scénario agricole « A : Laissez Faire ». On constate à nouveau une dominance relative de la solution d'approfondissement des forages tout en constatant néanmoins, par endroit, des abandons de captage au profit d'une ressource moins polluée disponible sur une autre commune de l'UGE.

Dans les secteurs extrême Ouest de la Beauce (4092) et Sud-est (Gâtinais-3210), la seule ressource disponible provient de l'aquifère libre de la Craie et on constate que sa contamination par les nitrates oblige effectivement les UGE à mélanger leur eau avec la ressource d'une autre UGE ou à traiter leur eau sur place. Mais la majorité des UGE concernées impliquant des communes de petites tailles à faible production d'eau potable, la mise en place d'un traitement dépasse leurs capacités économiques, ce qui explique la prédominance du recours à une ressource extra-UGE.

Sur la bordure Est de la zone d'étude (calcaires de Champigny et de Saint Ouen – 3103), les probabilités de dépassement du seuil de 100 mgNO<sub>3</sub>/l sont localement supérieures à 0.1 (idem, 10%) (figure 90, précédente) et les UGE sont amenées à abandonner leur captage et à s'alimenter en eau potable depuis une autre UGE.

On note que la représentation cartographique des résultats par couplage avec un SIG permet de juger efficacement du degré de réalisme dans la prise en compte par WATER-RUSH des particularités locales en termes de situations hydrologiques et économiques.

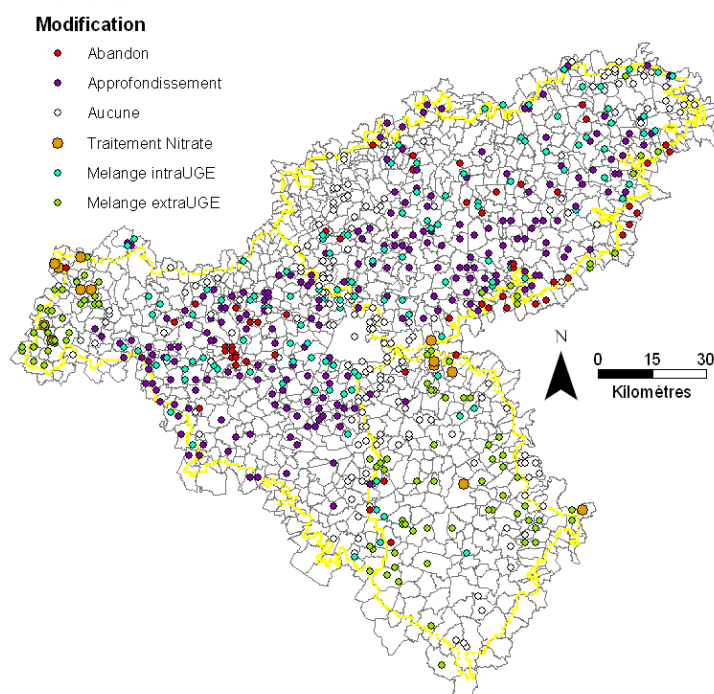


Figure 26 : Carte des modifications apportées aux captages à l'horizon 2015 sous scénario « A : Laissez-faire » pour une gestion dite « anticipative » avec un « risque critique » de 10

#### 4.4.4 Surcoût d'intervention supporté par les UGE

Les décisions prises par les UGE telles qu'elles sont simulées par WATER-RUSH génèrent pour chacune d'elles un surcoût quant à la production d'eau potable. La figure 27 montre l'évolution du coût global des mesures mises en place sur le secteur d'expérimentation pour la période 2005-2030. Cette somme des coûts pour l'ensemble des UGE concernées est présentée pour chaque scénario en fonction d'un paramètre « risque critique » dont les valeurs varient de 10 à 50, par pas de 10.

En début de simulation, l'initialisation des données captages dans le modèle WATER-RUSH provoque une montée brutale des coûts qui se stabilisent au bout de 2 itérations (idem, 2 années), c'est-à-dire à partir de 2006 dans notre cas. Ces coûts initiaux pourraient cependant correspondre en situation réelle au coût global d'adoption d'une politique rationnelle de gestion des captages qui se baserait de manière systématique sur l'information portant sur l'évolution de la pollution par les nitrates telle qu'elle est fournie par le modèle MODSUR-STICS-NEWSAM. Ce coût d'adoption d'une politique de gestion systématique des captages varie selon le niveau de « risque critique » choisi et le surcoût entre l'approche « anticipative » (idem, risque 10) et l'approche « attentiste » (idem, risque 50) est de l'ordre de 3 millions pour l'ensemble de la zone.

Au cours de la période 2005-2030, les coûts ne cessent d'augmenter en raison des modifications apportées aux captages nouvellement contaminés et à l'amortissement des investissements réalisés dont la période d'amortissement va de 15 ans (usine de traitement) à 50 ans. On remarque que d'une façon générale, ces coûts sont supérieurs dans le cas du scénario « A : Laissez-faire » comparé au cas du scénario « B : raisonné ».

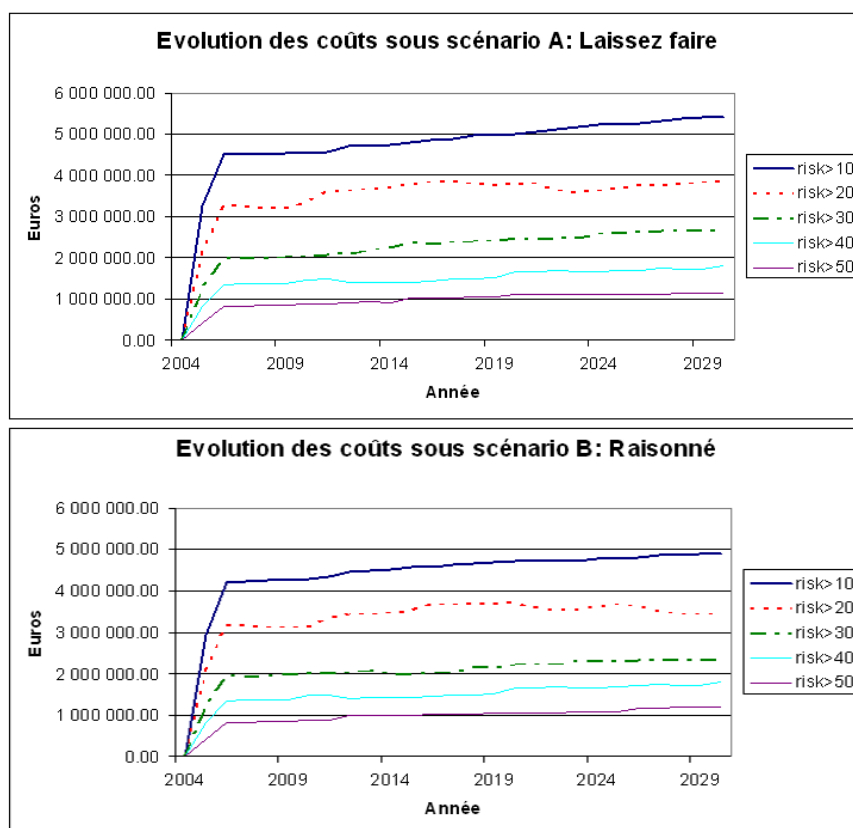


Figure 27 : Evolution des coûts en fonction du paramètre « risque critique » sous scénarios agricoles « A : Laissez-faire » et « B : Raisonné »

Si l'on se réfère à la situation prévue en 2015 par WATER-RUSH, la répartition des surcoûts calculés par m<sup>3</sup> d'eau potable distribuée par chaque UGE (figure 28) nous montre qu'ils sont compris entre 1 centimes d'euros et 5 euros pour une gestion dite « anticipative » avec un « risque critique » de 10. On constate une certaine dichotomie entre la majorité des UGE pour lesquelles les surcoûts sont inférieurs à 40 centimes d'euros par m<sup>3</sup> et une population plus faible, mais bien caractérisée, d'UGE pour lesquelles les surcoûts sont plus importants et sont centrés autour de 1 euro par m<sup>3</sup>. Cette différenciation témoigne de la diversité des solutions techniques retenues par les UGE lors de l'exécution du modèle WATER-RUSH.

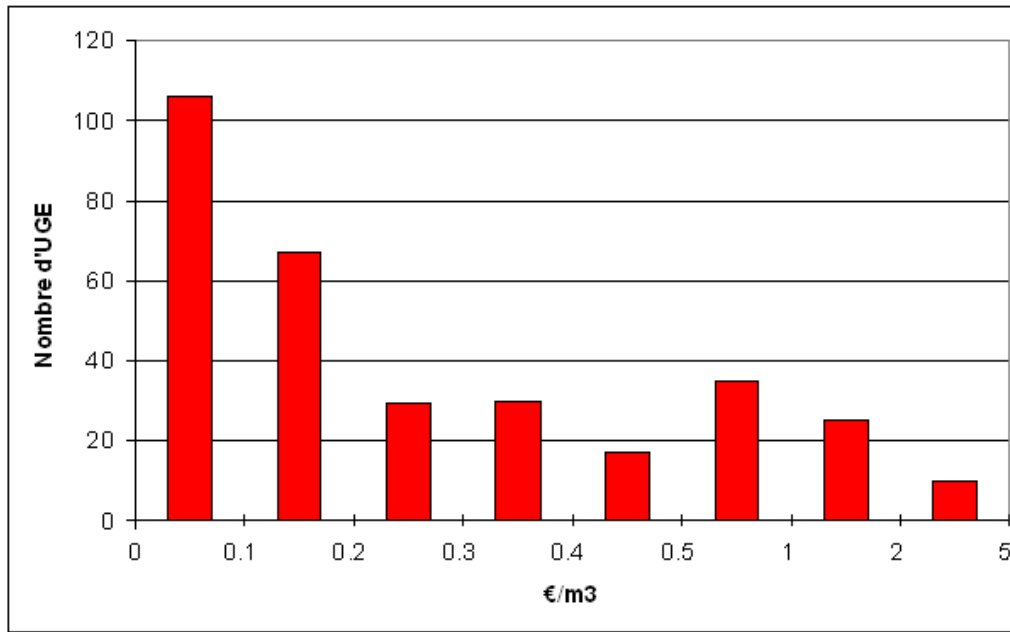


Figure 28 : Répartition des UGE en fonction du surcoût en euro par m<sup>3</sup> calculé par WATER-RUSH à l'horizon 2015 sous scénario « A: Laissez-faire » pour une gestion dite « anticipative » avec un « risque critique » de 10

Les surcoûts peuvent aussi être cartographiés (figure 29) ce qui permet de s'attacher aux particularités locales d'agents ou de groupes d'agent. C'est par exemple le cas de quelques UGE situées au centre du périmètre de la « masse d'eau » Beauce (4092). On remarque un agrégat de communes apparaissant en rouge pour lesquels les coûts sont particulièrement élevés (de 2 à 4 euros/m<sup>3</sup>) et la solution adoptée est exclusivement en « approfondissement » de captage. La population de ces communes rurales ont une population oscillant entre 100 et 200 habitants. Leur situation géographique isolée et leur peu de ressources en investissement font qu'elles n'ont d'autre choix que d'accéder à une ressource souterraine plus profonde pour résoudre leur problème de pollution. On remarque donc qu'ici en contraignant par construction dans WATER-RUSH les UGE à conserver leur propre ressource, on ne favorise pas peut-être pas la solution la plus économique qui consisterait ici en l'achat d'eau auprès d'autres communes ou à se regrouper pour réduire les coûts d'investissements supportés.

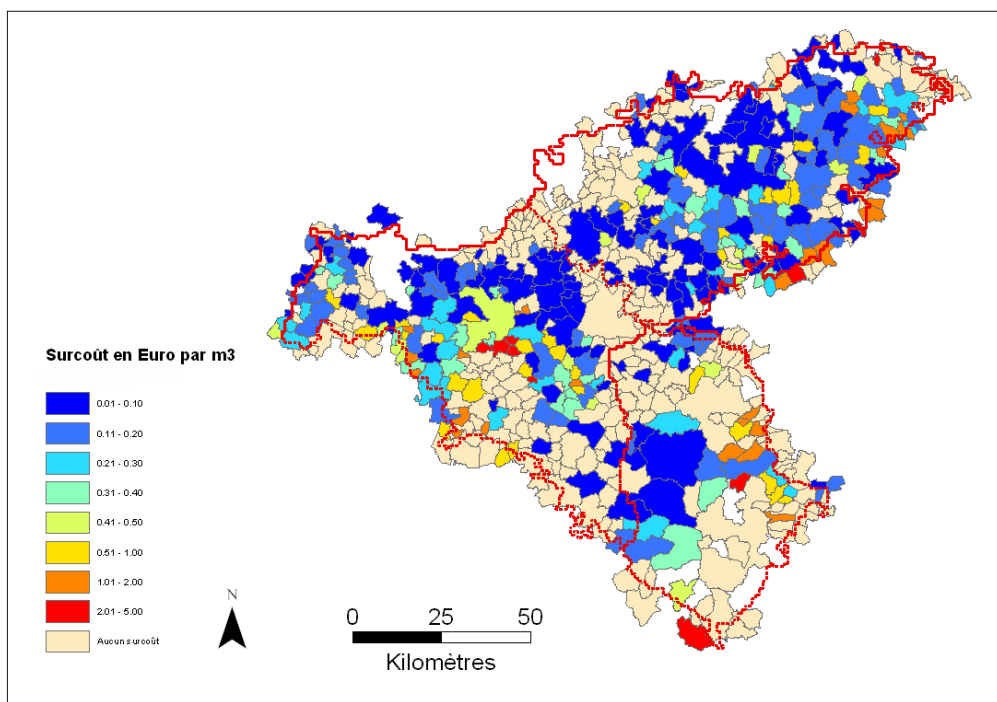


Figure 29 : Cartographie du surcoût en euro par m<sup>3</sup> calculé par WATER-RUSH pour chaque UGE à l'horizon 2015 sous scénario « A: Laissez-faire » pour une gestion dite « anticipative » avec un « risque critique » de 10.

Il peut aussi être intéressant d'étudier la répartition des surcoûts en fonction de la nature des solutions adoptées. Ceux-ci sont présentés sur la figure 30 à l'horizon 2015 sous scénario « A : Laissez-faire » pour une gestion dite « anticipative ». On constate que :

- La solution la moins coûteuse est incontestablement celle de l'« approfondissement », la majorité des cas se situant sous 20 centimes d'euros/m<sup>3</sup>.
- La recherche de nouveaux captages génère des coûts qui peuvent être légèrement plus élevés que dans le cas précédent.
- Dans le cas du traitement, les coûts sont de l'ordre de 10 à 20 centimes d'euros par m<sup>3</sup>.
- Si il y a recours à la ressource d'une autre UGE, les coûts générés sont plus élevés mais très variables d'une UGE à l'autre et peuvent atteindre 4 euros par m<sup>3</sup>. Le fait que certaines UGE abandonnent leur captage et doivent se pourvoir en totalité auprès d'une autre UGE accroît le surcoût par m<sup>3</sup>, mais ne suffit pas à expliquer ces écarts. L'accroissement local du nombre d'UGE interconnecté avec d'autres UGE oblige certaines UGE à rechercher une eau dont l'origine est de plus en plus lointaine et donc coûteuse en transport.

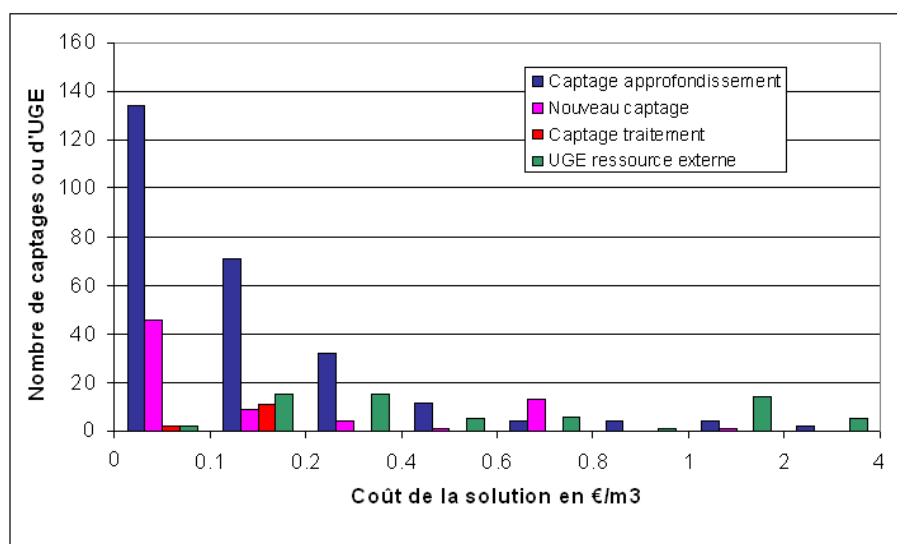


Figure 30 : Répartition des UGE en fonction de la solution adoptée et du surcoût en euro par m<sup>3</sup> calculé par WATER-RUSH à l'horizon 2015 sous scénario « A: Laissez-faire » pour une gestion dite « anticipative » avec un « risque critique » de 10

#### 4.4.5 Bénéfice net obtenu par la mise en place des mesures de protection

Le bénéfice net résultant de la mise en place des mesures de protection établi dans le scénario B : « Raisonnable » peut être calculé en soustrayant des surcoûts annuels totaux obtenus sous scénario A : « Laissez-faire » de ceux obtenus sous scénario B. A titre d'exemple, les bénéfices obtenus sans actualisation pour un « risque critique » égal à 10 et 50 sont présentés dans le tableau 2 pour la période 2006-2015. Pour un risque critique donné, les bénéfices obtenus restent du même ordre de grandeur sur toute la période considérée. On observe néanmoins des variations positives et négatives des valeurs d'une année sur l'autre. Comme nous l'avons déjà mentionné, l'augmentation du bénéfice s'explique par une baisse des coûts de fonctionnements relatifs au traitement et par un moindre nombre de captages soumis à une pollution et donc modifiés en conséquence. Mais, dans certains cas, la mise en place des mesures ne fait que retarder la contamination. Les coûts résultants sont alors différés d'une ou plusieurs années avec pour conséquence une diminution des bénéfices.

Pour un risque critique égal à 10 (idem, gestion dite « anticipative »), le bénéfice annuel attendu est de l'ordre de 250 000 euros. L'augmentation du risque critique conduit à une diminution rapide de ces bénéfices, les coûts associés étant proportionnellement moindres. Pour une valeur de 50 (idem, gestion dite « attentiste »), les bénéfices obtenus sont nuls voir faiblement négatifs pour certaines années, ce qui traduit probablement un manque de sensibilité du modèle.

Tableau 2: Evolution du bénéfice net pour l'usager des mesures du scénario « B : Raisonnable » sur la période 2006-2015

Risque Critique		2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
10	Bénéfice (Milliers €)	312	247	256	267	249	227	223	231	255	241
		0	0	0	0	0	0	-79	-79	-80	14
50											

#### **4.4.6 Perspectives sur l'utilisation du modèle WATER-RUSH**

Par son plus grand réalisme dans la prise en compte de la décision des acteurs de l'exploitation de l'eau souterraine, ici les UGE, le modèle WATER-RUSH a clairement démontré l'apport supplémentaire offert au niveau de l'analyse économique par les techniques de simulation multi-agents par rapport aux points de vue plus classiques d'exploitation statistique du risque (Viavattene, 2006). Cependant, les travaux exploratoires que nous avons menés avec WATER-RUSH ouvrent la voie vers de nombreuses améliorations possibles dans son emploi. Une meilleure connaissance de l'état des captages et les réseaux de distribution en début d'initialisation permettrait probablement d'éviter l'apparition d'une réorganisation initiale de l'état du modèle engendrant des coûts initiaux de mise à jour parfois artificiels.

Des développements complémentaires doivent aussi être apportés quant au comportement individuel ou collectif des acteurs (création de nouvelles UGE liées à l'apparition des Communautés de communes, par exemple), mais l'amélioration la plus évidente devrait porter sans conteste sur la prise en compte des quantités d'eau disponibles et débits réalisables par aquifères. Ce facteur est probablement primordial dans le cas où les UGE se doivent de rechercher de nouvelles ressources souterraines.

**Pour des compléments d'information sur l'ensemble de cet axe de recherche, nous vous invitons à consulter la thèse de C. Viavattene (2006) : Exploitation socio-économique de la modélisation souterraine du transfert des nitrates à l'échelle du bassin de la Seine. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.**

## 5. Bibliographie

- Abdelmalki L., Mundler (1997). Economie de l'environnement. *Les Fondamentaux, édition Hachette*. Pp. 160.
- AESN, 1994. L'eau potable : les coûts d'investissement en Seine Normandie in « L'eau potable ». Brochure.
- Amigues J.P., Bonnieux F., LeGoffe P., Point P. (1995). Valorisation des usages de l'eau. *Edition Economica*. Pp. 112.
- Bousquet (2001). Modélisation d'accompagnement Simulations multi-agents et gestion des ressources naturelles et renouvelables. *Mémoire pour l'habilitation à diriger les recherches de l'Université de Lyon 1*.
- Bousquet F., Barreteau O., Mullon C., Weber J. (1996). Modélisation d'accompagnement : systèmes Multi-Agents et gestions des ressources renouvelables. *Actes du colloque international « Quel environnement au 21<sup>ème</sup> Siècle ? Maîtrise du long terme et démocratie », GERMES*. Pp 10 .
- Denyset (1993). Synthèse technico-économique de la potabilisation sur le bassin Seine-Normandie : rapport principal. *Agence de l'eau Seine Normandie et Université de Technologie de Compiègne*.
- EPA (1995). A framework for measuring the economic benefits of ground water. *Interoffice GroundwaterValuationWorkgroup – United States Environmental Protection Agency*. Pp 57.
- Ferber J. (1995). Les systèmes multi-agents, vers une intelligence collective. *InterEditions, Paris*.
- Ferber J. (1997). La modélisation multi-agent : un outil d'aide à l'analyse de phénomènes complexes. *Tendances nouvelles en modélisation pour l'environnement – Editions Elsevier* : 113-133.
- Feuillette S. (2001). Vers une gestion de la demande sur une nappe en accès libre : exploration des interactions ressource usages par les systèmes multi-agents : application à la nappe de Kairouan, Tunisie Centrale. *Thèse de doctorat, Université de Montpellier II*.
- Garrabé M. (1994). Ingénierie de l'évaluation économique. *Collection : Enseignement Supérieur et tertiaire – Edition Ellipse*. Pp 255.
- Goldberg A. (1984). Smalltalk-80: The Interactive Programming Environment. Computer Science. *Addison-Wesley Publishing Co.*. Pp 516.
- Lacroix A. & Balduchi F. (1995). Le traitement des nitrates de l'eau potable – Bilan économique et perspectives. *Techniques Sciences Méthodes*, **12** : 923-929.
- Malville E. (1999). L'auto-organisation de groupes pour l'allocation de tâches dans les Systèmes Multi-Agents : Application à CORBA. *Thèse, Informatique, Université de Savoie, 25 Mars 1999*. Pp 211.
- Mignolet C., C. Schott, J-F. Mari & Benoit M. (2002). Typologies des successions de cultures et des techniques culturales dans le bassin de la Seine. *Rapport d'activité 2002 - Programme PIREN-Seine*. Pp 23.
- Monget J-M. & Viavattene C. (2005). Exploitation socio-économique des scénarios tendanciels. Mesure du coût social des pollutions azotées pour l'alimentation en eau potable : approche méthodologique. *Rapport d'activité 2005 – Programme PIREN-Seine*. Pp 19.
- Point P. (1999). La valeur économique des hydrosystèmes : méthode et évaluation des services délivrés. *Edition Economica*. Pp. 211.
- Poux X., Ducos, G., Benoît M., Schott C., Mignolet C., Bonvallet S., Mary B. (2004). Simulation prospective des pertes nitriques dans l'hydrosystème Seine en 2050 : construction de scénarios macro-économiques de l'agriculture en images spatialisées des systèmes agraires du bassin de la Seine. *Rapport d'activité 2003 - Programme PIREN-Seine*. Pp. 43.
- Saunier (1993). Coûts des installations de potabilisation : traitement des eaux superficielles et souterraines. *Saunier eau et environnement*.
- Schnebelen N. (2000). Analyse et modélisation de l'impact de la maîtrise des pratiques agricoles sur la pollution diffuse par les nitrates. Application à l'aquifère des calcaires de Beauce (site de Villamblain). *Thèse, Université d'Orléans*.
- Spitz K., Moreno J. (1996). A practical guide to groundwater and solute transport modelling. *J. Wiley & sons*. : 274-278.



Viavattene C. (2006). Exploitation socio-économique de la modélisation souterraine du transfert des nitrates à l'échelle du bassin de la Seine. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris. *Thèse de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris*. Pp. 292.

WATECO (2002). Economics and the environment: the implementation challenge of the water framework directive – a guidance document. Pp 64.